



LATVIJAS UNIVERSITĀTES  
73. ZINĀTNISKĀ KONFERENCE  
LU BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE

# LATVIJAS ŪDEŅU VIDES PĒTĪJUMI UN AIZSARDZĪBA

Referātu tēžu krājums

Rīga, 2015. gada 4. februāris



**LATVIJAS  
UNIVERSITĀTE**  
ANNO 1919



**“LATVIJAS ŪDEŅU VIDES PĒTĪJUMI UN AIZSARDZĪBA”**

**LU 73. Zinātniskā konference**

**Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra**

**Referātu tēžu krājums**

**Rīga, Latvijas Universitāte. 2015.**

**©Latvijas Universitāte, 2015.**

**©Ivars Druvietis, vāka foto.**



## SATURS

<b>FITOBENTOSA INDIKATORU KVALITĀTES KLAŠU ROBEŽVĒRTĪBU IZSTRĀDE LATVIJAS PIEKRASTEI</b> MADARA ALBERTE.....	6
<b>ŪDENS CAURSPĪDĪBAS IZMAIŅAS RĪGAS JŪRAS LĪCĪ PĒDĒJOS 50 GADOS</b> VIESTURS BĒRZIŅŠ .....	8
<b>CEĻOTĀJZIVJU POPULĀCIJU STĀVOKLIS UN TĀ UZLABOŠANAS IESPĒJAS JUGLAS BASEINA UPĒS</b> JĀNIS BIRZAKS, KASPARS ABERSONS, MĀRIS STRŪĢIS, JĀNIS BAJNSKIS.....	13
<b>BALTIJAS JŪRAS PIEKRASTES ZIVJU SABIEDRĪBAS IZMAIŅAS PĒDĒJO GADU LAIKĀ...</b> LAURA BRIEKMANE, DIDZIS USTUPS, ELĪNA KNOSPIŅA, ĒVALDS URTĀNS.....	19
<b>PROTOZOOPLANKTONS KĀ POTENCIĀLS INDIKATORS PILSĒTVIDES HIDROEKOSISTĒMĀS</b> ..... LINDA BUHOLCE, ELMĪRA BOIKOVA, VITA LĪCĪTE, ULDIS BOTVA .....	26
<b>ZIVJU MAZUĻU BAROŠANĀS EKOLOĢIJA BURTNIĒKU EZERĀ 2014. GADA VASARAS SEZONĀ</b> .. MARTA DIEVIŅA, MATĪSS ŽAGARS.....	29
<b>DEMONSTRĀCIJU SAIMNIECĪBAS „LIELKRŪZES” VIRSZEMES ŪDEŅU KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS</b> ..... DĀVIS GRUBERTS, JANA PAIDERE.....	32
<b>LATVIJAS UN LIETUVAS UPJU HIDROMORFOĢISKĀ NOVĒRTĒJUMA SALĪDZINĀJUMS</b> JOLANTA JĒKABSONE	34
<b>RESNVĒDERA PURVUSPĀRES <i>LEUCORRHINIA CAUDALIS</i> (ODONATA: LIBELLULIDAE) IZPĒTE UN AIZSARDZĪBA LATVIJĀ</b> MĀRTIŅŠ KALNIŅŠ.....	38
<b>FITOPLANKTONA INDIKATORU KLAŠU ROBEŽVĒRTĪBU IZSTRĀDE LATVIJAS PIEKRASTEI</b> ATIS LABUCIS, IEVA BĀRDA, IVETA JURGENSONE.....	40
<b>VIENDIENĪŠU SUGU IZPLATĪBA VENTAS UN LIELUPES BASEINU APGABALOS SAISTĪBĀ AR ŪDENS FIZIKĀLI-ĶĪMISKAJEM PARAMETRIEM</b> DĀVIS OZOLIŅŠ, AGNIJA SKUJA, ELGA PARELE, ILGA KOKORĪTE, JOLANTA JĒKABSONE, LAURA GRĪNBERGA .....	42
<b>ZIVJU SASTOPAMĪBA LATVIJAS ŪDEŅOS BALTIJAS JŪRĀ UN RĪGAS JŪRAS LĪCĪ</b> MĀRIS PLIKŠS .....	44
<b>ZOOBENTOSA SABIEDRĪBU STRUKTURĀLĀS IZMAIŅAS UPJU MELIORATĪVO DARBU VEIĶŠANAS PROCESĀ</b> ARKĀDIJS POPPELS.....	55
<b>GLIEMĒŅU <i>MYTULUS TROSSULUS</i> AUDZĒŠANAS IESPĒJAS LATVIJAS PIEKRASTĒ</b> INGRĪDA PURIŅA, IEVA BĀRDA .....	57
<b>STORES SASTOPAMĪBAS UN REINTRODUKCIJAS VĒSTURE LATVIJĀ</b> SANTA PURVIŅA, RUTA MEDNE, MĀRCIS ZIŅĢIS.....	59

<b>SEŠU DAŽĀDU JONU ŠĶĪDUMU EKOTOKSICITĀTE, IZMANTOJOT <i>DAPHNIA MAGNA</i>, <i>VIBRIO FISCHERI</i> UN <i>DANIO RERIO</i> EKOTOKSICITĀTES TESTU</b> IEVA PUTNA .....	<b>63</b>
<b>ZOOPLANKTONA UN REIŅES <i>CLUPEA HARENGUS</i> L. TELPISKAIS SADALĪJUMS UN SAVSTARPĒJĀ IETEKME RĪGAS LĪCĪ (BALTIJAS JŪRĀ)</b> GUNTA RUBENE, IVARS PUTNIS, GUNTARS STRODS.....	<b>66</b>
<b>VENTAS UN LIELUPES BASEINU UPJU EKOĻOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS PĒC BIOĻOĢISKAJIEM, HIDROMORFOĻOĢISKAJIEM UN FIZIKĀLI ĶĪMISKAJIEM PARAMETRIEM</b> AGNIJA SKUJA, DĀVIS OZOLIŅŠ, JOLANTA JĒKABSONE, ILGA KOKORĪTE, LAURA GRĪNBERGA UN ELGA PARELE.....	<b>77</b>
<b>SVEŠO SUGU MONITORINGS BALTIJAS JŪRAS OSTĀS</b> SOLVITA STRĀĶE, IEVA BĀRDA, ASTRA LABUCE, VIKTORS PĒRKONS, SVETLANA ROMANOVIČA.....	<b>80</b>
<b>SĀNPELDES KĀ RĪGAS LĪČA SEDIMENTU KVALITĀTES INDIKATORS</b> EVITA STRODE, MAIJA BALODE.....	<b>82</b>
<b>SIVERA EZERA DABAS VĒRTĪBAS SMALKĀS UN LOKANĀS NAJĀDAS (<i>NAJAS TENUISSIMA</i>, <i>N. FLEXILIS</i>) ATRADŅU AIZSARGĀŠANAS KONTEKSTĀ</b> UVIS SUŠKO.....	<b>87</b>
<b>PELDOŠĀ MONITORINGA STACIJA KĀ PAMATS PASTĀVĪGAM HIDROBIOĻOĢISKAJAM UN HIDROĶĪMISKAJAM MONITORINGAM</b> ENGURES EZERĀ ROBERTS ŠILIŅŠ.....	<b>95</b>
<b>MIR INDEKSA (MACROPHYTE INDEX FOR RIVERS) IZMANTOŠANA LATVIJAS UPJU EKOĻOĢISKĀS KVALITĀTES NOTEIKŠANĀ</b> LINDA UZULE.....	<b>97</b>
<b>MAKROFĪTU VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS ĻOTI SEKLOS UN SEKLOS BRŪNŪDENS EZEROS LATVIJĀ</b> LAUMA VIZULE – KAHOVSKA .....	<b>100</b>
<b>ATLANTIJAS STORES (<i>ACIPENSER OXYRINCHUS</i>) RESURSU PAPILDINĀŠANAS REZULTĀTI PIRMAJĀ GADĀ PĒC IZLAIŠANAS</b> MĀRCIS ZIŅĪS, RUTA MEDNE, SANTA PURVIŅA .....	<b>104</b>

# FITOBENTOSA INDIKATORU KVALITĀTES KLAŠU ROBEŽVĒRTĪBU IZSTRĀDE LATVIJAS PIEKRASTEI

**Madara ALBERTE**

*Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Daugavgrīvas 8, Rīga LV-1048*

*\*e -pasts: madara.alberte@lhei.lv*

Saskaņā ar ES Ūdens Struktūrdirektīvas (2000/60/EK) prasībām izveidot un interkalibrēt virszemes ūdensobjektu novērtēšanas bioloģisko elementu metodiku līdz 2016. gadam, 2014. gadā tika apkopots un pabeigts darbs pie fitobentosa indikatoru testēšanas un pielāgošanas Latvijas piekrastes ūdeņiem. Tā rezultātā tika izstrādātas ekoloģiskās kvalitātes klašu robežvērtības trim fitobentosa izplatības maksimālā dziļuma indikatoriem.

Fitobentosa sugu izplatības maksimālais dziļums ir visplašāk izmantotais fitobentosa indikators Baltijas jūras valstīs, galvenokārt vēsturisko datu esamības un relatīvi vienkāršākās metodoloģijas dēļ. No fitobentosa indikatoriem šobrīd šis ir arī piemērotākais indikators iekļaušanai HELCOM *core* jeb pamata indikatoru sarakstā (CORESET II, 2015). Izmantojot LU Bioloģijas institūta un Latvijas Hidroekoloģijas institūta datus, kas aptver laika posmu no 1999. līdz 2013. gadam, Rīgas līcim tika analizēta līča nozīmīgākās sugas *F. vesiculosus* un kopējās makroveģetācijas izplatības dziļumu saistība ar dažādiem eutrofikācijas spiediena rādītājiem. Statistiski būtiska saistība tika konstatēta ar ūdens caurspīdīgumu ( $r_{s(Fucus)}=0,452$  un  $r_{s(makroveģ.)}=0,496$ ) un hlorofilu *a* ( $r_{s(makroveģ.)}= -0,417$ ). Lai izveidotu vienotu metodi Rīgas līcim, abi šie indikatori tika apvienoti indeksā PEQI (*Phytobenthos Ecological Quality Index*). Atklātajā piekrastē *F. lumbricalis* maks. dziļuma indikatora funkcionēšana tika testēta, izmantojot kopēju Latvijas un Lietuvas nacionālo monitoringu datu kopu (2003.-2013. g.). – Kuršu lagūnas ieplūdes dēļ eutrofikācijas ietekme daudz labāk atklājās reģionālā mērogā. Būtisku ietekmi uz *F. lumbricalis* dziļuma izplatību uzrādīja ūdens caurredzamība un kopējais fosfors ( $r_{s(Seki)}=0,46$  un  $r_{s(Pkop)}= -0,42$ ). References stāvokļa noteikšanai tika izmantoti pieejamie vēsturiskie dati (Skuja, 1924; Martin, 1999; Kireeva, 1960; Korolev, Fetter, 2003), GES robežas noteikšanā - mērenā atkāpe no references stāvokļa jeb  $EQR=0,75$ .

Darbs veikts LVAF finansēta projekta „ES Ūdens Struktūrdirektīvas 2000/60/EK īstenošana Latvijas piekrastes un pārejas ūdeņos (Baltijas jūra): bioloģisko kvalitātes elementu (fitoplanktona, makrofitu, bentosa bezmugurkaunieku) interkalibrācija un testēšana (zivis)” ietvaros.

**Izmantotā literatūra:**

CORESET II, 2015. HELCOM projekta CORESET II bentosa ekspertu sanāksmju iekšējie npublicētie materiāli.

Kireeva M. 1960. *Distribution and biomass of marine algae in the Baltic Sea*. Trudi WNIRO, 42:195-205. (Krievu valodā).

Korolev A., Fetter M. 2003. *The mapping of benthic biocenoses in the coastal zone of Latvia*. ICES CM2000/T, 11 pp.

Martin G. 1999. *Distribution of phytobenthos biomass in the Gulf of Riga (1984-1991)*. Hydrobiologia, 393:181-190.

Skuja H. 1924. *Mērsraga – Ragaciema piekrastes aļģes*. Acta Univ. Latviensis, 10:337–392.

# ŪDENS CAURSPĪDĪBAS IZMAIŅAS RĪGAS JŪRAS LĪCĪ PĒDĒJOS 50 GADOS

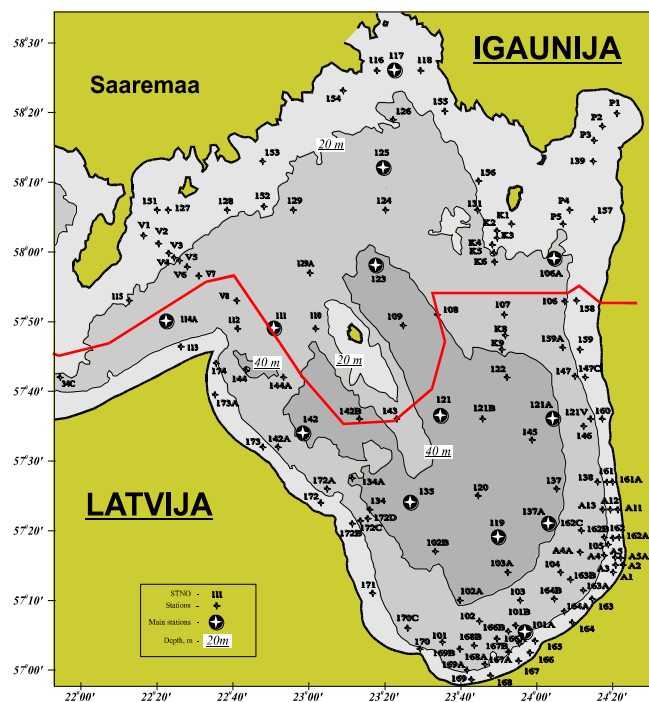
## Viesturs BĒRZIŅŠ

BIOR Zivsaimniecības departamenta Jūras laboratorija,

\*e-pasts: [Viesturs.Berzins@bior.gov.lv](mailto:Viesturs.Berzins@bior.gov.lv)

Ūdens caurspīdīgums ir vizuāli nosakāms parametrs, un tā sastāv no divām daļām: 1) ūdens caurspīdības dziļuma pēc Seki diska rādījumiem, ko nosaka vizuāli, 2) ūdens krāsas, ko arī nosaka vizuāli. Abas caurspīdības daļas ir atkarīgas no apgaismojuma, un proti, tās ir nosakāmas vienīgi apstākļos, kad Saule ir virs horizonta, tās ir subjektīvas, respektīvi, ūdens caurspīdības un krāsas parametri ir atkarīgi no novērotāja individuālajām īpatnībām. Ūdens caurspīdība Rīgas jūras līcī ir pētīta vairākkārt, bet pilnīga tās analīze nav sniegta (Захарченко Н.Е., 1962; Berzinsh V., 1995).

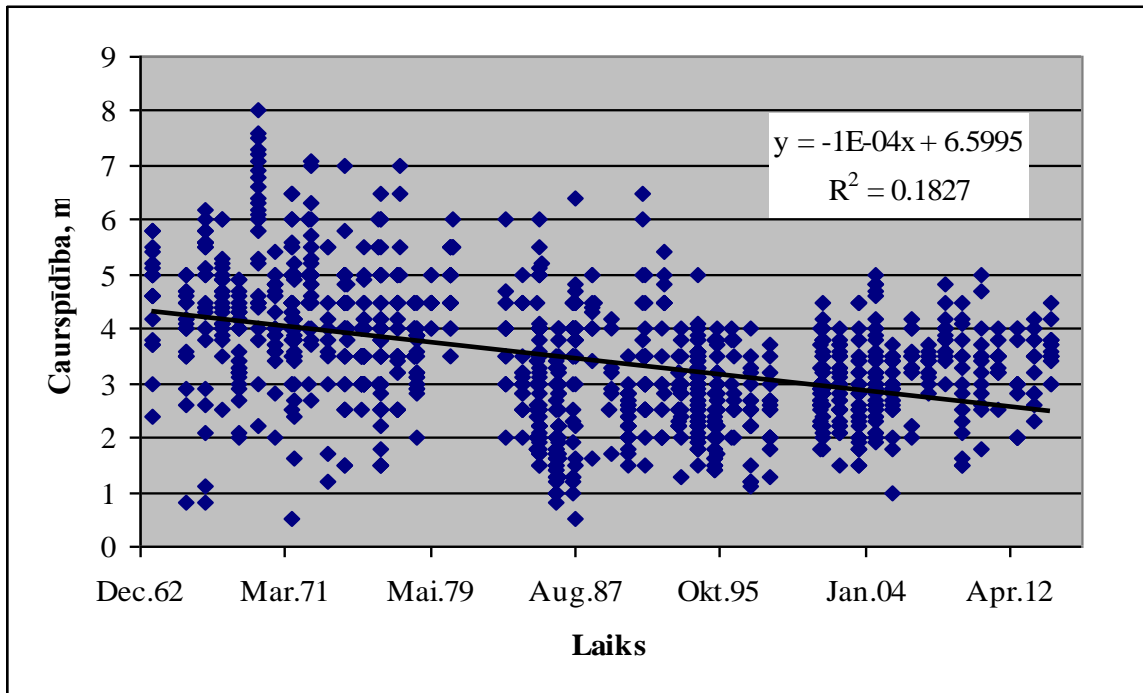
Laikā no 1963. gada līdz 2014. gadam ūdens caurspīdības novērojumi Rīgas jūras līcī ir veikti aptuveni 185 okeanogrāfiskajās stacijās (skatīt 1. attēlu).



1. attēls. Okeanogrāfisko novērojumu stacijas Rīgas jūras līcī laikā no 1963. līdz 2014. gadam.



Ūdens caurspīdības dinamika Rīgas jūras līcī šajā laikā (1963. – 2014.) uzrāda to, ka caurspīdība laika gaitā būtiski samazinās (skatīt 2. attēlu).



2. attēls. Ūdens caurspīdības dinamika Rīgas jūras līcī laikā no 1963. līdz 2014. gadam.

Analizējot visus datus pēdējos 50 gados, jāsecina, ka ūdens caurspīdības un ūdens krāsas dinamika šajā laika periodā sezonāli mainās ļoti maz, piemēram, caurspīdība svārstās no 2,4 m līdz 3,9 m, pie kam, šīm svārstībām nav izteikts sezonāls raksturs, bet ūdens krāsa (pēc krāsu skalas SČV) mainās tikai no 14 līdz 16 (skatīt 1. tabulu).

1. tabula. Ūdens caurspīdības un krāsas sezonālātes dinamika Rīgas jūras līcī laikā no 1963. līdz 2014. gadam.

Mēnesis	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Novērojumi	26	69	20	253	1170	327	350	998	234	268	117	35
Caurspīdība	3.3	2.4	3.3	2.6	3.0	3.9	3.1	3.6	3.6	3.4	2.7	3.2
Mēnesis	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Krāsa, Nr.	15	14	16	16	16	14	14	14	14	14	15	16

Lai pārbaudītu ūdens caurspīdības tendences sezonālajā aspektā, aprēķināti daži ūdens caurspīdības statistiskie parametri dažādos laika periodos, un konstatēts, ka ciešākā sakarība starp ūdens caurspīdības dziļumu un laiku ir vērojama vasaras vidū, laikā no jūlija līdz augustam (skatīt 2. tabulu).

2. tabula. Ūdens caurspīdības sezonālās izmaiņas Rīgas jūras līcī laikā no 1963. līdz 2014. gadam.

Periods	Janvāris- Decembris	Aprīlis- Novembris	Maijs- Oktobris	Jūnijs- Septembris	Jūlijs- Augusts
Novērojumi	3867	3717	3345	1909	1348
Determinācijas koeficients (R <sup>2</sup> )	0.1061	0.1039	0.1092	0.1592	0.1827
Korelācijas koeficients (R)	-0.326	-0.322	-0.330	-0.399	<b>-0.427</b>

Samērā voluntāri sadalot visu vasaras novērojumu rindu divās daļās, un proti, laika periodā no 1963. gada līdz 1993. gadam, un laika periodā no 1994. gada līdz 2014. gadam, varam konstatēt, ka pirmajā periodā vērojama būtiska ūdens caurspīdības samazināšanās, bet otrajā periodā – vērojama neliela ūdens caurspīdības palielināšanās (skatīt 3. tabulu).

Sadalot visus vasaras (jūlijs - augusts) novērojumus pēc dziļumu zonām, un proti, piekrastes zona ar kopējo dziļumu aptuveni līdz 25 metriem, un dziļā zona ar kopējo dziļumu lielāku par 25 metriem, varam konstatēt, ka laika periodā no 1963. līdz 1993. gadam piekrastes zonā ūdens caurspīdības samazināšanās ir straujāka nekā dziļajā zonā, bet laika periodā no 1994. līdz 2014. gadam ūdens caurspīdības palielināšanās ir aptuveni vienāda gan piekrastes zonā, gan dziļajā zonā (skatīt 3. tabulu).

3. tabula. Ūdens caurspīdības izmaiņas vasarā (jūlijā un augustā) Rīgas jūras līcī dažādos periodos un dziļuma zonās laikā no 1963. līdz 2014. gadam.

Dziļumu zona	Periods	1963 - 1993	1994 - 2014
VISS	Novērojumi	846	502
VISS	Determinācijas koeficients ( $R^2$ )	0.2003	0.0855
VISS	Korelācijas koeficients (R)	<b>-0.448</b>	<b>+0.292</b>
Dziļūdens zona (25 -50 m)	Novērojumi	443	201
Dziļūdens zona (25 -50 m)	Determinācijas koeficients ( $R^2$ )	0.1551	0.0855
Dziļūdens zona (25 -50 m)	Korelācijas koeficients (R)	<b>-0.394</b>	<b>+0.292</b>
Piekrastes zona (0 -25 m)	Novērojumi	403	301
Piekrastes zona (0 -25 m)	Determinācijas koeficients ( $R^2$ )	0.2529	0.0792
Piekrastes zona (0 -25 m)	Korelācijas koeficients (R)	<b>-0.503</b>	<b>+0.281</b>

### Secinājumi

- 1) apskatāmajā periodā kopumā ir vērojama būtiska ūdens caurspīdības samazināšanās,
- 2) ūdens caurspīdības un krāsas sezonālās izmaiņas praktiski nav vērojamas,

3) konstatēti divi periodi ar atšķirīgām ūdens caurspīdības izmaiņu tendencēm, un proti, laikā no 1963. – 1993. gadam vērojama samērā strauja ūdens caurspīdības samazināšanās, bet laikā no 1994 – 2014 gadam vērojama samērā lēna ūdens caurspīdības palielināšanās,

4) augšminētais artefakts varētu būt izskaidrojams ar saimniekošanas veida izmaiņu ietekmi uz vides stāvokli aptuveni pēc 1991. gada, ko daļēji apstiprina straujā ūdens caurspīdības samazināšanās piekrastes zonā periodā no 1963. – 1993. gadam.

#### **Izmantotā literatūra:**

Захарченко Н.Е. Прозрачность вод Рижского залива, Сборник работ РГМО. - Рига, 1962. - Вып. 1. - с. 83 - 102.

Berzinsh V. Hydrology. *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Edited by Prof. E. Ojaveer., Estonian Academy Publishers, Tallinn. 1995., p. 7 - 31.

## CEĻOTĀJZIVJU POPULĀCIJU STĀVOKLIS UN TĀ UZLABOŠANAS IESPĒJAS JUGLAS BASEINA UPĒS

Jānis BIRZAKS <sup>1</sup>, Kaspars ABERSONS <sup>1\*</sup>, Māris STRŪĢIS <sup>1</sup>, Jānis BAJINSKIS <sup>1</sup>

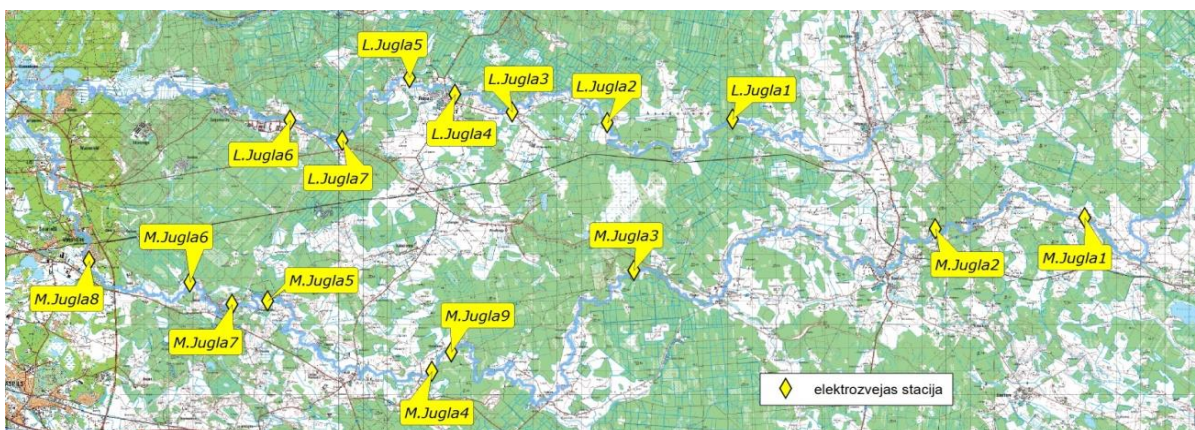
<sup>1</sup> ZI „BIOR” Zivju resursu pētniecības departaments

\*e-pasts: [kaspars.abersons@bior.gov.lv](mailto:kaspars.abersons@bior.gov.lv)

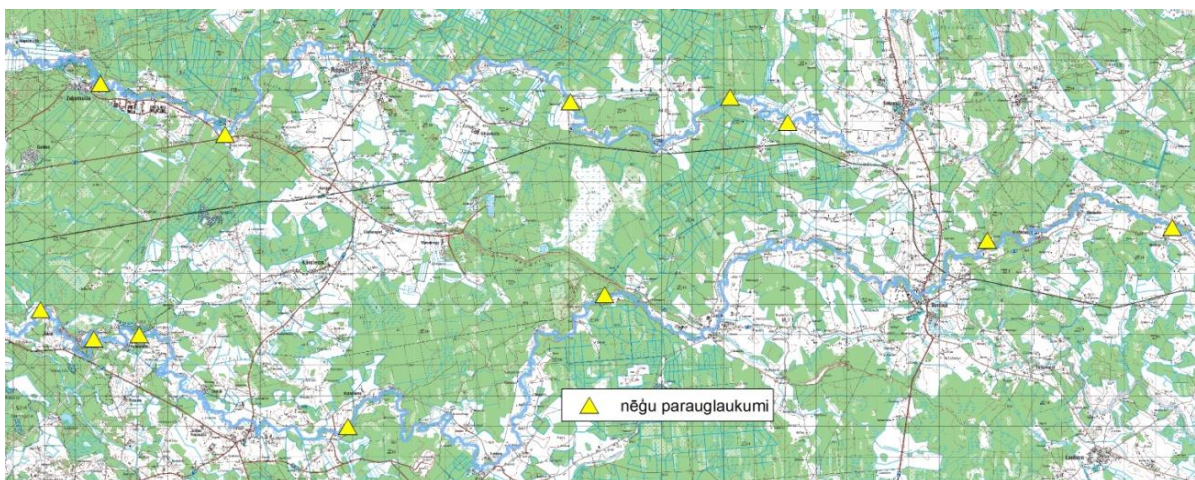
Daugavas hidroelektrostaciju kaskādes izveidošanas rezultātā lielākā daļa Daugavas baseina upju ceļotājzivju nārsta migrācijai nav pieejama. Kopš 1974. gada, kad tika pabeigta Rīgas HES izbūve, ceļotājzivīm pieejami nārstam un mazuļu attīstībai piemēroti biotopi Daugavas baseinā ir saglabājušies tikai atsevišķās ūdenstecēs lejpus Rīgas HES. Pašlaik laša *Salmo salar* un taimiņa *S. trutta* Daugavas populācija tiek uzturēta mākslīgā ceļā. Lai kompensētu Daugavas HES kaskādes izveidošanas negatīvo ietekmi, Daugavas baseinā tiek veikta arī upes nēģa *Lampetra fluviatilis* mākslīgā pavairošana. Ceļotājzivju mākslīga pavairošana ir saistīta ar papildu izdevumiem, to populācijās iespējamas arī negatīvas sekas (*hominga* zaudēšana, populācijas dzimuma, vecuma un ģenētiskās struktūras izmaiņas u. c.). Mākslīgās pavairošanas negatīvie blakusefekti liek meklēt iespējas palielināt Daugavas baseina ūdensteču nozīmi ceļotājzivju dabiskās atražošanās nodrošināšanā. Potenciāli nozīmīgākā no tām Daugavas lejtecē ir Juglas baseins. Tajā ietilpst Lielā Jugla, Mazā Jugla, kā arī vairākas nelielas ūdensteces. Juglas baseins līdz Dobelnieku un Ropažu HES aizsprostiem ir arī brīvi pieejams ceļotājzivju migrācijai. Pētījuma mērķis ir novērtēt ceļotājzivju nārsta un mazuļu attīstības potenciālu Juglas baseinā un identificēt pasākumus šī potenciāla palielināšanai. Mērķa sasniegšanai Lielajā Juglā un Mazajā Juglā veikta upju straujteču, kas ir nēģu nārsta vieta, kā arī laša un taimiņa nārsta un mazuļu attīstības biotops, kartēšana, ceļotājzivju migrācijas šķēršļu identificēšana, kā arī ihtiofaunas izpēte. Pētījums īstenots ar Rīgas brīvostas pārvaldes finansiālu atbalstu.

Pētījuma lauka darbi veikti 2014. gada jūlijā. Straujteču kartēšana un ceļotājzivju migrācijas šķēršļu apzināšana veikta, apsekojot upi ar laivu. Lielajā Juglā apsekojums aptuveni 60 km garš posms lejpus Sidgundas, savukārt Mazajā Juglā – aptuveni 100 km garš posms lejpus Vatrānes. Izmantojot *Mobile mapper* iekārtu, identificētas šķēršļu un straujteču robežu atrašanās vietas LKS-92 koordinātu sistēmā. Lauka apstākļos uzkrātajiem datiem pēcapstrādes procesā veikta diferenciāla korekcija, kas nodrošina mērījumu un aprēķinu submetra precizitāti. Ihtiofaunas izpēte veikta saskaņā ar standartu *LVS EN 14011:2003* Ūdens kvalitāte – Zivju paraugu ievākšana, lietojot elektrozveju. Zivju uzskaites

parauglaukumos ar *WTW Multi 340i analyzer zondi* veikti skābekļa koncentrācijas, pH līmeņa, elektrovadītspējas un ūdens temperatūras mērījumi. Papildus elektrozevai veikta arī nēģu kāpuru uzskaitē, izmantojot Latvijā izstrādātu metodi (grunts paraugu rakšana ar speciālu 0,2 m platu liekšķeri). Zivju uzskaitē ar elektrozevu veikta upju straujtecēs, visā upes platumā. Lielajā Juglā elektrozeva veikta septiņos parauglaukumos posmā no Sidgundas līdz Zaķumuižai, savukārt Mazajā Juglā – deviņos parauglaukumos posmā no Kastrānes līdz Upeslejām. Nēģu uzskaitē veikta piecos parauglaukumos Lielajā Juglā (grunts paraugu kopējā platība 2,8 m<sup>2</sup>) un septiņos parauglaukumos Mazajā Juglā (grunts paraugu kopējā platība 4,76 m<sup>2</sup>). Elektrozevas un nēģu uzskaišu parauglaukumu izvietojums apskatāms 1. un 2. attēlā.



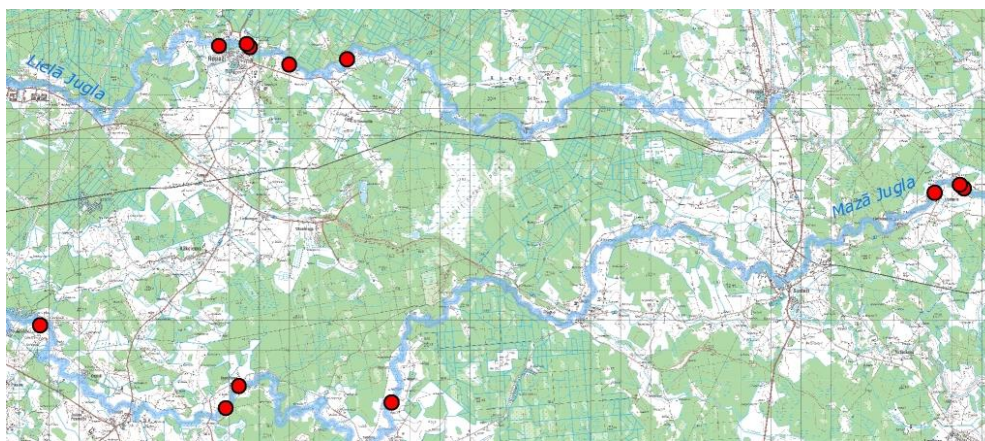
1. attēls. Elektrozevas parauglaukumu izvietojums.



2. attēls. Nēģu kāpuru uzskaites parauglaukumu izvietojums.

Uzskaites laikā noķertās zivis uzglabātas rezervuārā ar ūdeni. Pēc uzskaites beigām katrā parauglaurumā noķertie laša un taimiņa mazuļi, kā arī lielāka izmēra ( $L < 10$  cm) citu sugu zivis nomērītas un atlaistas ūdenī. Pārējās zivis fiksētas formalīnā un nogādātas laboratorijā, kur noteikta to suga, garums (mm) un svars (g). Zivju sugas noteiktas saskaņā ar jaunāko Eiropā pieņemto nomenklatūru (Kottelat, Freyhof, 2007). Nēģu kāpuru uzskaitē veikta tiem piemērotos biotopos. Visi noķertie nēģu kāpuri fiksēti formalīnā un nogādāti laboratorijā, kur noteikts to garums (mm) un svars (mg). Katrā grunts paraugā noķertie nēģu kāpuri fiksēti atsevišķā traukā. Balstoties uz iegūto kāpuru garuma un svara izkliedi un literatūras (Abakumov, 1957) datiem par nēģu kāpuru augšanas ātrumu Latvijas upēs, kāpuri iedalīti vecuma grupās. Pašlaik nav izstrādāta droša un viegli lietojama metode upes nēģa un strauta nēģa *Lampetra fluviatilis* kāpuru sugu noteikšanai (Gardiner, 2003). Šī pētījuma ietvaros tika pieņemts, ka Lielajā Juglā un Mazajā Juglā sastopamas abas nēģu sugas.

Apsēkotajā Lielās Juglas posmā tika identificētas 43 straujtecēs ar kopējo platību 70,9 ha, savukārt apsekotajā Mazās Juglas posmā – 101 straujtece ar kopējo platību 94,8 ha. Būtiska straujteču aizaugšana vai degradācija, kas neatbilst ceļotājzivju ekoloģiskajām prasībām, netika konstatēta. Dažāda vecuma laša un taimiņa mazuļiem ir atšķirīgas prasības pret dzīves vidi (Jonsson, Jonsson, 2011). Minētā iemesla dēļ, par lasim un taimiņam potenciāli piemērotākiem var uzskatīt platības ziņā lielākos un daudzveidīgākos straujteču – krāču kompleksus. Lielajā Juglā šādas straujtecēs atrodas ap Ropažiem, kā arī pie Ķezberu un Upessužu mājām, to kopējā platība ir 41 ha. Mazajā Juglā tādas straujtecēs atrodas augšpus Ķieģeļcepla, pie Kranciema, augšpus Turkalnes un pie Dobelniekiem, to kopējā platība ir 38 ha (3. attēls).



3. attēls. Lasim un taimiņam potenciāli piemērotāko straujteču – krāču kompleksu atrašanās vietas Lielajā Juglā un Mazajā Juglā.

Ceļotājzivju izplatību būtiski ietekmē antropogēnie šķēršļi. Mazajā Juglā pirmais no tiem ir aptuveni 30 km no grīvas esošais Dobelnieku HES, bet Lielajā Juglā – aptuveni 36 km no grīvas esošais Ropažu HES aizsprosts. Gan Lielajā Juglā, gan Mazajā Juglā zivju migrāciju ierobežo arī citi šķēršļi – sabrukušu aizsprostu paliekas, mākslīgi veidoti akmeņu krāvumi, koku sanesumi u. c. Vairākās Lielās Juglas un Mazās Juglas pietekās ceļotājzivju migrāciju ierobežo arī caurtekas zem ceļiem un bebru aizsprosti. Dažādu šķēršļu potenciālā ietekme uz zivju migrāciju šī pētījuma ietvaros netika vērtēta.

Pavisam kopā Lielajā Juglā tika konstatētas 18 zivju sugas un nēģu kāpuri, savukārt Mazajā Juglā 22 zivju sugas un nēģu kāpuri. Mazajā Juglā konstatēta arī jauna ziemeļu zeltainā akmeņgrauža *Sabanejewia baltica* atradne Latvijā. No uzskaitē konstatētajām sugām trīs ir anadromās (lasis, taimiņš un upes nēģis) un viena katadromā (zutis) ceļotājzivis. Lielākajā daļā parauglaukumu abās ūdenstecēs konstatētas arī vairākas zivju sugas (platgalve *Cottus gobio*, bārdainais akmeņgrauzis *Barbatula barbatula*, mailīte *Phoxinus phoxinus* u. c.), kas Latvijā nereti sastopamas kopā ar taimiņu / strauta foreli (Birzaks, 2012). Mērītie ūdens raksturlielumi zivju uzskaites parauglaukumos kopumā atbilda ceļotājzivju prasībām. Šie fakti ļauj secināt, ka gan Lielās Juglas, gan Mazās Juglas straujtecēs kopumā ir piemērotas anadromajām lašveidīgajām zivīm.

Laša mazuļi konstatēti tikai vienā parauglaukumā Lielajā Juglā un vienā parauglaukumā Mazajā Juglā. Retā sastopamība un fakts, ka konstatētas tikai vienas (1+) vecuma grupas zivis, ļauj pieņemt, ka konstatētie laša mazuļi ir audzētavu izcelsmes. Taimiņi / strauta foreles Lielajā Juglā konstatētas četros, bet Mazajā Juglā – piecos parauglaukumos. Salīdzinoši plašā izplatība un vismaz divu (0+ un 1+) vecuma grupu mazuļu konstatēšana ļauj pieņemt, ka Lielajā un Mazajā Juglā norisinās taimiņa / strauta foreles dabiskā atražošanās. Taimiņu nārsta iespējamību Mazajā Juglā apliecina arī viena pieauguša taimiņa īpatņa konstatēšana Mazajā Juglā. Jāpiezīmē, ka šis īpatnis tika noķerts augšpus Dobelnieku HES aizsprosta, kas liecina, ka labvēlīgos apstākļos migrējošās zivis šo aizsprostu spēj pārvarēt. Laša un taimiņa mazuļu īpatņu blīvums bija neliels un nepārsniedza 1 eks./100 m<sup>2</sup>. Iespējamais nelielā populācijas blīvuma iemeslus pašlaik precīzi identificēt nav iespējams. Kā ticamāko var izvirzīt hipotēzi, ka šo sugu vaislinieku skaits ir nepietiekams biotopu platībai. Potenciāli nozīmīgākie iemesli tam varētu būt mazs īpatņu skaits populācijās, plēsēju ietekme uz mazuļu un smoltu produkciju, smoltu



mirstība lejumigrācijas laikā, kā arī antropogēno šķēršļu un zvejas (arī nelegālās) ietekme uz pieaugušo īpatņu augšpimigrāciju.

Nēģu kāpuri tika konstatēti visos uzskaites parauglaukumos, izņemot vienu parauglaukumu tiešā Ropažu HES tuvumā. Gan Lielajā Juglā, gan Mazajā Juglā nēģu kāpuru īpatņu blīvumam ir tendence palielināties virzienā no augšteces uz lejteci. Vidējais nēģu kāpuru īpatņu blīvums lejpus HES ietekmes zonas bija 20,0 eks./m<sup>2</sup> Lielajā Juglā un 27,8 eks./m<sup>2</sup> Mazajā Juglā, savukārt vidējais īpatņu blīvums augšpus HES ietekmes zonas bija 4,9 eks./m<sup>2</sup> Lielajā Juglā un 11,4 eks./m<sup>2</sup> Mazajā Juglā. Šie rādītāji kopumā atbilst situācijai citās Latvijas upēs augšpus un lejpus upes nēģa migrācijas šķēršļiem (Abersons, npublicēti dati). Domājams, ka mazāks nēģu kāpuru īpatņu blīvums augšpus HES aizsprostiem skaidrojams ar to, ka šajos upju posmos nārsto galvenokārt straute nēģi, kuru potenciālā auglība nelielā izmēra un ikru skaita dēļ ir daudzkārt mazāka nekā upes nēģiem. Normāla kāpuru vecuma struktūra konstatēta tikai Mazajā Juglā. Iespējams, ka Lielajā Juglā upes nēģu nārsts nenorisinās katru gadu.

Zuši Lielajā Juglā un Mazajā Juglā konstatēti tuvāk lejtecei esošajos parauglaukumos (Lielajā Juglā parauglaukumos Nr. 3, 4, 5, 6, un 7, savukārt Mazajā Juglā parauglaukumos Nr. 5, 7, un 9). To izmērs ļauj secināt, ka tas ir 2011. un 2014. gadā Juglas ezerā un ar to savienotajos ezeros un upēs veiktās stikla zušu ielaišanas rezultāts. Jāpiezīmē, ka atsevišķi zušu īpatņi bija spējuši pārvarēt Dobelnieku HES un Ropažu HES aizsprostus.

Rezultāti liecina, ka Lielā Jugla un Mazā Jugla kopumā ir piemērotas gan anadromajām, gan katadromajām ceļotājzivīm. To nelielo skaitu un relatīvi mazo populāciju blīvumu, visticamāk, nosaka nepietiekams vaislinieku skaits. Par ceļotājzivju populāciju stāvokļa uzlabošanai prioritāriem uzskatāmi pasākumi to īpatņu skaita un izplatības palielināšanai. Lašu un taimiņu mazuļu ielaišanu vēlams veikt pēc platības lielākajos straujteču posmos. Nēģu kāpuru ielaišanai potenciāli nozīmīgāki ir upju posmi augšpus HES aizsprostiem. Kāpuru ielaišanu var aizstāt arī ar nēģa vaislinieku pārvešanu pāri Ropažu HES un Dobelnieku HES aizsprostam. Lai novērtētu pasākumu efektivitāti, 2015. un 2016. gadā plānots veikt mazuļu un kāpuru uzskaiti Lielajā Juglā un Mazajā Juglā.

### **Izmantotā literatūra:**

Абакумов, В., А. 1957. *К биологической характеристике проходной миноги рек Латвийской и Эстонской ССР*. [Par migrējošo nēģu bioloģisko raksturojumu Latvijas un Igaunijas PSR upēs]. Trudy Mosrybtuza. No. 8: 278-283. (Krievu valodā).

Birzaks, J., 2012. *Occurrence, abundance and biomass of fish in rivers of Latvia in accordance with river typology*. *Zoology and Ecology*, 22: 1, 9-19.

Gardiner, R., 2003. *Identifying Lamprey. A Field Key for Sea, River and Brook Lamprey*. Conserving Natura 2000 Rivers. Conservation Techniques Series No. 4. English Nature, Peterborough.

Jonsson, B., Jonsson, N. 2011. *Ecology of Atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories*. Dordrecht: Springer-Verlag.

Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Berlin.

## BALTIJAS JŪRAS PIEKRASTES ZIVJU SABIEDRĪBAS IZMAIŅAS PĒDĒJO GADU LAIKĀ

**Laura BRIEKMANE<sup>1\*</sup>, Didzis USTUPS<sup>1</sup>, Elīna KNOSPIŅA<sup>1</sup>, Ēvalds URTĀNS<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>*Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts "BIOR", Daugavgrīvas iela 8, Rīga*

<sup>2</sup>*Latvijas Zvejnieku federācija*

\**e-pasts: [laura.briekmane@bior.gov.lv](mailto:laura.briekmane@bior.gov.lv)*

Pēc Latvijas Republikas normatīvajiem aktiem par piekrastes zonu sauc Baltijas jūras un Rīgas jūras līča ūdeņu daļu, kuras dziļums nepārsniedz 20 metrus (Ministru kabineta noteikumi Nr. 296, 2007). Baltijas jūras piekrastes zonai ir nozīmīga loma daudzu dzīvo būtnu, t.sk zivju un putnu, ekoloģijā; piekrastes ūdeņi kalpo kā nozīmīgas nārsta un barošanās vietas gan zivju mazuļiem, gan pieaugušām zivīm (Ustups *et al.*, 2003). Baltijas jūras piekrastes zivju sabiedrības tiek pārstāvētas gan ar saldūdens, gan jūras, gan diadromo jeb ceļotājzivju sugām (Ojaver, Pihu, 2003), un zivju sabiedrības sastāvu būtiski ietekmē dažādi hidrodinamiskie faktori – vēja stiprums un virziens, viļņu augstums, gaisa un ūdens temperatūras izmaiņas, apvelinga process u.c. (Beyst *et al.*, 2001). Pētījuma rajons – Liepājas piekraste – ir unikāla vieta Baltijas jūras atklātajā daļā, kur novērojama viena no lielākajām bioloģiskajām daudzveidībām piekrastes zonā. To nosaka gan saldūdens ietekme no Liepājas ezera un Kuršu līča, gan atklātās jūras ietekme.

Latvijā dati par zivju sabiedrībām piekrastē tiek iegūti galvenokārt realizējot Latvijas Nacionālo zivsaimniecības datu vākšanas programmu, veicot kontrolzvejas uzskaites vienu vai vairākas reizes mēnesī noteiktās vietās Baltijas jūras atklātās daļas un Rīgas jūras līča piekrastē. Šī pētījuma ietvaros tika analizēta zivju sabiedrība Liepājas piekrastē laika posmā no 2005. – 2014. gadam (ieskaitot). Paraugošana veikta no mēnešos no maija līdz septembrim (ieskaitot), kas vēlākai datu analīzei iedalīti divās sezonās: pavasaris (maijs, jūnijs) un vasara (jūlijs, augusts, septembris). Materiāls tika ievākts izmantojot zinātniskās uzskaites vītā neilona linuma tīklus ar acs izmēru starp mezgliem 17, 22, 25, 30, 33, 38, 50 un 60 mm; tīklu augstumu - 1,8 metri. Zveja veikta piekrastes zonā dziļumā no 5-6 metriem. Tīklu ekspozīcijas laiks - viena nakts. Visām tīklos noķertajām zivīm tika noteikta suga, garums un svars. Atsevišķām zivju sugām dažos gados noteikts arī dzimums un dzimumnobriešanas stadija, kā arī veiktas piezīmes par slimībām u.c. svarīga informācija. Tā kā zvejas aktu skaits pa gadiem variēja, lai standartizētu iegūtos datus, tika aprēķināta nozveja uz piepūles vienību. Piekrastes zivju sabiedrības

daudzveidības noteikšanai aprēķinātas Šenona indeksa vērtības pa gadiem un sezonām. Statistiskās analīzes tika veiktas programmā R pie būtiskuma līmeņa  $p=0,05$  (R Core Team, 2013).

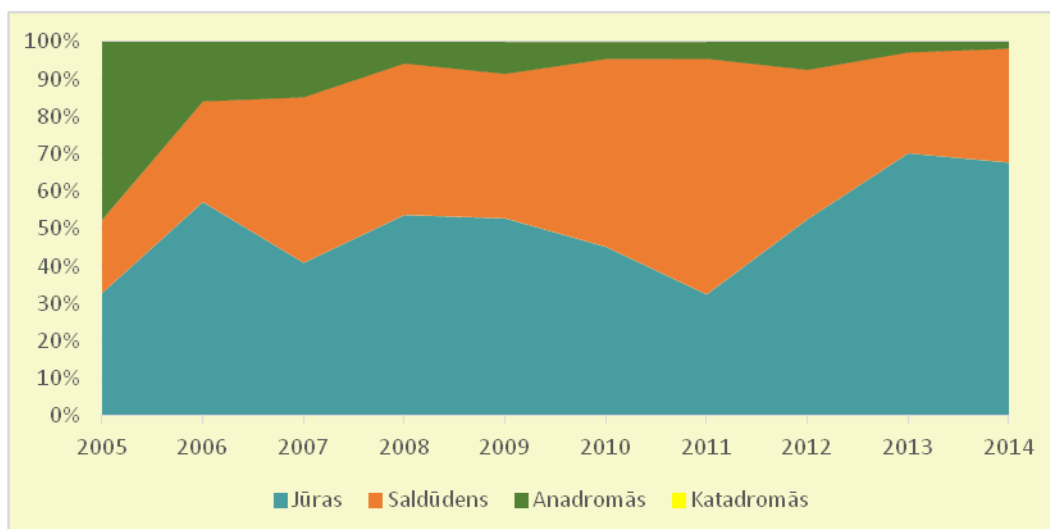
Kopumā no 2005. - 2014. gadam Liepājas piekrastē analizēti 79 zvejas akti (37 pavasara un 42 vasaras sezonā). Pa visiem gadiem kopumā noķertas 34 zivju sugas (1. tabula). Vislielākais sugu skaits reģistrēts 2010. gadā un 2013. gadā, kas vistīcāmāk skaidrojams ar lielāko veikto zvejas aktu skaitu šajos gados (lielāka iespējamība noķert t.s. “retās sugas”).

1. tabula. Liepājas piekrastē noķerto zivju īpatsvars pa gadiem pēc to skaita no 2005.-2014. gadam

Suga	Latīniskais nosaukums	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Apaļais jūrasgrundulis	<i>Neogobius melanostomus</i>		○	○	◐	◑	◑	◑	◑	◑	◑
Plicis	<i>Blicca bjoerkna</i>	○	◐	◐	◑	◑	◑	◑	◑	◑	◑
Plekste	<i>Platichthys flesus trachurus</i>	◑	◑	◑	◑	◐	◐	◐	○	◐	◐
Asaris	<i>Perca fluviatilis</i>	○	◐	◑	◐	◐	◐	◐	◐	◐	◐
Reņģe	<i>Clupea harengus membras</i>	◐	◑	○	◐	◑	◐	○	○	◐	◐
Rauda	<i>Rutilus rutilus</i>	◐	◐	○	◐	◐	◐	◐	◑	◐	○
Vimba	<i>Vimba vimba</i>	◑	◐	◐	○	○	○	○	◐	○	○
Salaka	<i>Osmerus eperlanus</i>	◑	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Akmeņplekste	<i>Psetta maxima</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Zandarts	<i>Stizostedion lucioperca</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
Plaudis	<i>Abramis brama</i>						○	○	○	○	○
Menca	<i>Gadus morhua callarias</i>	○	○	○	○		○	○	○	○	○
Ziemeļu jūrasbullis	<i>Myoxocephalus scorpius scorpius</i>		○		○	○	○	○			○
Brētliņa	<i>Sprattus sprattus balticus</i>	○		○		○	○	○	○	○	○
Vējzivis	<i>Belone belone</i>			○	○	○	○			○	
Palede (lapreņģe)	<i>Alosa fallax</i>	○	○	○	○			○	○	○	○
Taimiņš	<i>Salmo trutta</i>	○		○	○	○	○	○		○	
Vīķe	<i>Alburnus alburnus</i>	○	○					○	○	○	○
Sīga	<i>Coregonus lavaretus</i>	○			○		○				○
Nigliņš	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>		○		○	○	○	○			○
Ālants	<i>Leuciscus idus</i>		○					○	○		○
Lidaka	<i>Esox lucius</i>	○			○					○	
Tūbīte	<i>Ammodytes tobianus</i>	○							○	○	○
Salate	<i>Aspius aspius</i>				○	○					○
Lucītis	<i>Zoarces viviparus</i>		○								
Ķisis	<i>Gymnocephalus cernua</i>					○				○	
Jūras stagers	<i>Spinachia spinachia</i>				○						
Trīsdatu stagers	<i>Gasterosteus aculeatus</i>				○						
Jūras dzeloņgalve	<i>Taurulus bubalis</i>						○			○	
Zeltplekste	<i>Pleuronectes platessa</i>						○				
Atlantijas store	<i>Acipenser sturio</i>									○	
Čūskzivis	<i>Nerophis ophidion</i>							○			20
Sudrabkarūsa	<i>Carassius auratus</i>						○				
Zutis	<i>Anguilla anguilla</i>						○				
<b>Kopā</b>		<b>17</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>21</b>
<b>Apzīmējumi:</b>		○ <5%	◐ <15%	◑ <30%	◒ <45%	◑ 45-100%					

Analizējot zivju sugu procentuālo sadalījumu pēc skaita pa gadiem, secināms, ka vairumā gadu zivju sabiedrību veido daudzas sugas, bet to īpatsvars procentos no kopējā zivju skaita ir neliels. Izņēmums ir atsevišķas sugas – asaris, plekste, plicis, rauda, reņģe – kas vairākumā gadu ihtiocenozē ir sastopamas no 5 līdz pat 45% no kopējā noķerto zivju skaita. Tas pats ir attiecināms arī uz invazīvo zivju sugu – apaļo jūrasgrunduli, kas Liepājas piekrastes zivju sabiedrībā parādījās 2006. gadā, bet, noķerto šīs sugas īpatņu skaitam ik gadu strauji pieaugot, pēdējos divos gados tas veido vairāk kā 45% no kopējā noķerto zivju skaita. Jāatzīmē, ka 1. tabulā dotā informācija atspoguļo zivju skaita kopējo īpatsvaru gan pavasara, gan vasaras sezonās. Analizējot zivju skaita īpatsvaru pa sezonām, secināms, ka apaļā jūrasgrunduļa dominānce zivju sabiedrībā gan skaita, gan biomasas ziņā vērojama tikai pavasara sezonā, kas saistīts ar to aktivitātes pieaugumu un migrācijām uz piekrasti pirmsnārsta laikā. Vasaras sezonā apaļais jūrasgrundulis veido tikai 7% no kopējā zivju skaita un 5% no kopējās zivju biomasas. Iepriekšējie pētījumi liecina, ka vasarā, apaļā jūrasgrunduļa nārsta laikā, šīs zivis ir izteikti mazkustīgas, kā rezultātā, veicot uzskaiti ar pasīviem zvejas rīkiem, to skaits tiek novērtēts par zemu (Johnson *et al.*, 2005).

Analizējot zivis pēc to piederības ekoloģiskajām grupām (1. attēls) ir secināms, ka Liepājas piekrastes zivju sabiedrībā ir sastopamas gan jūras, gan saldūdens, gan ceļotājzivju (anadromās un katadromās) zivju sugas, līdzīgi kā tas ir citviet Baltijas jūras piekrastē (Ojaver, Pihu, 2003).

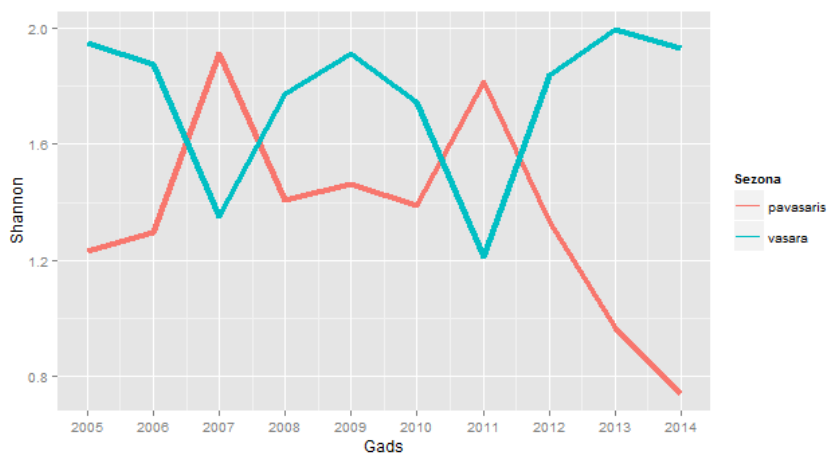


1. attēls. Zivju sadalījums ekoloģiskajās grupās pēc kopējā noķerto zivju skaita no 2005. - 2014. gadam.

No katadromajām sugām Liepājas piekrastē ir sastopama tikai viena suga – zutis, kas Liepājā tīklos tika noķerta tikai 2010. gadā, līdz ar to kopējā zivju ekoloģisko grupu sadalījumā katadromo zivju īpatsvars ir niecīgs. Tas saistīts arī ar šīs zivs ekoloģiju – tās uzskaitē tiek izmantoti citi zvejas rīki (āķi).

1. attēlā redzams, ka pārējo zivju ekoloģisko grupu sadalījums pa gadiem mainās. Galvenās izmaiņas saistītas ar jūras un saldūdens zivju īpatsvara izmaiņām pa gadiem, ko, iespējams, varētu skaidrot ar ūdens temperatūras izmaiņām. Saldūdens zivju īpatsvara palielināšanās piekrastē notiek siltūdens periodā, t.i. galvenokārt vasaras sezonā, ja vien ilgstošu krasta vēju ietekmē nav novērojams apvelinga process, kad siltais ūdens slānis tiek iepūsts dziļāk jūrā, tādējādi virspusē nonākot aukstajam ūdenim un līdz ar to zivju sabiedrībā dominē jūras zivis (Miller, Wheeler, 2012). Tomēr, lai pārbaudītu zivju ekoloģisko grupu īpatsvara izmaiņu saistību ar ūdens temperatūru, vēja virzienu un stiprumu, būtu jāveic iegūto datu analīze kopā ar attiecīgo hidrodinamisko faktoru kopumu.

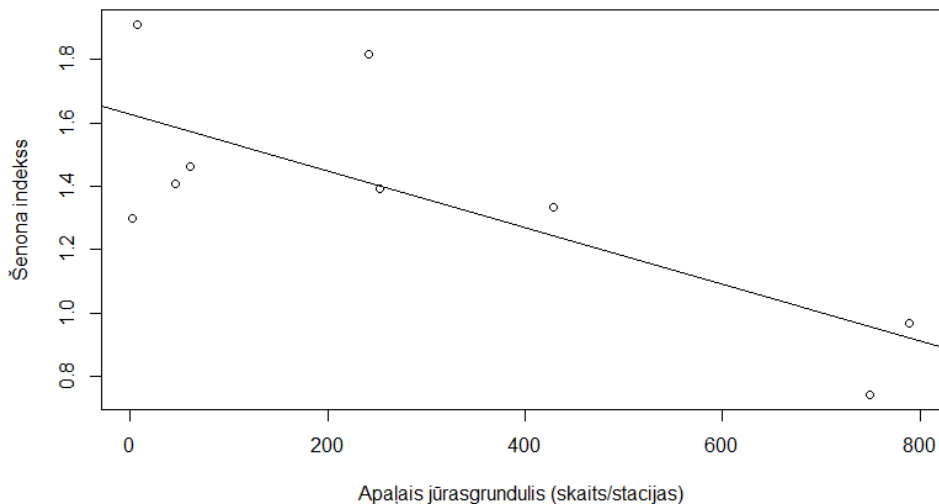
Lai analizētu vai un kā ir mainījusies zivju sugu daudzveidība Liepājas piekrastē desmit gadu laikā, tika aprēķināts Šenona daudzveidības indekss visos gados atkarībā no sezonas (2. attēls). Indeksa vērtības pavasara sezonā pa gadiem variēja no 0,74 līdz 1,90, savukārt vasaras sezonā – no 1,21 līdz 1,99. Attēlā redzams, ka gandrīz visos gados novērojama sakarība – Šenona indeksa vērtības pavasara sezonā ir apgriezti proporcionālas vērtībām vasaras sezonā attiecīgajā gadā.



2.attēls. Šenona daudzveidības indekss zivju sabiedrībai Liepājas piekrastē no 2005. - 2014. gadam pavasara un vasaras sezonās.

Tāpat novērojama sakarība starp Šenona indeksa vērtībām vasaras sezonā un zivju ekoloģisko grupu sadalījumu (1. attēls). 2007. un 2010. gadā bija novērojams lielāks saldūdens zivju īpatsvars zivju sabiedrībā, kas, kā minēts iepriekš, varētu būt saistīts ar augstu ūdens temperatūru vasaras sezonā un sekojoši – ar saldūdens zivju migrāciju no upēm uz piekrasti. Savukārt apvelinga laikā saldūdens zivju īpatsvars ihtiocenozē ir mazāks, savukārt kopējā zivju daudzveidība palielinās (Miller, Wheeler, 2012).

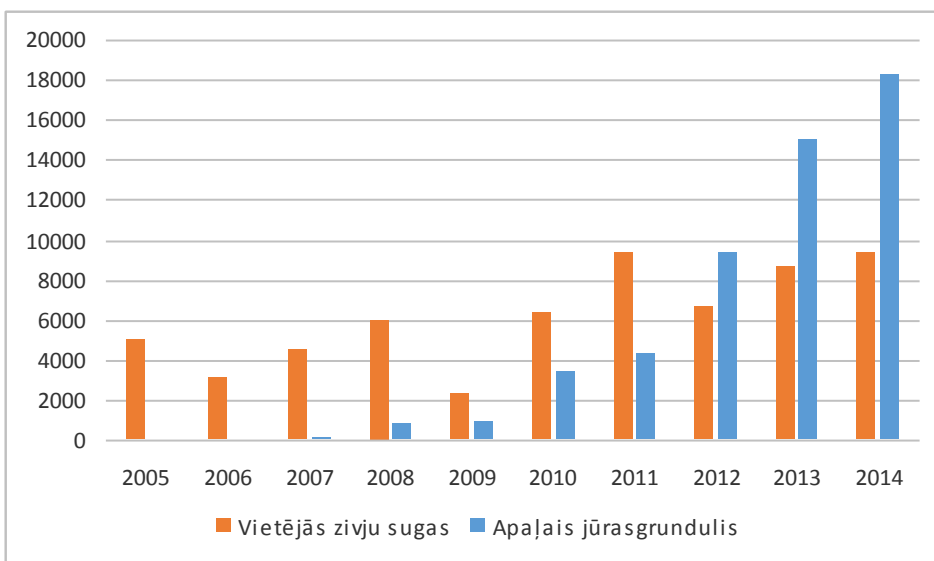
2. attēlā redzams, ka kopš 2011. gada pavasara sezonā zivju daudzveidība strauji samazinās. Ņemot vērā jau iepriekš pieminēto apaļā jūrasgrunduļa straujo pieaugumu pēdējos gados pavasara sezonā, kā arī augsto īpatsvaru zivju sabiedrībā gan pēc skaita, gan biomasas šajā sezonā, tika veikta regresijas analīze, lai noskaidrotu, vai apaļā jūrasgrunduļa skaita pieaugums izskaidro Šenona indeksa samazinājumu pavasara sezonā. Iegūtais grafiks (3. attēls) parāda, ka šāda sakarība laika periodā no 2006. gada, kad Liepājas piekrastes zivju uzskaitēs parādās apaļais jūrasgrundulis, ir novērojama un ir statistiski būtiska ( $p=0,018$ ).



3. attēls. Šenona indeksa vērtības atkarība no apaļā jūrasgrunduļa skaita no 2006. - 2014. gadam.

Apaļā jūrasgrunduļa skaits pavasara sezonā laika posmā no 2006. - 2014. gadam izskaidro 51% no Šenona indeksa variēšanas ( $R^2=0,510$ ). Savukārt noķerto šīs sugas īpatņu skaitam pa gadiem pieaugot, laika periodā no 2011. - 2014. gadam sugas lielais īpatsvars pavasara sezonā joprojām ir statistiski būtisks ( $p=0,043$ ), turklāt izskaidro jau 87% no Šenona indeksa variēšanas pavasara sezonā ( $R^2=0,871$ ).

Savukārt analizējot, vai apaļā jūrasgrunduļa skaita pieaugums pavasara sezonā ir ietekmējis vietējo sugu skaitu (4. attēls), redzams, ka invazīvā suga pēdējos gados aizņem arvien lielāku īpatsvaru no kopējā noķerto zivju skaita, kas izskaidro arī ietekmi uz Šenona indeksa vērtībām pavasara sezonā, tomēr pārējo zivju sugu skaita vērtību variēšana pa gadiem ar apaļā jūrasgrunduļa skaita pieaugumu tiešā veidā nav saistīta. Lai noskaidrotu, vai un kādā veidā apaļais jūrasgrundulis ietekmē atsevišķas zivju sugas, būtu jāveic papildus pētījumi, iekļaujot arī sugu savstarpējo attiecību, tai skaitā konkurences par barības objektiem u.c. resursiem, analīzi. Tāpat ietekmes noskaidrošanai būtu nepieciešams pētīt iespējamo konkurentu vidējā svara izmaiņas pa garuma grupām.



4. attēls. Apaļā jūrasgrunduļa un vietējo sugu skaita izmaiņas no 2005. - 2014. gadam pavasara sezonā.

Kopumā secināms, ka laika posmā no 2005. - 2014. gadam zivju sabiedrība Liepājas piekrastē ir mainījies gan kopējā noķerto sugu skaitā pa gadiem, gan zivju ekoloģisko grupu sadalījumā, gan arī



sugu daudzveidības ziņā. Būtiskas izmaiņas piekrastes zivju sabiedrībā ir notikušas saistībā ar invazīvās zivju sugas – apaļā jūrasgrunduļa – ekspansiju. Pēdējos gados tas ir kļuvis ne tikai par interesantu objektu zinātniekiem un makšķerniekiem, bet ieņem aizvien nozīmīgāku vietu piekrastes zvejnieku lomos. Kaimiņvalstu (Polijas, Lietuvas), kur šīs sugas invāzija notika agrāk, pieredze liecina, ka apaļais jūrasgrundulis pēc straujas ekspansijas pirmajos gados ieņem būtisku lomu piekrastes zivju ekosistēmā (Sapota, 2004). Tomēr nākotnē būtu nepieciešams veikt padziļinātu pētījumu par Liepājas piekrastes zivju sabiedrības izmaiņām, iekļaujot atsevišķu sugu ekoloģijas un sugu savstarpējo attiecību, piemēram, konkurences par resursiem, analīzi.

Pētījums ir veikts ar Valsts pētījumu programmas "Latvijas ekosistēmu vērtība un tās dinamika klimata ietekmē, EVIDENT", projekta "Svešo sugu izplatība un ietekme uz Baltijas jūras un saldūdens ekosistēmām" atbalstu.

#### **Izmantotā literatūra:**

Beyst B., Hostens K., Mees J. 2001. *Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation*. Journal of Sea Research, 46:281-294.

Johnson T., Allen M., Corkum L., Lee V. 2005. *Comparison of methods needed to estimate population size of round gobies (Neogobius melanostomus) in western Lake Erie*. Journal of Great Lakes Research, 31:78-86.

Miller C., Wheeler P. 2012. *Biological Oceanography: 2nd edition*. Wiley-Blackwell, 504.

Ministru kabineta noteikumi Nr. 296 "Noteikumi par rūpniecisko zveju teritoriālajos ūdeņos un ekonomiskās zonas ūdeņos". Pieņemti Rīgā, 2007. gada 2. maijā.

Ojaver E., Pihu E. 2003. *Estonian natural fish waters*. Fishes of Estonia, Estonian Academy Publishers, Tallinn, 15-27.

Sapota M. 2004. *The round goby (Neogobius melanostomus) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction in the Baltic Sea*. Biology of the Baltic Sea Developments in Hydrobiology, 176:219-224.

Ustups D., Urtans E., Minde A., Uzars D. 2003. *The structure and dynamics of fish communities in the Latvian coastal zone (Pape-Pērkone), Baltic Sea*. Acta Universitatis Latviensis, 2003, 662:33-44.

R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.

**RĪGAS PILSĒTAS ŪDENSTILPJU NOVĒRTĒJUMS,  
ANALIZĒJOT PROTOZOOPLANKTONA SABIEDRĪBU SEZONALITĀTI**

**Linda BUHOLCE<sup>1\*</sup>, Elmīra BOIKOVA<sup>2</sup>, Vita LĪCĪTE<sup>2</sup>, Uldis BOTVA<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *LU Bioloģijas fakultāte, Kronvalda bulvāris 4, Rīga*

<sup>2</sup> *Bioloģijas Institūts, Miera iela 3, Salaspils*

\*e-pasts: [lindabuholce@gmail.com](mailto:lindabuholce@gmail.com)

Protozoo planktona organismi - ciliāti ir galvenie pikoplanktona un nanoplanktona konsumenti, kuri veido būtisku pirmproducentu komponenti ezeros (Laybourn- Parry, 1992; Mathes, Arndt, 1995 cit. pēc Xu, Cronberg, 2010). Tādējādi tie spēlē nozīmīgu lomu enerģijas plūsmas ķēdē ūdens ekosistēmās (Fenchel, 1987; LaybournParry, 1992; Arndt, Berninger, 1995 cit. pēc Zou Q *et al.* 2013). Pateicoties augstajām vairošanās spējām ciliāti strauji reaģē uz vides izmaiņām, (Sládeček, 1973; Foissner, 1988; Berger *et al.*, 1997 cit. pēc Pfister *et al.* 2002). Līdz ar to šie viensūnas organismi tiek uzskatīti par labu vides ekoloģiskā stāvokļa novērtētāju, jo atspoguļo organiskā, eitrofā un citu antropogēno piesārņojumu skartās zonas.

Uzsākot urbānās vides hidroekosistēmu pētījumus ar mērķi aprobēt pilsētasvides modeļekosistēmu pielietojumu vides kvalitātes novērtējumam nākotnē ar inovatīvām metodēm pirmo reizi veikti sezonālās sukcesijas un ekoloģiskās kvalitātes novērojumi laikā no 2014. gada aprīļa līdz oktobrim divos ezeros (Bābelītis, Gaiļezers), divos karjeros (Bolderājas, Sauriešu), kā arī Vecāķu pludmalē, paralēli veicot paraugu ievākšanu pikoplanktona, nanoplanktona un planktona ciliātu populāciju tālākai izpētei.

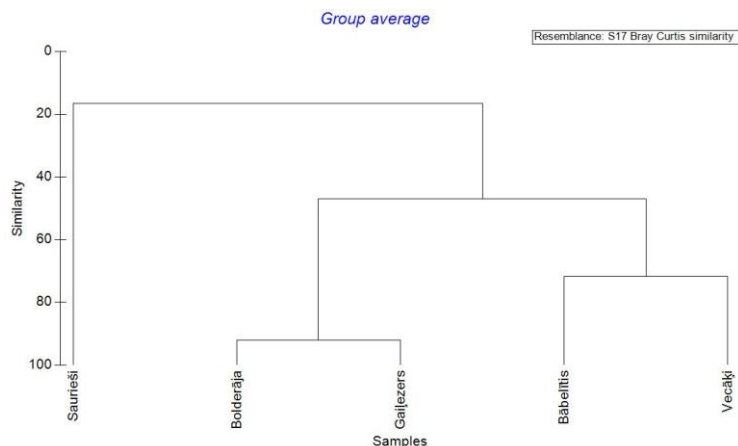
Paraugi ievākti reizi mēnesī seklūdens zonā 1 metra dziļumā. Ciliātu grupas fiksācijai izmantoja Lugola šķīdumu. Katrs no 35 paraugiem tika skatīts 25ml skaitīšanas kamerās, izmantojot DML Leica inverto mikroskopu. Ciliātu šūnu skaits un biomasas tika noteiktas pēc Utermola metodes (Utermöhl, 1958 cit. pēc Claessens, Prast, 2008). Daži no organismiem tika noteikti tikai līdz ģintij, taču visi īpatņi paraugos tika izmērīti un aprēķināta to biomasas, izmantojot ģeometriskas formas (lode, elipse, konuss utml.). Sugu daudzveidība, dominances indekss, kā arī korelācija ar temperatūru, skābekli un

biogēniem:  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{P}_{\text{kop.}}$ ,  $\text{N}_{\text{kop.}}$  un  $\text{Chl a}$ , noteikti izmantojot PRIMER 6 datu apstrādes programmu (Clarke, Gorley, 2006).

Apsēkoto ūdenstilpju elektrovadītspējas mērījumi norāda, ka tie pieder pie seklūdens cietiem ezeriem, jo to elektrovadītspēja pārsniedz 165 mikroS/cm. Attiecībā uz skābekļa režīma izmaiņām sezonālā aspektā tikai Gaiļezerā vasaras/rudens periodā iezīmējas tā deficīts (zem 4,0 ml/l). Ar biogēno vielu dinamiku īpaši atšķiras Sauriešu karjers –  $\text{NH}_4$  jonu koncentrācija vidēji ir vairāk kā 2 reizes lielāka salīdzinot ar Gaiļezeru un Bābelīša ezeru, bet salīdzinājumā ar Bolderājas karjeru un Vecāķu jūrmalu – vairāk kā 8 reizes. Vēl krasākas slāpekļa jonu  $\text{NO}_2$  un  $\text{NO}_3$  koncentrāciju atšķirības no pārējām apsekotām ūdenstilpnēm arī iezīmējas tieši Sauriešu karjerā.

Ciliātu sezonālā dinamika pozitīvi korelē ar ūdens temperatūru, populāciju skaita maksimumu sasniedzot vasaras periodā. Izdalot 3 izmēru grupas 16-30  $\mu\text{m}$ , 30-50  $\mu\text{m}$  un  $> 50 \mu\text{m}$ , iezīmējas organismu izmēru grupu dinamika, vidēji sezonā sastādot nanofrakciju (16-30  $\mu\text{m}$ ) 38%, 30-50  $\mu\text{m}$  - 47% un  $> 50 \mu\text{m}$  – 15%. Ciliātu taksonu daudzveidībā kā apsekotajos ezeros, tā karjeros iezīmējas līdzības. Tā visaugstākais sastopamības biežums ir *Strombidium*, *Strobilidium*, *Lohmaniella*, *Halteria*, *Vorticella*, *Cyclidium* ģints sugām. Vecāķu stacijā kā tipiskas Baltijas jūras sugas papildus sastopamas *Tintinnidae* dzimtas sugas un autotrofā ciliāta – *Mesodinium rubrum*, kurai novērota izteikta masveida savairošanās jeb t.s. "ziedēšana".

Veicot klastera analīzi ar sezonas vidējiem abiotiskiem un biotiskiem parametriem var secināt, ka Sauriešu karjers kā ūdenstilpe nav piemērots izmantot kā pilsētvides references ūdenstilpi, bet tāds varētu būt Bolderājas karjers, kuram iezīmējas zema eutrofikācijas slodze salīdzinājumā ar Bābelīša ezeru un Gaiļezeru, kā arī ar Vecāķu jūrmalas peldvietu.



Darbs izstrādāts ESF projekta Nr. 2013 / 0060 / 1.1.1.2.0 / 13 / 1DP / APIA / VIAA / 041 „Jaunas zinātniskas grupas izveide urbānās dabas vides kvalitātes pētījumiem” (2013-2015) ietvaros.

#### Izmantotā literatūra:

Claessens, M., Prast, M. 2008. Concentration of fixed plankton samples via settling: how long is long enough?- Journal of planconic research 1, 57-64

Clarke, KR, Gorley, RN, 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

Fenchel, T. 1987. Ecology of Protozoa. Science Technical, Madison, Wisconsin

Laybourn-Parry, J. 1992. Protozoan Plankton Ecology. Chapman Hall, London

Pfister, G., Auer, B., Arndt H. 2002. Pelagic ciliates (Protozoa, Ciliophora) of different brackish and freshwater lakes a community analysis at the species level.- Limnologica 32, 147-168

Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol. 7: I-IV, 1-218.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mit. int. Ver. theor. angew. Limnol., 19, 100-124

Van Wichelena, J., S. Johanssonb, L., Vanormelingena, P., A.J. Declerckd, S., Lauridsenb, T., De Meester, L., Jeppesenb, E., Vyvermanaa, W. 2013. Planktonic ciliate community structure in shallow lakes of lowland Western Europe.- European Journal of Protistology 49, 538–551

Xu, R., Cronberg, G. 2010. Planktonic ciliates in Western Basin of Lake Ringsjön, Sweden: community structure, seasonal dynamics and long-term changes.- Protistology 6 (3), 173–187

Zou, Q., Lu, Z., Li, Ch., Li, Y., Huang, P. 2013. Seasonal Pattern of Planktonic Ciliates in a Subtropical Shallow Urban Lake .- Current Research Journal of Biological Sciences 5(5), 210-219

# ZIVJU MAZUĻU BAROŠANĀS EKOĻĢIJA BURTNIEKU EZERĀ 2014. GADA VASARAS SEZONĀ

Marta DIEVIŅA<sup>1\*</sup>, Matīss ŽAGARS<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Vides risinājumu institūts*

\*e-pasts: marta.dievina@gmail.com

Zivs ontogēnētiskās attīstības gaitā viens no svarīgākajiem posmiem ir mazuļa stadija. Tās gaitā zivju mazuļi intensīvi barojas un to barošanās ekoloģija un savstarpējā zivju sugu mijiedarbība būtiski atšķiras no vēlākām ontogēnētiskās attīstības fāzēm. Šī pētījuma mērķis bija izpētīt dominējošo zivju sugu mazuļu barošanās ekoloģiju un savstarpējo mijiedarbību Burtnieku ezerā.

Zivju mazuļu paraugu ievākšana tika veikta 2014. gada 28. – 31. jūlijā. Paraugi ievākti izmantojot zinātnisko zvejas trali (4x2m; acs izmērs 4mm). Tralēšana veikta naktī un dienā, ezera atklātā ūdens teritorijā. Visi iegūtie zivju paraugi tika sašķiroti pēc sugām, īpatņi tika nosvērti un nomērīti. Tika ievākti visu zivju sugu īpatņu kuņģu paraugi. Kuņģu satura analīzē noteikta barības objektu taksonomiskā piederība līdz zemākajam iespējamajam taksonam, barības objekti nosvērti un/vai saskaitīti. Turpmākā analīze tika veikta datiem par dominējošo zivju sugu mazuļiem – asari, zandarti, plauži un raudas. Lai noskaidrotu, cik lielā mērā pārklājas minēto zivju sugu mazuļu barības objektu izvēle, tika aprēķināts Šoenera diētu pārklāšanās indekss (Schoener's niche overlap index) (Schoener, 1970).

Kopumā asaru, zandartu, plaužu un ruduļu mazuļu kuņģos pēc barības objekta sastopamības biežuma 71,2% dominēja zooplanktons, 10,5% zoobentoss un 4,2% zivis. Savukārt pēc biomasas kuņģos visvairāk bija sastopamas zivis (1,1 g), zooplanktons (0,8 g) un zoobentoss (0,5 g). Zivju kā barības objektu dominānce pēc biomasas skaidrojama ar to lielo svaru attiecībā pret zooplanktona organismu nelielo individuālo svaru.

Analizējot asaru mazuļu kuņģus, noskaidrots, ka pēc procentuālā barības objektu sastopamības biežuma dominēja zooplanktons (52,2%), zoobentoss (19,4%) un zivis (1,5%). No zooplanktona zivju kuņģos gan pēc sastopamības biežuma, gan pēc biomasas dominēja *Daphnia* spp., *Cyclops* spp., *Chydorus sphaericus*. Tas skaidrojams ar konkrēto zooplanktona taksonu dominanci Burtnieku ezerā, kā arī ar faktu, ka *Daphnia* spp organismi ir salīdzinoši lieli, līdz ar to tiem ir lielāka enerģētiskā vērtība. Šis novērojams sakrīt arī ar citos pētījumos iegūtajiem rezultātiem par zivju mazuļu barošanās paradumiem līdzīga ekoloģiskā tipa ezeros, respektīvi, mērenās joslas seklos, eitrofos ezeros (Ginter *et al.*, 2012). No zoobentosa gan pēc sastopamības biežuma, gan pēc biomasas dominē *Chironomidae* kāpuri, kas skaidrojams ar faktu, ka no asaru mazuļiem pieejamajiem mikrozoobentosa organismiem Burtnieku ezerā dominē *Chironomidae* kāpuri.

Analizējot zandartu mazuļu kuņģus, noskaidrots, ka pēc procentuālā barības objektu sastopamības biežuma dominēja zooplanktons (62,2%) un zivis (15,6%). No zooplanktona zivju kuņģos gan pēc sastopamības biežuma, gan

pēc biomasas dominēja *Leptodora kindtii*, kas nav starp dominantajiem zooplanktona taksoniem Burtnieku ezerā. Tas norāda uz to, ka zandartu mazuļi barojas selektīvi ar *L. kindtii*. To var skaidrot ar *L. kindtii* salīdzinoši lielajiem ķermeņa izmēriem, līdz ar to šiem organismiem ir lielāka enerģētiskā vērtība salīdzinot ar citiem izmērā mazākiem zooplanktona organismiem (Wetzel, 2001). Arī citos pētījumos *L. kindtii* minēts kā viens no dominantajiem zandartu mazuļu barības objektiem (Ginter *et al.*, 2011). Novērojums, ka daļa no zandartu mazuļiem barojas ar zivīm norāda uz to, ka tie pakāpeniski pārslēdzas uz pieaugušām zivīm raksturīgiem barības objektiem.

88.9% plaužu mazuļu kuņģos konstatēts zooplanktons. Gan pēc sastopamības biežuma, gan pēc biomasas dominē *Chydorus sphaericus* un *Daphnia* spp. Konkrēto zooplanktona taksonu dominance skaidrojama ar to lielo sastopamības biežumu Burtnieku ezerā.

Analizējot raudu mazuļu kuņģus, noskaidrots, ka pēc procentuālā barības objektu sastopamības biežuma dominēja zooplanktons (95,4%) un zoobentoss (16,3%). No zooplanktona gan pēc sastopamības biežuma, gan pēc biomasas dominē *Chydorus sphaericus*, *Daphnia* spp. Tas skaidrojams ar konkrēto zooplanktona taksonu lielo blīvumu ezerā un salīdzinoši lielajiem ķermeņa izmēriem. No zoobentosa gan pēc sastopamības biežuma, gan pēc biomasas dominē *Chironomidae* kāpuri. Tas līdzīgi kā citu zivju sugu gadījumos skaidrojams ar minētā zoobentosa taksona lielo sastopamības biežumu Burtnieku ezerā.

No iegūtajiem datiem secināms, ka plēsīgo zivju mazuļi (asari) barojas ar tām pašām zooplanktona sugām, ar ko karpveidīgo zivju mazuļi (plauži, raudas). Veicot Šoenera diētu pārklāšanās indeksa aprēķinus, iegūti rezultāti, kas tomēr neliecināja par ekoloģiski būtisku diētu pārklāšanos vasaras sezonā. Šie rezultāti tika salīdzināti ar citu pētnieku darbiem par zivju mazuļu barošanu (Mehner *et al.*, 1996; Ginter *et al.*, 2012). Tie uzrādīja līdzīgu ainu, ka vasaras sezonā zivju barošanās diētu pārklāšanās ir ekoloģiski nebūtiska, savukārt rudenī šī pārklāšanās ir ekoloģiski būtiska. Šī iemesla dēļ no pieejamajiem datiem tika aprēķināts Šoenera diētu pārklāšanās indekss arī rudenī sezonai. Iegūtie rezultāti liecināja, ka rudenī asaru un plaužu/raudu mazuļu starpā ir ekoloģiski būtiska diētu pārklāšanās. Minētā būtiskā zivju mazuļu barošanās pārklāšanās rudenī skaidrojama ar kraso zooplanktona biomasu samazināšanos un zivju metabolisma aktivitātes pieaugumu rudenī sezonā (Scheffer, 2004).

Tā kā kontrolzvejas ietvaros konstatēts, ka Burtnieku ezerā dominē ekoloģiski un komerciāli mazvērtīgākās karpveidīgās zivis, tas nozīmē, ka tās mazuļu attīstības stadijā konkurē par barības resursiem ar vērtīgo, plēsīgo zivju mazuļiem. Šāda konkurence ilgtermiņā var negatīvi ietekmēt plēsīgo zivju, piemēram, asaru, populāciju Burtnieku ezerā. Tāpēc ir svarīgi pētīt dažādu zivju sugu mazuļu savstarpējās mijiedarbības, jo tas ļauj labāk spriest par ekoloģiskajiem procesiem ūdens ekosistēmās.

Kopumā secināms: a) ka zivju mazuļi barojas ar organismiem, kuriem Burtnieku ezerā ir liels sastopamības biežums un kuri ir salīdzinoši lieli savos individuālajos ķermeņa izmēros; b) ka plēsīgo (asaru, zandartu) un karpveidīgo (plaužu, raudu) mazuļu starpā pastāv ekoloģiski nebūtiska starpsugu konkurence pēc barības resursiem

vasaras sezonā, bet piebilstams, ka rudens sezonā šī konkurence asaru un plaužu/raudu mazuļu starpā ir ekoloģiski būtiska. Šī konkurence mazuļu stadijā starp karpveidīgajām un plēsīgajām zivīm iespējams var negatīvi ietekmēt plēsīgo zivju daudzumu Burtnieku ezerā.

**Izmantotā literatūra:**

Ginter K., Kangur K., Kangur A., Kangur P., Haldna M. 2011. Diet patterns and ontogenetic diet shift of pikeperch, *Sander lucioperca* (L.) fry in lakes Peipsi and Võrtsjärv (Estonia). – *Hydrobiologia*, 660: 79–91 pp.

Ginter K., Kangur K., Kangur A., Kangur P., Haldna M. 2012. Diet niche relationships among predator and prey fish species in their early life stages in Lake Võrtsjärv (Estonia). – *Journal of Applied Ichthyology*, 28: 713–720 pp.

Mehner T., Schultz H., Bauer D., Herbst R., Voigt H., Benndorf J. 1996. Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. – *Finnish Zoological and Botanical Publishing*, 33: 353–361 pp.

Scheffer M. 2004. *Ecology of Shallow Lakes*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 357pp.

Schoener, T. W., 1970. Non-synchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology* 51, 408–418.

Wetzel R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. California: Elsevier academic Press, 1006 pp.

# DEMONSTRĀCIJU SAIMNIECĪBAS „LIELKRŪZES” VIRSZEMES ŪDEŅU KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS

Dāvis GRUBERTS<sup>1</sup>, Jana PAIDERE<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> *Daugavpils Universitātes Ķīmijas un ģeogrāfijas katedra, Parādes iela 1, Daugavpils*

<sup>2</sup> *Daugavpils Universitātes Dzīvības zinātņu un tehnoloģiju institūts, Parādes iela 1a, Daugavpils*

\*e-pasts: [jana.paidere@du.lv](mailto:jana.paidere@du.lv)

Virszemes ūdeņu kvalitātes pētījumi demonstrāciju saimniecībā „Lielkrūzes” tika veikti 2014. gada jūlijā. Pētījuma mērķis bija noskaidrot, kāda ir virszemes ūdeņu ķīmiskā un bioloģiskā kvalitāte, iztektot tiem no saimniecības zivju dīķu sistēmas, un noskaidrot kā tā mainās lejup pa straumi meliorācijas grāvī, kura augštecē un vidustecē iepriekš veikti rekultivācijas darbi (izveidotas sedimentācijas un filtrācijas zonas, veikta gultnes izlīkumošana u.t.t.).

Ūdens paraugi biogēnu ( $P_{kop}$  un  $N_{kop}$ ) un bioķīmiskā skābekļa (BSP) noteikšanai tika ievākti un ūdens fizikāli ķīmisko parametru mērījumi ar *HACH DS5* daudzparametru zondi veikti saimniecības lielākajā zivju dīķī (1 vieta) un no tā iztekošajā meliorācijas grāvī (5 vietas). Saimniecības lielākajā zivju dīķī vienlaicīgi tika ievākts arī zooplanktons virsējā ūdens slānī 0,5 m dziļumā (papildus arī meliorācijas grāvī, kas tek no meža) ar Apšteina planktona tīkliņu (64  $\mu$ m), izfiltrējot 100 un 50 l ūdens. Ar Seki disku (25 cm  $\varnothing$ ) tika noteikts ūdens caurspīdīgums. Makrozoobentosa paraugi atbilstoši standartmetodikas prasībām (LVS 240: 1999) tika ievākti meliorācijas grāvī, kas iztek no saimniecības lielākā zivju dīķa, pirms paraugu ievākšanas veicot arī straumes ātruma mērījumus, izmantojot digitālos hidrometriskos spārņņus *Swoofer 3000*. Biogēni ( $P_{kop}$  un  $N_{kop}$ ) tika analizēti DU Vides ķīmijas laboratorijā, atbilstoši metodikai, izmantojot plūsmas injekcijas analīzes iekārtu *FIALab 2500*. Ievāktā ūdens paraugu BSP<sub>5</sub> analīzes tika veiktas DU Ekoloģijas institūtā 2014. gada 17. un 22. jūlijā atbilstoši standartmetodēm. Izšķīdušā skābekļa mērījumi tika veikti ar mēraparātu *YSI 5000 Dissolved Oxygen meter*.

Iegūtie rezultāti liecina, ka no „Lielkrūžu” centrālā/lielākā zivju dīķa iztekošie ūdeņi vasaras mazūdens periodā ir salīdzinoši zemas kvalitātes, par ko liecina gan to fizikālie un ķīmiskie parametri, gan bioloģiskie rādītāji (trofijas pakāpe, saprobitātes indekss). Piemēram, izšķīdušā skābekļa koncentrācija lielākajā zivju dīķī 2 m dziļumā ir tuvu izsīkumam (0,51 mg l<sup>-1</sup>), bet biogēnu ( $P_{kop}$  un



$N_{kop}$ ) koncentrācijas dīķa virsējā ūdens slānī atbilst eitrofu līdz stipri eitrofu ezeru rādītājiem ( $P_{kop} - 0,9$  mg l<sup>-1</sup>,  $N_{kop} - 1,52$  mg l<sup>-1</sup>) (Dodds, 2002). Kā arī lielais zooplanktona organismu skaits 1 614 tūkst. eks. m<sup>-3</sup> un eitrofās vides indikatorsugu klātbūtne (*Brachionus angularis*, *Trichocerca rousseleti*, *Anuraeopsis fissa*.) atbilst stipri eitrofiem un eitrofiem ezeru ūdeņiem (Bērziņš & Pejler, 1989) jeb barības vielām bagātiem duļķainiem kultūrā audzētu zivju dīķiem (Cottenie et al., 2001). Virzienā no rekultivētā grāvja iztekas uz ieteku Gaujā samazinās makrozoobentosa zoocenožu saprobitātes indekss (2,3 – pie iztekas, 2,2 – leļpus filtrācijas zonas, 2,1. – izlīkumotā posma vidū). Tas norāda uz to, ka rekultivētajā grāvī tekošais ūdens ir vāji piesārņots līdz piesārņots, kas atbilst β-mezosaprobajai zonai (Cimdiņš, 1995), kā arī uz šo ūdeņu daļēju pašattīrīšanos un bioloģiskās kvalitātes uzlabošanas rekultivētajā grāvja lejtecē. Salīdzinot rekultivēto grāvja posmu, nerekultivētajā posmā ūdens kvalitāte no jauna samazinās, kas galvenokārt izpaužas kā kopējā N koncentrācijas un BSP<sub>5</sub> rādītāju pieaugums lejup pa straumi. Tas norāda uz nepieciešamību veikt turpmākus renaturalizācijas darbus arī atlikušajā grāvja daļā.

#### **Izmantotā literatūra:**

Bērziņš, B., Pejler, B. 1989. *Rotifer occurrence and trophic degree*. Hydrobiologia, 172: 171–180.

Cimdiņš, P. (red.), 1995. *Praktiskās hidrobioloģijas rokasgrāmata. Upju piesārņojuma bioloģiskās analīzes metodes*. Rīga, Vide, 71 lpp.

Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E., De Meester, L. 2001. *Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds*. Hydrobiologia, 442: 339–350.

Dodds, K. W. 2002. *Freshwater Ecology. Concepts and Environmental Applications*. Academic Press, 569 pp.

LVS 240:1999. Ūdens kvalitāte – mazo upju bioloģiskās kvalitātes operatīva novērtēšana pēc makrozoobentosa cenožu saprobitātes indeksa. Latvijas valsts nacionālais standarts (spēkā no: 1999.11.17.).

# LATVIJAS UN LIETUVAS UPJU HIDROMORFOLOĢISKĀ NOVĒRTĒJUMA SALĪDZINĀJUMS

**Jolanta JĒKABSONE**

*Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte*

*\*e-pasts: jolanta.jekabs@gmail.com*

Saskaņā ar Ūdens struktūrdirektīvu 2000/60/EC līdz 2015. gadam ir jāpanāk vismaz laba ūdensobjektu ekoloģiskā kvalitāte. Ekoloģiskā kvalitāte jānosaka, izmantojot bioloģiskos (fitoplanktons, bentoss, makrofīti), ķīmiskos un hidromorfoloģiskos (antropogēnās ietekmes pakāpe) rādītājus. Ūdens struktūrdirektīva nosaka, ka upes un ezeri tiek apsaimniekoti ņemot vērā sateces baseina, nevis administratīvās robežas, tāpēc starpvalstu sadarbība pārrobežas ūdeņu apsaimniekošanā ir īpaši svarīga. Latvijā 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 hidromorfoloģiskajiem rādītājiem pieder hidroloģiskais režīms, upes nepārtrauktība un morfoloģiskie apstākļi.

Eiropā kopumā ir vairāk, kā 20 metožu upju hidromorfoloģiskā stāvokļa noteikšanai (Birk, 2003). Vācija, Lielbritānija un Francija ir attīstījušas kompleksas metodes hidromorfoloģijas novērtēšanai (Kamp et al., 2004; Raven et al., 1998) un Lielbritānijā izstrādātā *River Habitat Survey* (RHS) metode tika izvēlēta kā labākā iespējamā visas Eiropas mērogā izmantojamā metode. Visas trīs Baltijas valstis pieder pie 15. ekoreģiona ar līdzīgām slodzēm un ietekmēm. Latvija un Lietuva gandrīz vienādi daļa divus lielus upju baseinu apgabalus: Ventas baseinu (56% no kopējās platības ir Latvijā) un Lielupes baseinu (50%). Lielai daļai abu baseinu upju augštece atrodas Lietuvā, bet lejtece Latvijā, tāpēc harmonizēta kvalitātes novērtējuma sistēma ir īpaši būtiska. ES dalībvalstīm, izmantojot dažādas metodes, ir jāpanāk vienots pārrobežu ūdensobjektu novērtējums. Ir izstrādātas vairākas pieejas, lai harmonizētu dažādas hidromorfoloģiskā novērtējuma sistēmas (Langhans, 2013), bet to veikt nav iespējams, ja metodes ir radītas dažādiem mērķiem vai nesaskan ar Eiropas standartu EN 14614: 2004.

Kopumā Ventas un Lielupes baseinu apgabalos tika novērtēti 40 upju posmi 29 upēs izmantojot Latvijā līdz šim visbiežāk lietoto RHS metodi un Lietuvā izmantoto Lietuvas hidromorfoloģisko indeksu (*Upių hidromorfologinio indeksu*, HMIu). Izmantojot RHS tiek rēķināti divi indeksi: HMS (antropogēnās ietekmes pakāpe) un HQA (dabisko pazīmju izplatība). Novērotās HQA vērtības Ventas

un Lielupes baseinos variē no 8 līdz 67 punktiem (standartnovirze 17.7, vidējā vērtība 43 punkti). Vidējā HMS vērtība ir 17.4 punkti, kas ir robežās no 0 līdz 50 (standartnovirze 16.9). Saskaņā ar HQA novērtējumu, vairāk kā puse jeb 58% no analizētajiem upju posmiem pieder pie labas vai augstas kvalitātes klases, 17% ir vidēja kvalitāte un 24% posmu kvalitāte vērtējama kā zema. Pēc HMS indeksa lielākā daļa upju posmu ir ievērojami pārveidoti (32%) vai dominē nepārveidota vide (22%), 27% no pētītajiem upju posmiem ir dabiski vai gandrīz dabiski, un 26% ir redzami pārveidota vide.

Saskaņā ar HMIu indeksu, 48% no pētāmajiem upju posmiem pieder pie augstas vai labas kvalitātes klases, 37% pieder pie vidējas kvalitātes un 17% pie sliktas kvalitātes. Ļoti sliktai kvalitātes klasei nepieder neviena no Latvijas upēm.

1. tabula. Latvijas un Lietuvas hidromorfoloģijas metožu salīdzinājums

	RHS	HMIu
Parametru skaits	17	5
Novērojuma vietas	Gultne un piekrastes zona	Gultne un piekrastes zona
Posmu garums	Visiem upju tipiem 500 m	Atkarībā no parametra un baseina laukuma, 50 m-5 km
Kvalitātes klašu skaits	4 (HQA) and 5 (HMS)	5
References apstākļi	Gandrīz dabiski upju daudzveidības un nepārveidotības apstākļi	Optimāli apstākļi zivīm
Aprēķinu metode	Vērtību summa katram nosakāmajam parametram, kas izteikta kvalitātes klasēs HMS un HQA indeksiem	Vērtību summa katram parametram, kas izteikta kā ekoloģiskās kvalitātes indekss
Hidroloģiskais režīms	Tikai ūdens plūsmas dinamika	Tikai ūdens plūsmas dinamika
Upes nepārtrauktība	Tikai 500 m robežās	Atkarībā no baseina laukuma, 50 m-5 km
Morfoloģiskie apstākļi	Tikai gultnes substrāts un struktūra, krastu struktūra	Tikai gultnes substrāts un struktūra

Lietuvas indekss vienlīdz labi korelē gan ar HQA (0.688,  $p=0.01$ ), gan HMS (-0.733,  $p=0.01$ ). Korelācija starp HMA un HQA ir negatīva (-0.561,  $p=0.01$ ), jo abi RHS metodes indeksi ir radīti dažādu ietekmes veidu noteikšanai. Trim no četriem HMIu indikatoriem ir statistiski ticama pozitīva korelācija ar HMS indeksu: gultnes struktūra (0.901,  $p=0.01$ ), piekrastes veģetācija (0.565,  $p=0.01$ ), gultnes substrāts (0.308,  $p=0.05$ ). Korelācija ar hidroloģisko režīmu ir vājāka (-0.104) un nav statistiski ticama.

Abas izmantotās metodes ir ļoti atšķirīgas un rezultāti ir grūti salīdzināmi, jo tiek izmantots dažāds kvalitātes klašu skaits (1. tabula). Neviena no apskatītajām metodēm bez pārveidošanas nav piemērota izmantošanai monitoringā. RHS metodes pozitīvās puses ir salīdzinoši lielais parametru skaits, atbilstība Eiropas standartam un nepiesaiste kādam noteiktam upju tipam vai reģionam. Kā RHS metodes lielākie mīnusi tās izmantošanai monitoringā ir minams laukietilpīgums (vidēji divas stundas) un vienotas kvalitātes klases trūkums (upju kvalitāti raksturo divi indeksi). Iepriekšējos pētījumos tika secināts, ka RHS metode ir piemērota izmantošanai Latvijas apstākļos (Briede et al., 2005). Šī pētījuma rezultāti liecina, ka metode nav piemērota izmantošanai lēni plūstošās piejūras līdzenumu upēs, kas ir dabiski dziļas un ar smilšainu un dabiski homogēnu gultni un kur nevar veidoties sēres vai citas gultnes pazīmes. Piemēram, Sventājā un Sloceņes lejtecē. Lietuvas hidromorfoloģijas indekss ir radīts kā atbalsta rādītājs zivju monitoringam un izmantoto parametru izvēle ir bijusi selektīva. Tas atbilst MK noteikumos izvirzītajām prasībām, bet neatbilst Eiropas standartam. Gultnes struktūras ciešā korelācija ar HMS liecina, ka HMIu indekss uzrāda morfoloģisko degradāciju un cilvēku darbības ietekmi, nevis dabisko pazīmju daudzumu.

#### **Izmantotā literatūra:**

Birk, S. 2003. Review of European assessment methods for rivers and streams using Benthic Invertebrates, Aquatic Flora, Fish and Hydromorphology. Diploma thesis.

Briede, A., Sprinģe, G., Skuja, A. 2005. The influence of hydromorphological feature on the quality of stream in Latvia. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1075 – 1079.

European Commission 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/00 REV 1, Luxembourg.

Kamp, U., Binder, W., Hölzl, K. 2007. River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environmental Monitoring and Assessment* 127: 209-226.

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., Everal, M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data, Aquatic Conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems*. (8), 477-499.

# RESNVĒDERA PURVUSPĀRES *LEUCORRHINIA CAUDALIS* (ODONATA: LIBELLULIDAE) IZPĒTE UN AIZSARDZĪBA LATVIJĀ

Mārtiņš KALNIŅŠ<sup>1, 2\*</sup>

<sup>1</sup> AS "Latvijas Valsts meži", Vaiņodes iela 1, Rīga, LV-1004, Latvija

<sup>2</sup> Latvijas Entomoloģijas biedrība, Kronvalda bulvāris 4, Rīga, LV-1586, Latvija

\*e-pasts: m.kalnins@lvm.lv, martins.kalnins@biology.lv

Resnvēdera purvuspāre *Leucorrhinia caudalis* ir viena no Latvijā sastopamajām spāru sugām, kas tiek uzskatīta par apdraudētu sugu un ir iekļauta dažāda līmeņa sugas aizsardzību regulējošajos normatīvajos aktos (cf. Kalkman et al., 2010). Saskaņā ar Article 17 ziņojumu (Ziņojums Eiropas Komisijai par biotopu (dzīvotņu) un sugu aizsardzības stāvokli Latvijā (Novērtējums par 2007.-2012. gada periodu)) aizsardzības stāvokļa vērtējums resnvēdera purvuspārei ir nelabvēlīgs un ir konstatēta negatīva aizsardzības stāvokļa tendence. Par vairākiem ziņojumā iekļautajiem parametriem vērtējums balstīts, pamatojoties uz eksperta viedokli, vai arī nav datu vispār (piemēram, par sugas apdzīvoto mikrobiotopu, biotopu hidroķīmiskajiem parametriem). Dabas aizsardzības pārvaldes dabas datu pārvaldības sistēmā "OZOLS" ir reģistrētas tikai atsevišķas, tajā skaitā neprecīzas sugas atradnes, līdz ar to nevar plānot un realizēt atbilstošu sugas atradņu aizsardzību. Plānojot saldūdeņu biotopu apsaimniekošanas pasākumus, netiek vērtēta piekrastes biotopu apsaimniekošanas nepieciešamība saistībā ar resnvēdera purvuspāres (un arī citu īpaši aizsargājamo spāru sugu) aizsardzību. Darba mērķis ir apkopot informāciju par resnvēdera purvuspāres izpēti un aizsardzību Latvijā un sagatavot ieteikumus nepieciešamajiem aizsardzības pasākumiem.

Resnvēdera purvuspāre Latvijā visbiežāk konstatēta eitrofos ezeros, retāk diseitrofos ezeros un vecupēs (Kalniņš, 2008). Resnvēdera purvuspāres atradnēs eitrofos ezeros un vecupēs parasti ir vizuāli vidēji bagātīgs līdz bagātīgs, daudzveidīgs un sugām bagāts augājs. Parasti labi izveidojušās visas - virsūdens, peldlapu un iegrimušo ūdensaugu - joslas. Pašlaik Latvijā resnvēdera purvuspāre ir konstatēta visā valsts teritorijā. Salīdzinot sugas vēsturiskos un mūsdienu izplatības datus, var secināt, ka ir samazinājies sugas novērojumu skaits, kas varētu liecināt par sugas populācijas samazināšanos Latvijā. Iespējams, ka sugas nevienmērīgā izplatība vairāk saistāma ar nevienmērīgo izpētes līmeni, nekā ar sugas faktisko izplatību (Kalniņš, 2012).

Resnvēdera purvuspāres populācijas ietekmējoši faktori ir dabiskie ienaidnieki un svešzemju

sugas, kolekcionēšana, ekstremāli laika apstākļi, indīgās vielas vidē un populāciju minimālais lielums. Tomēr visi šie faktori ir ar nezināmu vai zema līdz vidēja riska faktoru. Svešzemju sugām un populāciju minimālais lielums, iespējams, var būt arī augsta riska faktors. Sugas biotopa izzušana ir vidēja riska faktors, jo līdz šim konstatēta tikai atsevišķās vietās. Līdzīgi novērtēta arī biotopu fragmentācija (atradņu izolācija), dzīvotņu apsaimniekošana (ūdenstilpju tīrīšana) un dzīvotņu piekrastes joslas neapsaimniekošana (aizaugšana). Tomēr šo faktoru kombinācijai var būt liela ietekme uz sugas populācijas stāvokli Latvijā.

Sugas aizsardzības plānā (Kalniņš, 2014) aprakstīti resnvēdera purvuspāres aizsardzības pasākumi likumdošanas un dabas aizsardzības plānošanas, sugas un tās dzīvotnes aizsardzības, izpētes un monitoringa jomās, kā arī informēšanas un izglītības jomā. Daļa no aprakstītajiem pasākumiem attiecināmi uz bezmugurkaulnieku vai pat sugu un biotopu aizsardzības jomu kopumā.

Darbs izstrādāts Latvijas vides aizsardzības fonda finansētā projekta Nr. 1-08/162/2014 "Sugas aizsardzības plāna izstrādāšana un ieviešanas uzsākšana resnvēdera purvuspārei *Leucorrhinia caudalis*" ietvaros.

#### **Literatūras saraksts:**

Kalkman V.J., Boudot J.-P., Bernard R., Conze K.-J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E., Sahlén G. 2010. *European Red List of dragonflies*. IUCN & Publications Office of the European Union, Luxembourg: 28 pp.

Kalniņš M. 2008. Protected Aquatic Insects of Latvia - *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839) and *L. caudalis* (Charpentier, 1840) (Odonata: Libellulidae). *Latvijas Entomologs* **45**: 5-13.

Kalniņš M. 2012. Dragonflies (Odonata) of Latvia – history of research, bibliography and distribution from 18-th century until 2010. *Latvijas Entomologs* **51**: 91-149.

Kalniņš M. 2014. *Resnvēdera purvuspāres Leucorrhinia caudalis (CHARPENTIER, 1840) sugas aizsardzības plāns*. Biedrība "Zaļā upe", Sigulda: 1-71.

## FITOPLANKTONA INDIKATORU KLAŠU ROBEŽVĒRTĪBU IZSTRĀDE LATVIJAS PIEKRASTEI

**Atis LABUCIS<sup>1\*</sup>, Ieva BĀRDA<sup>1</sup>, Iveta JURGENSONE<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Daugavgrīvas iela 8*

\*e-pasts: [atis.labucis@lhei.lv](mailto:atis.labucis@lhei.lv)

Baltijas jūra ir viens no lielākajiem iesāļūdens baseiniem pasaulē. Tāpat Baltijas jūra un Rīgas līcis ir Latvijas videi svarīgas ekosistēmas un to aizsardzība un resursu ilgstoša izmantošana ir nozīmīgs uzdevums. Liela uzmanība tiek vērsta uz resursu ekonomisku metožu un instrumentu radīšanu, un ES Ūdens Struktūrdirektīva (2000/60/EK) paredz visām ES dalībvalstīm interkalibrēt (salīdzināt testēšanu) novērtēšanas metodes un radīt robežvērtības pārejas un piekrastes ūdeņu kvalitātes klasēm, kas bija šī pētījuma mērķis. Kā viens no galvenajiem, ar eitrofikāciju saistītajiem bioloģiskajiem elementiem, ir fitoplanktons, tā taksonomiskais sastāvs, biomasa un tās rādītājs – hlorofils „a”, kas iekļauti Baltijas valstu monitoringa programmu sastāvā (HELCOM, 2014).

Balstoties uz iepriekšējiem pētījumiem (DANCEE, 2004, Aigars et al., 2008) un citu Baltijas jūras valstu pieredzi, tika izstrādātas klašu robežvērtības vasaras hlorofila „a” koncentrācijai un vasaras fitoplanktona biomasai. Hlorofila „a” koncentrācijas references vērtība Rīgas līcim tika noteikta 2 mg m<sup>-3</sup>, pārejas ūdeņiem – 1.8 mg m<sup>-3</sup> un atklātajai Baltijas jūras piekrastei – 1.2 mg m<sup>-3</sup>. Kopējās fitoplanktona biomasas references vērtības atklātajai Baltijas jūrai netika noteiktas vēsturisko datu trūkuma dēļ, savukārt Rīgas līcim un pārejas ūdeņiem tās aplēstas, attiecīgi 175 un 155 mg m<sup>-3</sup>. Ņemot vērā šīs references vērtības, tika aprēķinātas un noteiktas robežvērtības piecām kvalitātes grupām.

Lai sekmīgi šīs izstrādātās robežvērtības izmantotu ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai ES Ūdens struktūrdirektīvas 2000/60/EK ietvaros, nepieciešams regulārs monitorings. Diemžēl līdzšinējā fitoplanktona monitoringa paraugošanas prakse šajās ūdenstilpēs nevar nodrošināt fitoplanktona un tā rādītāja – hlorofila „a” izmantošanu. Ierosināts, ka fitoplanktona un hlorofila „a” monitoringa minimālajam vākumu skaitam Rīgas līcī un Baltijas jūras piekrastē jābūt: vismaz 1 reizi mēnesī janvārī, februārī un martā, vismaz 2 reizes mēnesī aprīlī, maijā, jūnijā, jūlijā, augustā un septembrī, vismaz 1 reizi mēnesī oktobrī novembrī un decembrī. Bet, lai precīzāk izsekotu pavasara fitoplanktona masveida savairošanās attīstībai, aprīlī un maijā paraugi būtu jāievāc vienreiz nedēļā.



### **Izmantotā literatūra:**

Aigars, J., Müller-Karulis, B., Martin, G., Jermakovs, V. 2008. *Ecological quality boundary-setting procedures: the Gulf of Riga case study. Environmental Monitoring and Assessment* 138 (1-3), 313 – 326. DOI 10.1007/s10661-007-9800-5

DANCEE project No M:128/023-004 “*Transposition and Implementation of the EU Water Framework Directive in Latvia*”, 2004. Technical Report No. 1A “*Typology of surface water and procedure for characterization of waters*”, 80 p.

[[http://www.varam.gov.lv/eng/projekti/es\\_vides\\_projekti/?doc=3315](http://www.varam.gov.lv/eng/projekti/es_vides_projekti/?doc=3315)].

HELCOM, 2014. *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects. Anex C4 and C6.*

## VIENDIENĪŠU SUGU IZPLATĪBA VENTAS UN LIELUPES BASEINU APGABALOS SAISTĪBĀ AR ŪDENS FIZIKĀLI-ĶĪMISKAJIEM PARAMETRIEM

Dāvis OZOLIŅŠ<sup>1\*</sup>, Agnija SKUJA<sup>1</sup>, Elga PARELE<sup>1</sup>, Ilga KOKORĪTE<sup>1</sup>, Jolanta  
JĒKABSONE<sup>1</sup>, Laura GRĪNBERGA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>LU Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija, Salaspils, Miera iela 3

\*e-pasts: davis@email.lubi.edu.lv

Bentisko bezmugurkaulnieku paraugi tika ievākti 2013. gada oktobrī un novembrī projekta "Upju monitorings un lauksaimnieku vides aptauja Lielupes un Ventas upju baseinu apgabalos (LiVe River Basins)" ietvaros. Kopā tika ievākti 26 paraugi Ventas baseinā un 34 Lielupes baseinā; datu analīzei izmantoti dati par viendienītēm. Viendienītes Ephemeroptera ir otra ekoloģiski jutīgākā ūdens kukaiņu kārtā pēc strautenēm Plecoptera, tomēr viendienītes atšķirībā no strautenēm, apdzīvo visus saldūdeņu biotopus (Bauernfeind, Soldán, 2012). Vairāk kā puse Lielupes baseina upju atrodas īpaši nitrātjutīgajā teritorijā, kurā lauksaimnieciskās darbības rezultātā ir paaugstināts nitrātu piesārņojums (Anon., 2009a) savukārt Ventas baseinā pie nitrātjutīgām teritorijām tiek pieskaitīts tikai viens ūdens objekts (Anon., 2009b).

Makrozoobentosa paraugi tika ievākti ar hidrobioloģisko tīkliņu (rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m, tīkliņa acs izmēru 0,5 mm). Paraugu ievākšanai tika izvēlēti brienami mazo upju posmi un vidēju un lielu upju piekrastes (līdz 0,8 m dziļumam). Katrā upes posmā tika ievākti pieci atkārtojumi atbilstoši grunts substrāta procentuālajam segumam, kā arī piecu minūšu laikā ievākts kvalitatīvs paraugs, ar pinceti no dažādiem substrātiem nolasot bentosa organismus. Laboratorijā tika veikta paraugu šķirošana un sugu identificēšana. Vairums viendienīšu tika noteiktas līdz sugas līmenim. Ūdens fizikāli-ķīmisko parametru analīzes tika veiktas trīs sezonās – 2013. gada rudenī un 2014. gada pavasarī un vasarā.

Viendienīšu kāpuri konstatēti visos apsekotajos upju posmos, to sugu skaits paraugā svārstījās no 1 līdz 12. Apsekotajos Lielupes un Ventas baseinu upju posmos tika konstatētas 27 viendienīšu sugas no 7 dzimtām: Baetidae: *Baetis muticus*, *B. atrebatinus*, *B. fuscatus*, *B. rhodani*, *B. vernus*, *B. niger*, *Centroptilum luteolum*, *Cloeon dipterum*; Caenidae: *Caenis horaria*, *C. luctuosa*, *C. robusta*, *C. macrura*; Ephemerellidae: *Ephemerella mucronata*, *Eurylophella karelica*; Ephemeridae: *Ephemera*

*danica*, *E. lineata*, *E. vulgata*, Ecdyonuridae: *Ecdyonurus* spp., *Heptagenia coeruleans*, *H. fuscogrisea*, *H. sulphurea*; Leptophlebiae: *Habrophlebia lauta*, *Leptophlebia vespertina*, *Leptophlebia marginata*, *Paraleptophlebia cincta*, *P. submarginata*; Pothamanthidae: *Potamanthus luteus*.

Viendienīšu sugas *B. atrebatinus*, *B. vernus*, *E. mucronata* un *Ecdyonurus* spp. tika konstatētas tikai Ventas upes baseinā, bet *C. robusta*, *H. coeruleans*, *L. marginata* un *P. cincta* - Lielupes baseinā. Lēnā tecējuma un augsto slāpekļa savienojumu koncentrāciju dēļ, Lielupes baseina upēs ir mazāks viendienīšu sugu skaits nekā Ventas baseinā. Viendienīšu suga *C. dipterum* raksturojama kā tolerantākā pret organisko piesārņojumu, jo tās sastopamas upēs ar paaugstinātām toksisko nitrījonu koncentrācijām.

#### **Izmantotā literatūra:**

Anon. 2009a. Lielupes upju baseina apgabala apsaimniekošanas plāns 2010. -2015. gadam. VSIA Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs: 97 lpp.

Anon.2009b. Ventas upju baseina apgabala apsaimniekošanas plāns 2010. -2015. gadam. VSIA Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs: 102 lpp.

Bauernfeind E., Soldán T. 2012. The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books. Denmark:

782 p.

# ZIVJU SASTOPAMĪBA LATVIJAS ŪDEŅOS BALTIJAS JŪRĀ UN RĪGAS JŪRAS LĪCĪ

Māris PLIKŠS

*Pārtikas drošības, Dzīvnieku veselības un Vides zinātniskais institūts „BIOR”, Daugavgrīvas iela 8, LV 1048,  
Rīga*

*\*e-pasts: maris.plikss@bior.gov.lv*

Baltijas jūra ir neliels Atlantijas okeāna iesāļūdeņu baseins. Tā tiek uzskatīta arī par jaunu jūru, kas veidojusies pēc Baltijas ledus perioda, un tās ģeoloģiskajā vēsturē ir bijusi savienota ar Atlantijas okeānu (arī savienota mūsdienās), gan arī iespējams ar Ziemeļu ledus okeāniem (Ignatius *et al.*, 1981). Tās viena no būtiskām īpatnībām ir vertikālā ūdeņu stratifikācija (Ehlin, 1981). Zivju fauna iesāļajā Baltijas jūrā arī ir samērā jauna un sugas ir maz mainījušās saistībā ar to izcelsmes vietām. Ihtiofauna ietver gan jūras, gan arī saldūdens izcelsmes zivju sugas. Jūras zivis ir ienākušas Baltijas jūrā no Ziemeļjūras aptuveni pirms 4000-8000 gadiem, sākot no siltās un iesāļās Litorīna jūras perioda. Acīmredzot līdz mūsdienām saglabājās tikai tās sugas, kuras bija spējīgas pārdzīvot saldūdens Ancila ezera periodu un līdz ar to Joldijas jūras reliktu skaits ir neliels, piemēram: četrāgu buļzivis (*Triglois quadricornis*) (Ojaveer *et al.*, 1981). Nākamajā Litorīna jūras periodā, kas raksturojās ar krietni siltāku un par 5-6psu sāļāku vidi nekā mūsdienās, Baltijas jūrā ienāca Arktikas un Atlantijas boreālā kompleksu zivis (Ignatiues *et al.*, 1981; Paaver, Lōugas, 2003). Kopš tā laika jūra kļuvusi nelabvēlīga tieši jūras zivīm, un, ņemot vērā pašreizējos nelielos un mainīgos jūras sāļuma apstākļus, jūras zivis atrodas pastiprināta fizioloģiskā stresa stāvoklī, kas ir par iemeslu to lēnākai augšanai un lielākai paaudžu ražības mainībai, salīdzinot ar radniecīgajām sugām Atlantijas okeānā un tam pieguļošajās citās jūrās. Baltijas jūras iesāļais režīms ir arī par iemeslu tam, ka jūras ihtiofauna ir samērā nabadzīga, tajā dominē tikai dažas jūras sugas: menca, brētliņa, reņģe un plekste, respektīvi, eirihalīnas sugas. Savukārt tās sugas, kuru vairošanās ir iespējama pie sāļumiem, kas raksturīgi tipiskai jūras videi (sāļums ap 30psu), centrālajā Baltijā var ieceļot spontāni vai nu barības meklējumos vai ar straumēm un tiek uzskatīti par maldu viesiem. Zemais sāļums un tā samazināšanās rietumu-ziemeļaustrumu virzienā nosaka to, ka jūrā virzienā uz ziemeļiem, it īpaši piekrastē, palielinās saldūdens zivju sugu skaits (Ojaveer *et al.*, 1981).

Darba galvenais mērķis ir sniegt vēsturisko pārskatu par Latvijas ūdeņu Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī sastopamajām zivju sugām, to izmaiņām un izmaiņas nosakošajiem iespējamajiem faktoriem.

Pārskats ir balstīts uz pieejamo literatūru sākot no 1771. gada. Mūsdienu sugu sastāva apzināšanai izmantotas bentisko tralējumu (martā un novembrī 1990.-2014. gados); pelagisko tralējumu (majā un oktobrī 2005.-2013. gados), piekrastes tīklu zvejas Salacgrīvā, Daugavgrīvā, Lapmežciemā, Jūrkalnē un Papē (1992.-2014. gados) un bentisko piekrastes zivju mazuļu (1985. - 2000. gadi) veiktajām uzskaitēm un tajās konstatēto zivju sugu sastāva analīzi, kā arī uz zvejnieku ziņojumiem par noķertajām retajām zivju sugām.

Pirmie ziņojumi par ihtiofaunas sastāvu, kuri būtu attiecināms uz Latvijas jūras vidi, tika atzīmēti 18. gadsimta otrā pusē un 19. gadsimtā (Fischer, 1771; Fischer, 1991; Kawall, 1858; Möbius, Heincke, 1883; Seidlitz, 1877). Pirmajos sugu sarakstos (Fisher, 1971; Kawall, 1858) nav sniegtas norādes par zivju sastopamību saldūdeņos vai jūrā, izņemot atsevišķas norādes. Tāpēc, mēs jūras zivju faunā ietvērām tās sugas, kuras atzīmētas jūras ūdeņos vēlākajās publikācijās. Pirmie sugu saraksti, raugoties no mūsdienu viedokļa, ir samērā nepilnīgi. Domājams, ka tajos galvenokārt ietvertas zivis, kuras tika zvejotas cilvēku patēriņam, ar kurām tirgojās, kā arī sugas, kurām varbūt nebija tirgus vērtība, bet bija sastopamas masveidā un no pārējām sugām atšķīrās ar īpatnējām morfoloģiskām pazīmēm, piemēram, stagari. Dažām zivīm, kā reņģei, lasim, sīgai, kā atsevišķas sugas tika uzskaitītas mūsdienās aprakstītās pasugas, rases vai pat formas (Fisher, 1991; Kawall, 1858). Latvijas zivju sugu sastāvs, kas ietver arī Baltijas jūru, principā tika izveidots 20. gadsimta 30-tajos gados un, kopš tā laika arī nav būtiski mainījies (Grosse, 1933; Mansfelds, 1936; Schneider, 1928). To lielā mērā sekmēja zivsaimniecības zinātnes pirmsākumi Latvijā un labi attīstītā informācijas ievākšana un par jaunu zivju noķeršanas gadījumiem publicēšana „Zvejniecības Vēstnesī” un „Zvejniecības Mēnešrakstos”. Līdz mūsdienām kopš 1920. - 1930. gadiem diadromo un saldūdens zivju sugu kopējais skaits gandrīz nav mainījies, bet jūras zivju sugu skaits uzrāda palielināšanās tendenci (1.tabula).

Anadromās zivis varētu iedalīt divās nosacītās grupās: pirmkārt, zivis, kuras izplatītas jūrā un vairojas Latvijas saldūdeņos (upes nēģis - *Lampetra fluviatilis*, lasis - *Salmo salar*, taimiņš - *Salmo trutta*, sīga - *Coregonus lavaretus*, salaka - *Osmerus eperlanus*, vimba - *Vimba vimba*) un otrkārt, zivis, kuru vairošanās Latvijas saldūdeņos nav dokumentāli apstiprināta. Pie pēdējām pieskaitāmas tādas sugas, kā jūras nēģis - *Petromyzon marinus*, lapreņģe - *Alosa fallax* un kaze - *Pelecus cultratus*, kuras regulāri, bet nelielā skaitā sastopamas Latvijas piekrastē. Domājams, ka šo sugu sastopamības biežums ir atkarīgs no to vairošanās sekmības tuvākajos nārsta upes – Nemūnā un Vislā. Atsevišķi būtu izdalāma Baltijas store (*Acipenser oxyrinchus*), kura dabīgā populācija Baltijas jūrā, domājams, ir

izzudusi. Latvijā pēdējais noķeršanas gadījums reģistrēts 1963. vai 1994. gadā pie Jūrmalas (M. Vītiņš pers. kom.), lai gan 1996. gadā store tika noķerta Igaunijā pie Muhu salas (Paaver, 1997). 2011 un 2013. gadā nelielu un iezīmētu storu noķeršanas gadījumi pie Liepājas un Daugavgrīvas (Ē. Urtāns pers. kom.) ir saistīti ar storu reintrodukcijas programmu, kura 2007. gadā ir uzsākta Vācijā un Polijā Odras upē. Šo projektu ir akceptējis HELCOM un tajā piedalās arī Latvija (<http://helcom.fi/helcom-at-work/projects/sturgeon-rehabilitation-pg>).

Arī saldūdens zivju sugu skaits Latvijas ūdeņos nav būtiski mainījies (1. tabula), tomēr atzīmējami vairāki interesanti ar saldūdens zivju sastopamību jūrā saistīti aspekti:

- 2006. gadā 6km uz dienvidiem no Liepājas tika noķerta barbe – *Barbus barbus* (E.Urtāns pers. kom.). Barbe Latvijas zivju sarakstā parādījās 1937. gadā, kad tās noķeršana tika konstatēta pie Liepājas un attiecināta uz Bārtas upes lejteci (Mansfeld, 1939). Vēlākajos pēckara sugu sarakstos (Nikolajev, 1953; Sloka, 1956) tā tika iekļauta Latvijas faunas sastāvā. Tomēr, pamatojoties uz visaptverošiem Latvijas upju ihtiofaunas pētījumiem, barbe nav konstatēta nevienā no upēm un tāpēc nav iekļaujama Latvijas upju zivju sarakstā (Birzaks, 2012). Varētu pieņemt, ka barbe līdz Liepājas piekrastei nonākusi no tuvāko dienvidu upju - Sventājas vai Nemūnas baseiniem Lietuvā. Jāatzīmē, ka arī Gdaņskas līča piekrastē barbe ir reti sastopama suga, jo tās areāla ziemeļu robežu ietver tieši Baltijas jūras dienviddaļas upju baseinus (Skóra, 1996; Miller, Loates, 2006).

- Jūras ūdeņu zivju sarakstos jau kopš 1930. gadiem ir iekļautas tādas sugas, kā platgalve (*Cottus gobio*), bārdainais akmeņgrauzis (*Noemacheilus barbatulus*) un akmeņgrauzis (*Cobitis taenia*), tomēr nevienā no piekrastes zivju uzskaitēm šīs sugas pēdējos 25 gadus nav konstatētas. Ja tās tomēr ir sastopamas, tad tas varētu būt tieši upju grīvās vai to tuvumā.

- Publikācijās līdz pagājušā gadsimtā vidum atzīmēts, ka Latvijas ūdeņos Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī tādas zivis kā plicis (*Blicca bjoerkna*), plaudis (*Abramis brama*), un ķīsis (*Gymnocephalus cernua*) ir reti sastopamas (Mansfelds, 1936; Nikolajev, 1953). Turklāt Baltijas jūras piekrastē no karpveidīgajām zivīm sastopamas tikai anadromās - vimba un kaze. Kā rāda kontrolzvejas, tad pēdējās desmitgadēs šo sugu skaits piekrastē ir ievērojami palielinājies. Kā viens no šādu izmaiņu iemesliem varētu būt saistīts ar

jūras eitrofikācijas palielināšanos, kas savu maksimumu sasniedza 1970. gadu beigās un 1980. gadu sākumā (Gustafsson *et al.*, 2012).

Jūras zivju kopējā sugu skaita palielināšanos pēc Otrā pasaules kara noteica arī zvejas pakāpeniska pārorientēšanās no piekrastes uz atklāto jūru, ko veicināja traļu zvejas attīstība. Tas būtiski palielināja nozveju kopējos apjomus un arī paplašināja apzvejojamo areālu. Jauni noķeršana gadījumi tika reģistrēti atklātās jūras zivīm, kuras, domājams, iemigrējušas no Rietumbaltijas, kā anšovam (*Engraulis encrasicolus*), saidai (*Polachius virens*) un pikšai (*Melanogrammus aeglefinus*) (Nikolajev, 1953). Jūras zivju, it īpaši reto un maldu viesu, noķeršanas gadījumu skaita palielināšanos kopš 1990. gadu sākuma ir veicinājusi arī samērā intensīvā zinātniskā izpēte, ko nodrošināja regulārās zinātniskās bentiskas un pelagisko traļu uzskaites, kā arī ikgadējās piekrastes zivju kontrolzvejas 7-9 vietās gar visu Latvijas piekrasti ar zinātniskajiem tīkliem un piekrastes zivju mazuļu vadiņiem. Turklāt regulāri tika saņemta arī informācija no zvejniekiem - novērotājiem, arī makšķerniekiem, kuri informēja par retu zivju noķeršanu. Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī Latvijas ūdeņos kopumā mūsdienās ir reģistrētas 37 jūras zivis, no kurām 26 ir bentiskās un 11 pelagiskās sugas (1. tabula). 12 sugas no jūras zivīm ir uzskatāmas par maldu viesiem, kuri ieceļo Austrumbaltijā no Dienvid- vai Rietumbaltijas, bet 25 sugām vairošanās areāls atrodas mūsu ūdeņos.

Kopš 1990. gadu beigām jūras zivju skaits tieši Latvijas ūdeņos palielinājies par trīs sugām, kuru atradnes ir dokumentētas: merlangis (*Merlangius merlangus*) - atradumi 2012. g. martā bentisko zivju mazuļu uzskaitē uz dienvidiem no Liepājas un piekrastes kontrolzvejā 2014. g., novembrī pie Pāvilostas, āķdegunis (*Agonus cataphractus*) - viena eksemplāra piezveja 2001. gadā mencas tīklu zvejā un apaļais jūrasgrundulis (*Neogobius melanostomus*). Apaļo jūrasgrundulis ir invazīva suga, kas Baltijas jūrā ienākusi no Melnās vai Kaspijas jūras. Tagad to var uzskatīt par aklimatizējušos sugu. Pirmo reizi tā konstatēta Gdaņskas līcī Polijas piekrastē (Skóra, Stolarski, 1993), bet Latvijā pirmo reizi noķerta pie Liepājs 2004. gadā (Minde 2007). Jau 2005. gadā apaļais jūrasgrundulis parādījās Latvijas piekrastē Rīgas jūras līcī, kaut arī pirmais noķeršanas gadījums Pērnavas līcī ir datēts ar 2002. gadu (Ojaveer, Špilev, 2003). Pašlaik tas sastopams gar visu Latvijas piekrasti.

No jūras zivīm kopš 2000. gada ir ievērojami palielinājies citzemju pelagisko un bento-pelagisko zivju skaits. Šādu izmaiņu iemesli varētu būt saistīti ar Baltijas jūras un jo īpaši Gotlandes iekļavas hidroloģiskā režīma maiņu:

- Pēc 1981. gada ir samazinājušies Ziemeļjūras/Kategata lielie ieplūdumi jeb tā saucamie barotrofiskie ieplūdumi (Matthäus, 2006), kuru rezultātā sāļie un aerētie Ziemeļjūras/Kategata ūdeņi nodrošināja pilnvērtīgu Baltijas jūras ieplaku dziļūdens slāņu aerāciju un ūdens apmaiņu.

- Kopš 2002. gada ir būtiski palielinājusies baroklīnisko (vasaras) ieplūdumu intensitāte, kuri raksturojas ar augstāku ieplūstošo ūdeņu temperatūru un mazāku skābekļa saturu un sāļumu. (Matthäus *et al.*, 2008). Lieli baroklīniskie ieplūdumi tika reģistrēti 2002., 2006 un 2009/2010.gados (Nausch *et al.*, 2014), kā rezultātā tiem, sasniedzot Gotlandes ieplaku, ūdens sāļuma palielinājās, bet skābekļa koncentrācijas nedz samazinājās dziļajā aktīvajā slānī 80-120m (Bērziņš, 2011; Bērziņš, 2014). Acīmredzot šīs izmaiņas ir sekmējušas tādu zivju kā merlanga, anšova un makreles (*Scomber scomber*) parādīšanos mūsu ūdeņos. Ja vēl pirms 20-30 gadiem par šo zivju noķeršanu ļoti reti tika saņemta informācija no zvejniekiem, tad kopš 2000. gada zinātniskajās traļu uzskaitēs ir reģistrēti 28 anšovi, 5 merlangi un makreles. Jāatzīmē, ka iepriekšējos 30 gadus zinātniskajās uzskaitēs netika konstatēts neviens no šo sugu īpatņiem.

- Ar skābekli nabadzīgo jūras dziļūdens platību palielināšanā. Pēdējo 115 gadu laikā hipoksija (rajoni ar skābekļa saturu mazāku par  $2\text{ml l}^{-1}$ ) Bornholmas un Gotlandes ieplakās palielinājusies no  $5\ 000\ \text{km}^2$  līdz vairāk nekā  $60\ 000\ \text{km}^2$ . Domājams, ka antropogēnais piesārņojums saistībā ar barības vielu noplūdi jūrā ir galvenais hipoksijas areāla palielināšanās faktors (Carstensen, 2014). Tomēr, barības vielu daudzums jūrā palielinājās kopš 1950-tajiem gadiem, sasniedzot maksimumu ap 1980. gadu, bet pēc tam līdz mūsdienām samazinājās. Šo samazināšanos galvenokārt noteica piekrastes notekūdeņu attīrīšana, jo upju notece sarukusi tikai par aptuveni 10% (Gustafsson *et al.*, 2012). Neskatoties uz šo samazināšanos temperatūras palielināšanās, kas varētu būt saistīta ar globālajām klimata izmaiņām un Baltijas jūras austrumdaļā arī ar baroklīnisko ieplūdumu intensitātes palielināšanos, tomēr ierobežoja skābekļa apstākļu uzlabošanos Baltijas jūrā. Augstāk minētie procesi ir cieši saistīti ar saldūdens/upju noteci jūrā, kura savukārt raksturojas ar sauso un mitro periodu maiņu. Vistiešākā ietekme šiem procesiem varētu ietekmēt, piemēram, jūras vēdzeles (*Enchelyopus cimbrius*), kura



sastopama dziļāk par 80m, skaita dinamiku. Pēdējās desmitgadēs Gotlandes ieplakā jūras vēdzeles piezveja salīdzinot ar 1980. gadiem ir samazinājusies vairākkārtīgi un 2000.-2014.gados zinātniskajās uzskaitēs kopā noķertas tikai 111 zivis.

Papildus tam, reto jūras zivju skaits un biežāki konstatēšanas gadījumi varētu būt saistīti ar Baltijas jūras galvenās plēsējzivis populācijas samazināšanos kopš 1980. gadu vidus (ICES, 2013). Kā zināms, menca var būtiski ietekmēt citu zivju populāciju skaitu (Casini *et al.*, 2012).

Atsevišķu Ziemeļjūras plēsējzivju ienākšana Latvijas piekrastē, domājams, ir arī atkarīga no šo zivju krājuma stāvokļa un, palielinoties to populācijai Ziemeļjūrā, būtu lielāka varbūtība veikt tālas barošanās migrācijas, sekojot teiksim Rietumbaltijas reņģei tās nārsta migrācijā no Ziemeļjūras uz Rīgenas salas piekrasti. Tas varēt attiektos, piemēram, uz zobenzivi (*Xiphias gladius*). Kopš 1800. gada Latvijas piekrastē reģistrēti 24 noķeršanas gadījumi, pēdējie no kuriem pie Užavas 1993. gadā un Ziemeļpē 2007. gadā (Plikšs, Aleksejevs, 1998; Anon., 2007). Polijas piekrastē 1993. un 1995.gados līdzīgi ir noķertas 3 zobenzivis, kas norāda, ka Baltijas jūrā dotajā gadā ir ienācis pat neliels zobenzivju bars (Skóra, 1996).

Pēdējos gados nav atkārtotu noķeršanas gadījumu biezlūpīgai kefalei (*Chelon labrosus*), kuras viens eksemplārs tika noķerts pie Salacgrīvas 1980. gadā (Pilāts *et al.*, 1988) un labrakam (*Dicentrachus labrax*), kura trīs eksemplāri tika noķerti 1993. gadā Rīgas jūras līcī pie Daugavgrīvas un Salacgrīvas (Plikšs, Aleksejevs, 1998).

Vēsturiskajos sugu sarakstos (Kawall, 1758) uz Latvijas ūdeņiem pieminēta divu eksotisku sugu noķeršana pie Liepājas: zāģzivis (*Pristis pristis*) un jūraszirdziņš (*Hippocampus hippocampus*). Vēlākajos Latvijas zivju sugu sarakstos tās netika iekļautas, jo tika uzskatītas par apšaubāmām. Lai arī zāģzivis ir sastopama iesālūdeņos un pat var veidot saldūdens populācijas, tomēr šīs zivis tālas migrācijas neveic, un to pašreizējie areāli ir uz dienvidiem no Ziemeļjūras dienvidrietumiem. Pie kam, arī Skandināvijas, Ziemeļjūras un Baltijas jūras zivju sarakstos šīs sugas pat 100 gadus pēc Kawall (1758) publikācijas nav minētas (Nilsson, 1852; Seidlitz, 1877; Collet, 1905).

Kopumā, domājams, ka nav iespējams izdalīt vienu noteicošo faktoru, kas noteiktu to vai citu sugu klātbūtni Latvijas ūdeņos Baltijas jūrā. Sugu sastāva izmaiņas nosaka vides faktoru un zivju savstarpējo attiecību mijiedarbības. Tāpēc, kā varētu mainīties jūras zivju sugu sastāvs nākotne ir grūti prognozēt. Ir liela varbūtība tikt atrastām jūras zivīm, kuras lai arī reti, tomēr atkārtoti ir konstatētas Gdaņskas līcī, piemēram, jūraslīdaka (*Molva molva*), jūrasgaiļi (*Trigla sp.*), jūrasmele (*Solea vulgaris*)

un aloza (*Alosa alosa*) (Skóra, 1996). Potenciāli varētu būt aptuveni 70 jūras zivju sugu, kuras sastopamas Skagerakā un Kategatā un vēl nav konstatētas pie mums (Musse, 1999; Curry-Lindahl, 1985). Sugu skaita ziņā, tās varētu būt galvenokārt mencveidīgās, asarveidīgās un plekstveidīgās zivis.

### **Izmantotā literatūra:**

- Anon., 2007. Ziemupē izskalo milzu zobenzivi. *Vides Vēstis*, 9(102):50-54.
- Auziņš, V. 1925. Zivkopība. *Zvejnieku Vēstnesis*, 8/9: 76-77.
- Bērziņš, V. 2011. Ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas dinamika Gotlandes ieplakas centrālās daļas starpslānī pēdējos 50 gados. LU 69 zinātniskā konference „Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība”, Rīga: 10-13.
- Bērziņš, V. 2014. Dažu vides faktoru ietekme uz skābekļa koncentrācijas dinamiku Baltijas jūras centrālās daļas dziļajos slāņos. LU 69 zinātniskā konference „Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība”, Rīga: 6-8.
- Birzaks, J., Aleksejevs, E., Strūģis, M. 2011. Occurrence and distribution of fish in rivers of Latvia. *Proc.Latvian Acad. Scien.*, 65(3/4): 57-66.
- Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G., and Conley, D.G., 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *PNAS*, 111(15):5628-5633.
- Casini, M., Blenckner, T., Möllmann, C., Gårdmark, A., Lindegren, M., Llope, M., Kornilovs, G., Plikshs, M., Stenseth N.C. 2012. Predator transitory spillover induces trophic cascades in ecological sinks. *PNAS*, 109(21):8185-8189.
- Collet, R. 1905. Meddelelser om Norges Fiske i Aarene 1884—1901. Christiania, I Kommission hos Jacob Dybwad, 173p [in Norwegian].
- Curry-Lindahl, K. 1985. *Våra fiskar. Havs-och sötvattensfiskar i Norden och ovrig Europa*. P.A.Nordstedt & Söners Förlag, Stockholm, 528p [In Swedish].
- Ehlin, U. 1981. Hydrology of the Baltic Sea. In: *The Baltic Sea* (Ed. A. Voipio). Elsevier Oceanography Series, 30: 123-133.
- Fischer, J. B. 1778. Versuch einer Naturgeschichte von Livland. Verlegt Johann Gottlob Immanuel Vreitkopf. Leipzig: 113-128 [in German].
- Fischer, J. B. 1791. Versuch einer Naturgeschichte von Livland. 1. Aufl. Königsberg: 240-261 [in German].
- Grosse, A. 1933. Pisces. Zivis. Latvijas mugurkaulaino noteicējs Latvijas dabaszin. Biedr. Izdev: 196-218.
- Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H. E. M. Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P., Zorita, E. 2012. Reconstructing the development of Baltic sea eutrophication 1850–2006. *Ambio*, 41(6):534–548.
- ICES, 2013. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Headquarters, 10–17 April 2013. ICES CM 2013/ACOM:10.
- Ignatius, H., Axberg, S., Niemistö, L. and Winterhalter, B. 1981. Quaternary geology of the Baltic Sea. In: *The Baltic Sea* (Ed. A. Voipio). Elsevier Oceanography Series, 30: 54:104.

- Kawall, H. 1858. Fische in Kurland und an den Küsten der dasselbe begränzenden Ostsee, mit Berücksichtigung von Livland. Inland (Wochenschrift für Liv-, Est- und Kur land) , Jahrg. 23. 1858. Dorpat. 33: 534-536, 35: 561-568, 36: 579-583 [in German].
- Mannsfeld, W. 1939. Mitteilunngen zur Fishfauna Lettlands. III Korresp. Bl. Naturforscher -Ver. zu Riga, 63: 43-47 [in German].
- Mansfelds, V. 1936. Latvijas zivis. Latvijas zeme daba un tauta. N. Maltas un P. Galenieka red., II sēj. Latvijas daba. Valtera un Rapas akc. sab. apgāds, Rīga: 489-519.
- Matthäus, W. 2006. The history of investigations of salt water inflows into the Baltic Sea—from the early beginning to recent results. Meereswissenschaftliche Berichte, 65, 73p.
- Matthäus, W., Nehring, D., Feistel, R., Nausch, G., Mohrholz, V., Lass, H.U. 2008. The inflow of highly saline water into the Baltic Sea. In Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, N. (Eds.), State and Evolution of the Baltic Sea, 1952 – 2005. A Detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken: 265-309.
- Miller, P.J., Loates, M.J. 2006. Euroopa Kalad. Eesti Entsulopeediakirjastus, AS, Tallinn, 288pp [in Estonian].
- Minde, A. 2007. Uzmanību – apaļais jūrasgründulis. Latvijas Zivsaimniecības gadagrāmata. Zivju Fonds, Rīga:89-92.Pirmo reizi - Liepāja-2004, RĶL- 2005.gadā
- Möbius, K., Heincke F. 1883. Die Fische der Ostsee. Paul Parey, Berlin, 1883, 206p [in German].
- Muus, B.J., Nielsen, L.G., Dahlstrøm, P., Nyström, B.O. 1999. Sea Fish. Scandinavian Fishing Year Book, 338pp.
- Naush, G., Feistel,R., Naumann M., Mohrholz, V. 2014. Water Exchange between the Baltic Sea and the North Sea, and conditions in the Deep Basins. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. [Published 3.11.2014], <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/>.
- Nikolajev, I.I. 1953. Fish species composition of Latvian SSR. Proceedings of Latvian division of VNIRO. Academy of Science of Latvian SSR, Riga, 1: 5-27 [Николаев И.И., 1953. Видовой состав рыб Латвийской ССР. Труды Латвийского отделения ВНИРО, выпуск I. Рига, Издательство Академии наук Латвийской ССР: 5-27] [in Russian].
- Nilsson, S. 1852. Skandinavisk Fauna. Fjerde Delen: Fiskarna. Lund, 280p [in Swedish].
- Ojaveer, E., Gaumiga, R., 1995. Cyclostomes, Fishes and Fisheries. In: Ecosystem of the Gulf of Riga 1920 and 1990 (Ed. E.Ojaveer). Estonian Academy Publishers, Tallinn: 212-267.
- Ojaveer, E., Lindroth, A., Bagge, O., Lehtonen, H., Toivonen, J.1981. Fish and fisheries. In: The Baltic Sea (Ed. A. Voipio). Elsevier Oceanography Series, 30: 275-350.
- Ojaveer, H., Špilev, H. 2003. Round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). In: Fishes of Estonia (Eds. Ojaveer, E. Pihu and T.Saat). Estonian Academy Publisher, Tallinn:336-337.
- Paaver, T. 1997. Atlandi tuur – Eesti haruldasim kala 1996 – suure kala aasta. Eesti Loodus'97:191-193 [in Estonian].
- Paaver, T., Lõugas, L. 2003. Origin and history of the fish fauna in Estonia. In: Fishes of Estonia (Eds. Ojaveer, E. Pihu and T.Saat). Estonian Academy Publisher, Tallinn: 28-46.
- Pilāts, V., Zvirgzds, A., Lipsbergs, U. 1988. Pirmais reģistrētais biezlūpainās kefales - *Chelon labrosus* (Risso, 1826) - sastapšanas gadījums Latvijas piekrastē. Retie augi un dzīvnieki, Rīga: 37-43.

- Plikšs, M. 2003. Zivju sugu daudzveidība Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī. Latvijas Sarkanā grāmata. Retās un apdraudētās augu un dzīvnieku sugas. 5.sējums Zivis, Rāpuļi, abinieki (G.Andrušaita red.). Rīga: 9-26.
- Plikšs, M., Aleksejevs, E. 1998. Latvijas Zivis. Gandrs, Rīga, 304.lpp.
- Schneider G. 1928. Die Seefischerei von Lettland und Estland, Handbuch der Seefischerei Nordeuropas. Bd.8.Die Seefisherei der skandinavischen und osteuropäischen Länderan, heft 6, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1928:1-34 [in German].
- Seidlitz, G. 1877. Die Fische der Ostseeprovinzen Russlands. Fauna Baltika, Dorpat, 135p [in German].
- Siliņš, J. 1936. Latvijas zivis. Jaunais zinātnieks nr.37.Valtera un Rapas akciju sabiedrības izdevums. Rīga: 86lpp.
- Skóra, K., Stolarski, J. 1993. New species in the Gulf of Gdańsk. Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego 1(128): 83.
- Skóra, K.E., 1996. New and rare fish species from the Gulf of Gdansk [Nowe i rzadkie gatunki z rejonu Zatoki Gdańskiej]. Zoologica Poloniae 41 (Supplement:113-130 [in Polish].
- Sloka, J., 1956. 1. klase Cyclostomata – apaļmutes. 2. klase Pisces Zivis. Latvijas PSR dzīvnieku noteicējs 2.daļa (E.Tauriņa un E.Ozola red.). Latvijas Valsts izdevniecība, Rīga: 7-61 lpp.
- Sloka, J., 1966. Apaļmutes - Cyclostomata. Zivis – Pisces. In: Latvijas Dzīvnieki (Z. Spura red.). Zvaigzne, Rīga: 74-95.

1. tabula. Zivju sugu sastopamība Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī dažādos vēstures periodos

Nr.	Suga	Nosaukums	Grupa	Statuss	Fischer, 1778; Fischer, 1791	Kawall, 1858; Seidlitz, 1877; Mobius, Hencke, 1883	Auziņš, 1925; Schneider, 1928; Grosse, 1933; Mansfelds, 1936; Siliņš, 1936	Nikolajevs, 1953; Sloka, 1956; Sloka, 1966	Ojaveer, Gaumiga, 1995; Plikšs, Aleksejevs, 1998; Plikšs, 2003	2015
<b>Jūras zivis</b>										
1	<i>Pristis pristis (L.)</i>	zāģzivis	JB	V		+	+			
2	<i>Clupea harengus membras L.</i>	reņģe	JP	A	+	+	+	+	+	+
3	<i>Sprattus sprattus balticus (Schneider)</i>	brētliņa	JP	A	+	+	+	+	+	+
4	<i>Engraulis encrasicolus (L.)</i>	anšovs	JP	V		+		+	+	+
5	<i>Belone belone (L.)</i>	vējzivis	JP	A	+	+	+	+	+	+
6	<i>Gadus morhua callarias (L.)</i>	menca	JB	A	+	+	+	+	+	+
7	<i>Melanogrammus aeglefinus (L.)</i>	pikša	JB	V		+		+	+	+
8	<i>Merlangius merlangus (L.)</i>	merlangs	JB	V						+
9	<i>Pollachius virens (L.)</i>	saida	JB	V	+	+		+	+	+
10	<i>Enchelyopus cimbrius (L.)</i>	jūrasvēdzele	JB	A		+	+	+	+	+
11	<i>Spinachia spinachia (L.)</i>	jūrasstagars	JP	A		+	+	+	+	+
12	<i>Nerophis ophidion (L.)</i>	čūskzivis	JP	A		+	+	+	+	+
13	<i>Syngnathus typhle L.</i>	adatzivis	JP	A		+	+	+	+	+
14	<i>Hippocampus hippocampus (L.)</i>	īsdeguna jūraszirdziņš	JP	V		+				
15	<i>Hyperoplus lanceolatus (Le Sauvage)</i>	nigļiņš	JB	A		+	+	+	+	+
16	<i>Ammodytes tobianus (L.)</i>	tūbīte	JB	A	+	+	+	+	+	+

Nr.	Suga	Nosaukums	Grupa	Statuss	Fischer, 1778; Fischer, 1791	Kawall, 1858; Seidlitz, 1877; Mobius, Heincke, 1883	Auziņš, 1925; Schneider, 1928; Grosse, 1933; Mansfelds, 1936; Silinš, 1936	Nikolajevs, 1953; Sloka, 1956; Sloka, 1966	Ojaveer, Gaumiga, 1995; Pliķšs, Aleksējevs, 1998; Pliķšs, 2003	2015
17	<i>Scomber scomber</i> L.	makrele	JP	V	+	+	+	+	+	+
18	<i>Xiphias gladius</i> L.	zobenzivs	JP	V		+	+	+	+	+
19	<i>Gobius niger</i> L.	melnais jūrasgrundulis	JB	A		+	+	+	+	+
20	<i>Pomatoschistus microps</i> (Kröyer)	jūrasgrundulis	JB	A		+	+	+	+	+
21	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas)	mazais jūrasgrundulis	JB	A		+	+	+	+	+
22	<i>Gobiusculus flavesens</i> (Fabr.)	divplankumu jūrasgrundulis	JB	A		+			+	+
23	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas)	apaļais jūrasgrundulis	JB	AK						+
24	<i>Pholis gunellus</i> (L.)	taukzivs	JB	A		+	+	+	+	+
25	<i>Lumpenus lampretaeformis</i> (Walb.)	lentzivs	JB	A		+	+	+	+	+
26	<i>Zoarces viviparus</i> (L.)	lučītis	JB	A		+	+	+	+	+
27	<i>Chelon labrosus</i> (Risso)	biezlūpu kefale	JP	V	+				+	+
28	<i>Dicentrachus labrax</i> (L.)	labraks, jūrasasaris	JP	V					+	+
29	<i>Myoxocephalus scorpius scorpius</i> (L.)	ziemeļu buļļzivs	JB	A	+	+	+	+	+	+
30	<i>Taurulus bubalis</i> (Euphrasen)	jūras dzeloņgalva	JB	A		+	+	+	+	+
31	<i>Trigloporus quadricornis</i> (L.)	četrragu buļļzivs	JB	A	+	+	+	+	+	+
32	<i>Agonus cataphractus</i> (L.)	āķdegunis	JB	V		+				+
33	<i>Cyclopterus lumpus</i> L.	zakzivs	JB	A		+	+	+	+	+
34	<i>Liparis liparis</i> (Ekstrom)	plūkšņzivs	JB	A		+	+	+	+	+
35	<i>Scophthalmus maximus</i> (L.)	akmeņplekste	JB	A	+	+	+	+	+	+
36	<i>Scophthalmus rhombus</i> (L.)	gludais rombs	JB	V					+	+
37	<i>Limanda limanda</i> (L.)	limanda	JB	V		+	+	+	+	+
38	<i>Platichthys flesus trachurus</i> Duncker	plekste	JB	A	+	+	+	+	+	+
39	<i>Pleuronectes platessa</i> L.	jūras zeltplekste	JB	B		+	+	+	+	+
<b>Jūras zivis kopā</b>					<b>12</b>	<b>34</b>	<b>28</b>	<b>30</b>	<b>34</b>	<b>37</b>
<b>Diadromās zivis</b>										
1	<i>Petromyzon marinus</i> L.	jūras nēģis	AN	C?	+	+	+	+	+	+
2	<i>Lampetra fluviatilis</i> (L.)	upes nēģis	AN	C	+	+	+	+	+	+
3	<i>Acipenser oxyrinchus</i> Mitchell, 1815	store	AN	EX, Re	+	+	+	+	+	+
4	<i>Alosa fallax</i> (Lacep.)	palede	AN	C?		+	+	+	+	+
5	<i>Salmo salar</i> L.	lasis	AN	C	+	+	+	+	+	+
6	<i>Salmo trutta</i> L.	taimiņš	AN	C	+	+	+	+	+	+
7	<i>Coregonus lavaretus</i> (L.)	sīga	AN	C	+	+	+	+	+	+
8	<i>Osmerus eperlanus</i> (L.)	salaka	AN	C	+	+	+	+	+	+
9	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	zutis	KT		+	+	+	+	+	+
10	<i>Pelecus cultratus</i> (L.)	kaze	AN	C?	+	+	+	+	+	+
11	<i>Vimba vimba</i> (L.)	vimba	AN	C	+	+	+	+	+	+
<b>Diadromās zivis kopā</b>					<b>10</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

Nr.	Suga	Nosaukums	Grupa	Statuss	Fischer, 1778; Fischer, 1791	Kawall, 1858; Seidlitz, 1877; Mobius, Heincke, 1883	Auziņš, 1925; Schneider, 1928; Grosse, 1933; Mansfelds, 1936; Silinš, 1936	Nikolajevs, 1953; Sloka, 1956; Sloka, 1966	Ojaveer, Gaumiga, 1995; Pliķšs, Aleksējevs, 1998; Pliķšs, 2003	2015
<b>Saldūdens zivis</b>										
1	<i>Esox lucius L.</i>	līdaka	SA	V	+	+	+	+	+	+
2	<i>Blicca bjoerkna (L.)</i>	plicis	SA	B		+	+	+	+	+
3	<i>Abramis brama (L.)</i>	plaudis	SA	B	+	+	+	+	+	+
4	<i>Rutilus rutilus (L.)</i>	rauda	SA	B	+	+	+	+	+	+
5	<i>Scardinius erythrophthalmus (L.)</i>	rudulis	SA	B	+	+	+	+	+	+
6	<i>Leuciscus leuciscus (L.)</i>	baltais sapals	SA	B	+	+	+	+	+	+
7	<i>Leuciscus idus (L.)</i>	alants	SA	B		+	+	+	+	+
8	<i>Barbus barbus (L.)</i>	barbe	SA	V				+		+
9	<i>Aspius aspius (L.)</i>	salate	SA	V	+	+	+	+	+	+
10	<i>Gobio gobio (L.)</i>	grundulis	SA	V	+	+	+	+	+	+
11	<i>Phoxinus phoxinus (L.)</i>	mailīte	SA	V	+	+	+	+	+	+
12	<i>Alburnus alburnus (L.)</i>	vīķe	SA	B	+	+	+	+	+	+
13	<i>Tinca tinca (L.)</i>	līnis	SA	V	+	+	+	+	+	+
14	<i>Noemacheilus barbatulus (L.)</i>	bārdainais akmeņgrauzis	SA	V?	+	+	+	+	+	
15	<i>Cobitis taenia L.</i>	akmeņgrauzis	SA	V?	+	+	+	+	+	
16	<i>Silurus glanis L.</i>	sams	SA	V	+	+	+	+	+	+
17	<i>Lota lota (L.)</i>	vēdzele	SA	V	+	+	+	+	+	+
18	<i>Gasterosteus aculeatus L.</i>	trīsdatu stagars	SA	A	+	+	+	+	+	+
19	<i>Pungitius pungitius (L.)</i>	deviņdatu stagars	SA	A	+	+	+	+	+	+
20	<i>Perca fluviatilis L.</i>	asaris	SA	A,B	+	+	+	+	+	+
21	<i>Sander lucioperca (L.)</i>	zandarts	SA	B	+	+	+	+	+	+
22	<i>Gymnocephalus cernua (L.)</i>	ķīsis	SA	B	+	+	+	+	+	+
23	<i>Cottus gobio L.</i>	platgalve	SA	V?		+	+	+	+	
24	<i>Carassius gibelio (Bloch)</i>	sudrabkarūsa	SA	AK,B		+		+	+	+
25	<i>Carassius carassius (L.)</i>	karūsa	SA	V	+	+	+	+	+	+
<b>Saldūdens zivis kopā</b>					<b>20</b>	<b>24</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>22</b>
<b>Kopā visas zivju sugas</b>					<b>42</b>	<b>69</b>	<b>62</b>	<b>65</b>	<b>69</b>	<b>70</b>

**Grupa:** SA – saldūdens zivis, JP- jūras pelagiskās zivi, JB - jūras bentiskās zivis, AN - anadromās zivis, KT - katadromās zivis,

**Statuss:** A – sugas vairošanās areāls ietver Latvijas ūdeņus Baltijas jūrā un Rīgas jūras līcī, AK – aklimatizējušās sugas, B - regulārs viesis, kuru vairošanās ir saldūdeņos vai jūras kaimiņteritorijās, C – anadromās zivis, kuras vairojas Latvijas saldūdeņos, C? – anadromas zivis, kuru vairošanās Latvijas saldūdeņos nav dokumentēta, EX – izzudusi suga, V- rets maldu viesis, V? – nav konstatētas pēdējos 25 gados jūras vidē, Re – tiek realizēta re-introdukcijas programma.

## ZOOBENTOSA SABIEDRĪBU STRUKTURĀLĀS IZMAIŅAS UPJU MELIORATĪVO DARBU VEIKŠANAS PROCESĀ

Arkādijs POPPELS<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Rīgas Nacionālais Zooloģiskais dārzs, Meža prospekts 1, Rīga, LV-1014, Latvija

\*e-pasts: apoppels@hotmail.com

Pētījums tika veikts Mūsā un Salacā. Paraugi ievākti divas reizes 2013. un 2014. gadā piecās paraugošanas vietās: divas paraugošanas vietas - piekrastes zonā, divas - upes vidusdaļā un viena - augšpus upes meliorētās vietas, kur abās izpētes reizēs netika veikta upes gultnes tīrīšana.

Mūsas upes zoobentosa fauna raksturojama ar augstiem vidējiem zoobentosa organismu biomasas rādītājiem: 2013. gadā - 48,2 g/m<sup>2</sup>, bet 2014. - 52,78 g/m<sup>2</sup>. Kā dominējošās grupas jāmin Mollusca, Trichoptera un Ephemeroptera. Zoobentosa vidējie skaitliskie rādītāji arī ir ievērojami: 2013. gadā - 5450 eks/m<sup>2</sup>, bet 2014. gadā 6960 eks/m<sup>2</sup>. Paraugos dominē tās pašas trīs grupas, tikai citā secībā: Ephemeroptera, Trichoptera un Mollusca. Paraugos tika konstatētas 53 sugas un taksoni. Pēc upju meliorēšanas darbu veikšanas paraugos tika novērota reofilu sugu ievērojama palielināšanās. Pētījumos, kas tika veikti pēc gada, tika konstatēta upes iepriekš tīrītā posma pakāpeniska aizaugšana. Atkal vairākumā parādījās lēni tekošiem ūdeņiem raksturīgas sugas.

Salacas upes zoobentosa biomasas vidējie rādītāji ir augsti: 2013. gadā - 49,0 g/m<sup>2</sup>, un te dominē Mollusca - 82,8 % no kopējās zoobentosa biomasas, bet 2014. gadā - 28,87 g/m<sup>2</sup>, kur dominē Trichoptera (14,2 g/m<sup>2</sup>), tai seko Mollusca - 5,19 g/m<sup>2</sup>. Jāatzīmē, ka arī zoobentosa organismu indivīdu skaits (eks/m<sup>2</sup>) ir augsts, kas 2013. gadā raksturojams ar vidējiem rādītājiem - 1662 eks/m<sup>2</sup>, bet 2014. gadā 8225 eks/m<sup>2</sup>. Abos pētījumu gados dominē grupa Varia (atbilstoši - 7625 eks/m<sup>2</sup> un 2175 eks/m<sup>2</sup>). Paraugos tika konstatētas 56 zoobentosa organismu sugas un taksoni. Veicot meliorācijas tīrīšanas darbus, arī te novēroja atsevišķu sugu skaita un biomasas uzplaukumu, kā arī lēni tekošu ūdeņu mīlošu sugu nomaiņu pret reofilām sugām. Kopumā abu pētīto upju reofilajos posmos ievērojamā daudzumā konstatētas *Hydropsyche angustipennis*, *Baetis niger*, *Heptagenia sulphurea*, *Theodoxus fluviatilis* un *Sphaerium corneum*. Upju aizaugušie posmi raksturīgi ar tādām sugām kā *Radix ovata*, *Bithynia tentaculata*, *Caenis* sp.

Veicot upes attīrīšanu no ūdensaugiem, novērojama zoobentosa organismu sugu nomaiņa: parādās straumi mīlošas – reofilās sugas, kas nomaina lēni tekošiem ūdeņiem raksturīgās sugas. Lai saglabātu ritrālam raksturīgo biocenozi, nepieciešama regulāra attīrīto vietu rekultivēšana, kas saglabās iztīrītā upes posma ekoloģisko stāvokli, jo pretējā gadījumā tas atkal aizaugs. Attīrītajā upes posmā būs optimāli apstākļi baroties un nērst ikrus lašveidīgām zivīm.



# GLIEMEŅU *MYTULUS TROSSULUS* AUDZĒŠANAS IESPĒJAS LATVIJAS PIEKRASTĒ

Ingrīda PURIŅA\*, Ieva BĀRDA

<sup>1</sup>*Latvijas Hidroekoloģijas Institūts, Eksperimentālās Hidrobioloģijas nodaļa*

\* e-pasts: *ingrida.purina@lhei.lv*

Eitrofikācija šobrīd ir viena no būtiskākajām problēmām Baltijas jūrā. Baltijas Jūras Rīcības plāns paredz, ka Latvijai ir jāsamazina slāpekļa ieplūdes jūrā par 2560 t un fosfors par 300 t līdz 2021. gadam. To iespējams izdarīt uzlabojot lauksaimniecības zemju apstrādi upju sateces baseinos, samazinot minerālmēslu lietošanas apjomus, veidojot bioloģiskās lauksaimniecības, atjaunojot mitrājus, atjaunojot aizsargjoslas ūdenstilpju krastos, būvējot labākas notekūdeņu attīrīšanas iekārtas pilsētās un ciemos. Taču papildus šīm nepieciešamajām darbībām ir iespējama arī ekoloģisko gliemeņu fermu uzstādīšana Baltijas jūrā.

Lai izpētītu gliemeņu audzēšanas potenciālu Baltijas jūras piekrastē, tika uzsākts pētījums par gliemeņu kāpuru piestiprināšanos pie mākslīgā substrāta. 2013. gada maija sākumā Baltijas jūrā pie Jūrmalciema, Liepājas un Pāvilostas 15m, 20m un 25m dziļumos tika noenkurotas vertikālas virves ar boju ūdens virspusē. Katru mēnesi pētījuma vietas tika apsekotas, ievācot gliemeņu peldošo stadiju paraugus, fitoplanktona paraugus, mērot barības vielu koncentrācijas ūdenī.

Pētījumā tika konstatēts, ka gliemeņu nārsta kulminācija Latvijas piekrastē notiek maija vidū, kad gliemeņu kāpuru skaits sasniedz 11 tūkstošus litrā. Apsekojot pētījuma vietas septembrī, visās 9 vietās tika konstatēta gliemeņu kāpuru piestiprināšanās virvēm. Lielākais piestiprinājušos gliemeņu skaits tika konstatēts 6-10m dziļumā, bet mazākais – 2m dziļumā, ko nosaka intensīvā vēja un viļņu iedarbība Latvijas piekrastē. Lielāks gliemeņu skaits konstatēts uz virvēm, kas atrodas tālāk no krasta - 20m un 25m dziļumā. Lielākās gliemenes (~ 3mm) tika atrastas Pāvilostā, kas liecina, ka Pāvilostā tās nārstojušas agrāk un to augšanas apstākļi bijuši labvēlīgāki. Liepājā un Jūrmalciemā gliemenes sasniedza aptuveni 2mm garumu. Metamorfozes laikā gliemeņu kāpura izmērs ir 0.3mm, kas 2 mēnešu laikā pieaug 10 reizes. Apsekojot gliemenes pēc gada jūrā redzama krasa diferenciācija starp stacijām un dziļumiem. Gliemenēm visnelabvēlīgākie apstākļi konstatēti Jūrmalciemā, kur augšanas apstākļus būtiski ietekmē piesārņojuma un barības vielu ieplūdes no Kuršu jomas, bet vislabākie apstākļi gliemeņu audzēšanai ir Pāvilostā. Tas liecina, ka gliemeņu fermai labvēlīgākas vietas ir tālāk no lieliem piesārņojuma avotiem un dziļāk jūrā, kur hidrodinamiskie spēki ir mazāki. Interpolējot eksperimentālos

rezultātus, var aprēķināt, ka Kurzemes piekrastē iegūstamā gliemeņu biomasa ir no 4.1 t/ha Jūrmalciemā līdz 28.5 t/ha Pāvilostā, liecinot par būtisku gliemeņu audzēšanas potenciālu Baltijas jūras atklātajā piekrastē.

*Projekts tika izstrādāts Centrālās Baltijas Pārrobežu programmā IVA „Baltic EcoMussel”(2012-2013) ietvaros.*

## STORES SASTOPAMĪBAS UN REINTRODUKCIJAS VĒSTURE LATVIJĀ

**Santa PURVIŅA, Ruta MEDNE, Mārcis ZINĢIS**

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

*\* e-pasts: [santa.purvina@bior.lv](mailto:santa.purvina@bior.lv)*

Latvijā store ir bijusi labi pazīstama zivs kopš sirmas senatnes. Rakstos termins „stuore” (stuore) ir lietots jau 17. gs. pirmajās latviešu-vācu un vācu-latviešu leksikona vārdnīcās, ko sastādījuši tā laika progresīvie mācītāji Jānis Langijs un Gothards Frīdrihs Stenders, tas minēts arī Jura Plāķa pētījumā „Kursenieku valoda” un Kārļa Mīlenbaha un Jāņa Endzelīna „Latviešu valodas vārdnīca”. Ihtioloģiskajā literatūrā pirmoreiz šo vārdu ir ieviesis A. Dīriķis Rīgas Latviešu biedrības 1893. gadā izdotajā Zinību komisijas rakstu krājumā „Baltijas kaulu kustoņi” (Blaumane, 1973).

Senatnē stores ir bijušas nozīmīgs zvejas objekts Latvijā, par ko liecina zivju atliekas, kas atrastas visās senajās apmetnēs Daugavas lejteces krastos, kuru izpētē un zivju kaulu atpazīšanā ir piedalījies LZA Bioloģijas institūta ihtiologs Jānis Sloka. Senākās liecības par storu zvejošanu Daugavā ir atrastas bronzas laikmeta apmetnē Ķivutkalnā (Doles salas vidusdaļa), kas datējamas ar laiku pirms 3000 gadiem. Šajā laikā Daugavas piekrastes iemītnieki medīja stores, kas nārsta laikā koncentrējās upju seklākajās vietās, un samērā viegli ieguva lielus lomus. Interesanti, ka šeit storu kauli ir atrasti visos izrakumu slāņos, kas liecina, ka senajā Daugavā stores ir bijušas bieži sastopamas un intensīvi zvejotas visā apmetnes pastāvēšanas laikā. Noteikts, ka noķerto storu garums ir bijis no 192 cm līdz 360 cm, vidēji 251 cm, un maksimālais svars 300 kg. Fakts, ka Ķivutkalnā atrastas gandrīz tikai liela izmēra zivis, liek domāt, ka bronzas laikmetā zvejas tehnika bijusi attiecīgi orientēta, stores un līdakas medītas ar šķēpiem un bultām, bet pārējās lielās sugas ar lieliem āķiem (Sloka 1970).

Otra plaša storu kaulu atradumu grupa nāk no pētītajām 10.-13. gs. apdzīvotajām vietām Daugavas krastos: Jersikas, Asotes un Aizkraukles pilskalniem, Kabeļu, Lipšu Raušu apmetnēm, Daugmales pilskalna un senpilsētas, Mārtiņsalas pils un ciema vietas, kā arī no Rīgas. Visās šajās vietās starp citiem zivju kauliem atrastas arī storu paliekas. Salīdzinājumā ar kopējo zivju skaitu, storu ir bijis 2-95% (Caune, 1992).

Storu kauli nav identificēti Mežotnes pilskalna apmetnē, kas atrodas pie Lielupes, kā arī nav atrasti iekšzemes apmetnēs, kas atradās pie Latvijas ezeriem, piem., Vecates apmetnē pie Burtnieku ezera Zvidzes apmetnē Madonas rajonā, Tērvetes pilskalnā (Sloka, 1985, Sloka, 1986 (I un II)).

12. un 13. gs. Rietumeiropā stores bija viena no visvairāk pieminētajām zivs sugām tā laika rakstu liecībās, kā arī tā bija viena no vērtīgākajām dāvanām, ko starpvalstu sūtņi pasniedza dāvanās oficiālu vizīšu laikā (Ludwig, Gessner, 2007). Par to, ka arī rīdzinieki 13. - 14. gadsimtā pusdienās ir ēduši stores, liecina materiāli, kas savākti arheoloģiskajos izrakumos Rīgā, ko vadījis arheologs A. Caune, laikā no 1971. - 1976. gadam. Storu vairodzīņi un dažkārt arī spuru stari ir atrasti izrakumos Ministerejas ielā, Peitavas ielā, Trokšņu ielā, Peldu un Ūdensvada ielas stūrī. Arheoloģiskie pētījumi liecina, ka 13. - 14. gadsimtā store bija viena no nozīmīgākajām sugām (Sloka, 1977). Turpretī jau 17. gs Rīgas rāte nosaka, ka zivju nodevās 2 stores atsver 3 lašus, kas liecina, ka storu Daugavā ir palicis mazāk, kā lašu. Par storu rūpniecisko zveju 19. gs Daugavā vairs nav nekādu ziņu. Tikai divdesmitā gadsimta 20. gadu sākumā kā sensācija presē aprakstīts notikums par kādu zvejnieku, kas Daugavas grīvā pavasarī noķēris ap 2 m garu stori un izdevīgi to pārdevis Rīgas labākajam restorānam (Caune, 1992).

Storu skaita kritumu uzrāda lomu statistika 19. gs. beigās visās lielo upju sistēmās, kuras apdzīvojuši store (Ludwig, Gessner, 2007). Par storu kādreizējo daudzumu un straujo izzušanu pēdējo simt gadu laikā liecina arī šādi vācu ihtiologa E. Mora savāktie statistiskas dati: Holandē 1893. gadā bijušas noķertas 832 stores, bet 1918. gadā vairs tikai 16 zivis; Elbā pie Hamburgas 1891. gadā bijis rekordloms – 3650 stores, bet 1918. gadā vairs tikai 34 stores; Emsas grīvā 1891. gadā nozvejotas 197, bet 1916. gadā vairs tikai 7 stores (Caune, 1992).

Storu skaita samazinājumam 19. gs beigās ir vairāki iemesli. Viens no svarīgākajiem ir nesaudzīgā zveja nārsta laikā. Tomēr papildus zvejai, ir vēl viens ļoti nopietns antropogēnais faktors, kas varēja ietekmēt Baltijas stores populāciju. Kopš otrās tūkstošgades sākuma Eiropā ir pakāpeniski tikuši izcirsti meži, kas novedis pie palielināta sedimentu transporta un izmaiņām lielo upju deltu rajonos un storu nārsta vietās (Hoffmann, 1996). Šis antropogēnais faktors kļuva arvien intensīvāks viduslaikos, kad pieauga atkritumu daudzums no lielajām pilsētām. Rietumeiropā upju piesārņojums sasniedza maksimumu industriālās revolūcijas laikā 18. - 20. gs. Arī Rīgā šai laikā notika strauja rūpniecības izaugsme, kad attīstījās metālapstrāde, mašīnbūve, ķīmiskā rūpniecība, šķiedru apstrāde,

vadmalas, ķemmdzijas audumu ražošana, papīra, porcelāna, fajansa, korķu ražošana, kokzāģēšana, u.c. Rīgas kanalizācijas sistēma sākotnēji tika veidota kā saimniecisko un lietusūdeņu vienota novadīšanas sistēma, un visi notekūdeņi tika novadīti Rīgas pilsētas robežās esošajās vai tai pieguļošajās ūdenskrātuvēs. G. Bonne 1905. gadā ir konstatējis, ka Elbas upē Hamburga un Altona (Vācija) komunālos notekūdeņus sāka ielaist no 1862. gada, tieši vienā no nozīmīgākajām KoehlBrandt nārsta vietām, kas izraisīja periodisku skābekļa trūkumu upē gada siltajās sezonās (Ludwig, Gessner, 2007).

Atlantijas store, *Acipenser oxyrinchus*, kas kādreiz mitusi Baltijas jūrā, vairojas gada siltajā sezonā, kad ūdens temperatūra ir apmēram 20°C. Tas ir laiks, kad dabā ir visstraujākie metabolisma procesi, kad ikri ir visjūtīgākie pret skābekļa deficītu un cieš no antropogēnās darbības izraisītā mikrobiālā piesārņojuma. Iespējams, ka tāpēc store bija pirmā zivs, kas visjūtīgāk reaģēja uz izmaiņām ūdens sistēmās. Dzīvotņu pārveidošana un piesārņošana kopā ar spēcīgu zvejniecību uz jaunajiem un pieaugušajiem īpatņiem bija svarīgākie stores izmiršanas iemesli Baltijas jūrā (Ludwig, Gessner, 2007).

Pagājušā gadsimta vidū uzskatīja, ka atjaunot *Acipenser oxyrinchus* resursus Latvijā ir neiespējami, jo neuzskatīja par nepieciešamu ievest sugas no Rietumiem, tāpēc Daugavā tika sākts aklimatizēt sugas, kas ir sastopamas Padomju Savienībā. Sterlete (*Acipenser ruthenus* L.) ir viena no ātraudzīgākajām sugām. Tās aklimatizācija tika sākta jau 1948. gadā, kad Daugavā tika izlaisti līdz 4-5 gadu vecas zivis, kopā 3316 gb. Vēlākos gados sterlete periodiski tika noķerta Daugavā un visā Rīgas līča piekrastē. Uzskata, ka Latvijā notika arī izlaistās sterletes nārsts, jo laikā no 1950. līdz 1953. gadam tika noķertas trīs 12-15cm garas sterletes. Tā kā tika izlaistas lielas zivis, secināja, ka ir noticis sterletes nārsts un aklimatizācija ir iespējama, bet tai jānotiek lielākos mērogos (БалтНИРХ, 1961). Laikā no 1962. līdz 1966. gadam Daugavas un Gaujas lejtecē tika izlaisti sekojošu storu sugu mazuli: 16 tūkst. Krievijas stores (*Acipenser gueldenstaedtii Brandt*), 8,2 tūkst. Baikāla stores (*Acipenser baerii baicalensis*) un 0,9 tūkst Sibīrijas stores (*Acipenser baerii*). Izlaistās zivis izplatījās Rīgas līcī, kā arī aiz tā robežām. Noķertām zivīm tika konstatēts augsts augšanas ātrums, kas liecināja, ka tās nejuta barības bāzes trūkumu, tomēr tā kā vēlākos gados mazas zivis netika noķertas, var uzskatīt, ka izlaidumi nebija tik sekmīgi, lai notiktu to nārsts (БалтНИРХ, 1969).

Pēdējās desmitgadēs Eiropas pilsētas mērķtiecīgi uzlabo notekūdeņu attīrīšanu, arī Rīgas komunālo notekūdeņu attīrīšanas iekārtas „Daugavgrīva” darbojas kops 1991. gada, kā rezultātā ir uzlabojies ekoloģiskais stāvoklis gan Rīgas līcī, gan Baltijas jūrā. Šodien Eiropas valstis ir sākušas

*Acipenser oxyrinchus* populācijas atjaunošanu jūrā. Darbam ir pievienojusies arī Latvijas ZI BIOR, kas pēdējo divu gadu laikā Daugavas grīvā ir izlaidusi 3,5 tūkst. stores mazuļu, par izlaišanas sekmēm varēsīm spriest nākamajos gados.

### **Izmantotā literatūra:**

Blaumane, B. 1973. *Zivju nosaukumi Latviešu valodā*. Rīga, Zinātne, 304.

Caune, A. 1992. ... *pati Rīga Ūdenī*. Rīga, Zinātne, 168 lpp.

Hoffmann, R. C. 1996. Economic development and aquatic ecosystems in medieval Europe. *American History Reviews*, 101:631–669.

Ludwig, A., Gessner, A. 2007. What makes the difference? – Sea sturgeon on both sides of the Atlantic ocean. American Society Symposium. *In Anadromous sturgeons: habitats, threats, and management*. Edited by Munro J, Hatin D, Hightower JE, McKwon K, Sulak KJ, Kahnle AW, Caron F., 56:285-300.

Sloka, J. 1977. Rīgas XIII-XIV gs.kultūrslānī atrastās zivis. *Latvijas PSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis*, 6:100-107.

Sloka, J. 1985. Akmens laikmetā zvejotās zivis Zvejnieku II apmetnē (8.—6. g.t. p.m.ē.). *Latvijas PSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis*, 7:110-116.

Sloka, J. 1986 (I). Zivis Tērvetes pilskalnā (X-XIII gs.) un Mežotnes pilskalnā (XI-XII gs.). *Latvijas PSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis*, 9:131-135.

Sloka, J. 1986 (II). Zivis Zvidzes mezolīta un neolīta apmetnē (VI—III g.t. p.m.ē.). *Latvijas PSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis*, 9:127-130.

БалтНИРХ 1961. Отчет о работе за 1961 год по теме Аклиматизация новых пород рыб и позвоночных в Рижском заливе. Рига, 1-16.

БалтНИРХ 1969. Отчет о работе за 1969 год по теме Изучение возможности увеличения рыбных запасов водоемов Балтики в условиях зарегулированного стока рек. Рига, 137.

# SEŠU DAŽĀDU JONU ŠĶĪDUMU EKOTOKSICITĀTE, IZMANTOJOT *DAPHNIA MAGNA*, *VIBRIO FISCHERI* UN *DANIO RERIO* EKOTOKSICITĀTES TESTU

Ieva PUTNA<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup> Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Daugavgrīvas 8, Rīga

<sup>2</sup> Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātes Hidrobioloģijas katedra, Kronvalda bulvāris 4, Rīga

\*e-pasts: [ieva.putna@lhei.lv](mailto:ieva.putna@lhei.lv)

Lielākā daļa gaistošo organisko savienojumu, kas šobrīd tiek izmantoti industrijā, ir toksiski gan cilvēkiem, kas iesaistīti to ražošanā, gan patērētājiem. Tie ir gaistoši, kaitīgi videi un viegli uzliesmojoši, kas savukārt padara tos par sprādzienbīstamiem. Daudzi gaistošie organiskie šķīdinātāji jau ir aizliegti pamatojotie uz informāciju par to kaitīgumu un emisiju atmosfērā un ūdeņos. Daudzi zinātnieki ir fokusējušies uz iespējamo alternatīvu meklējumiem, kas aizstātu esošos savienojumus (Thuy Pham *et al.*, 2010). Salīdzinot dažādas alternatīvas, liela zinātnieku uzmanība tikusi pievērsta jonu šķīdumiem (Blanchard *et al.*, 1999; Blanchard, Brennecke, 2001; Willauer *et al.*, 1999).

Jonu šķīdumi ir organsiki nearomātiskie sāļi ar zemu kušanas temperatūru, un tie tiek uzskatīti par iespējamiem gaistošo organisko savienojumu aizvietošanai. Uzskats, ka tie ir “videi draudzīgāki”, galvenokārt tiek balstīts uz to, ka tiem ir augsta ķīmiskā stabilitāte un šķīdība ūdenī, necīgs tvaika spiediens un tie nav degoši. Šīs īpašības piesaista industrijas uzmanību, tomēr šīs pašas īpašības rada bažas par to degradāciju un vai noturību vidē, turklāt to augstā šķīdības spēja ūdenī liecina par to, ka tā būs vide, caur kuru jonu šķīdumi nonāks vidē (Anthony *et al.*, 2001; McFarlane *et al.*, 2005; Wong *et al.*, 2002). Kopumā, šobrīd informācija par konkrētu jonu šķīdumu ietekmi uz vidi ir diezgan maz, kas ir barjera to izmantošanai industriāliem mērķiem (Thuy Pham *et al.*, 2010).

Pētījuma mērķis bija noteikt 6 dažādu jonu šķīdumu (C1, C2, C4, C7, C9, C10) ekotoksicitāti, izmantojot *Vibrio fischeri* bioluminescences inhibīcijas testu (Microtox ISO 11348), *Daphnia magna* akūto (ISO 6341) un hronisko testu (EN ISO 10706) un zivju *Danio rerio* embriogēzes limita testu (modificēts OECD 236).

Testu rezultāti liecināja pa jonu šķīdumu atšķirīgu ekotoksiskumu. *V. fischeri* testā ausgtāko toksikumu uzrādīja jonu šķīdumi C9 un C10 - LC<sub>50</sub> vērtības gan pēc 15, gan 30 min ekspozīcijas bija

zemāka ar 1 mg l<sup>-1</sup>, savukārt visszemākais toksiskums tika konstatēts C1 (LC<sub>50</sub> vērtība pēc 15 min 14.35 un 30 min – 12.69 mg l<sup>-1</sup>). Pēc *V. fischeri* testa rezultātiem jonu šķīdumi pēc to toksicitātes veido sakarību C1<C2<C4<C7<C9<C10. Akūtais *D.magna* tests uzrādīja augstāku jutību pret jonu šķīdumu klātbūtni. LC<sub>50</sub> vērtības zemākas, kā 1 mg l<sup>-1</sup> pēc 24 h ekspozīcijas bija C7, C9, C10 un pēc 48 h, arī C4 klātbūtnē. Arī šai testā C1 tika konstatēts viszemākais toksiskums (LC<sub>50</sub> vērtība pēc 24 h 10.64 un 48 h – 6.31 mg l<sup>-1</sup>). Pēc *D.magna* akūtā testa rezultātiem jonu šķīdumi pēc to toksicitātes veido sakarību C1<C2<C4<C7<C10<C9. *D.magna* hroniskais tests tika veikts tikai 3 jonu šķīdumiem - C1, C2 un C9 limitētu materiālu un laika dēļ. Testos tika konstatēts, ka *D.magna* mirstība pieaug, palielinoties ekspozīcijas laikam, kā arī tas, ka noteiktas subletālas jonu šķīdumu koncentrācijas stimulē *D.magna* reprodukciju. *D. rerio* embriogēnēs limita tests tika veikts ar divām koncentrācijām – 10 un 100 mg l<sup>-1</sup>. Testos ar jonu šķīdumu koncentrāciju 100 mg l<sup>-1</sup>, tika konstatēts, ka jonu šķīdumi C1, C2 un C7 nav toksiski zivīm (OECD 203), savukārt C9 un C10 klātbūtnē tika novērota 100%-īga ikru koagulācija jau pēc 1 h ekspozīcijas. Testos ar jonu šķīdumu koncentrāciju 10 mg l<sup>-1</sup>, netika novērotas embriogēzes izmaiņas, salīdzinot ar kontroli. Lai gan būtu nepieciešami papildus pētījumi par specifisku jonu šķīdumu iedarbību uz dažādiem testorganismiem, kopumā, pētījums pierāda jonu šķīdumu spēju būt augsti toksiskiem, tādējādi apšaubot apgalvojumu par to, ka tie ir “videi draudzīgi”.

*Pētījums ticis izstrādāts ERASMUS studiju ietvaros.*

*Izsaku pateicību Masaryk Universitātes Zinātņu fakultātes izpētes centram RECETOX (Toksisko Research Centre for Toxic Compounds in the Environment).*

### **Izmantotā literatūra:**

- Anthony, J.L., Maginn, E.J., Brennecke, J.F., 2001. Solution thermodynamics of imidazolium-based ionic liquids and water. *J. Phys. Chem. B* 105, 10942–10949.
- Blanchard, L.A., Hancu, D., Beckman, E.J., Brennecke, J.F., 1999. Green processing using ionic liquids and CO<sub>2</sub>. *Nature* 399, 28–29.
- Blanchard, L.A., Brennecke, J.F., 2001. Recovery of organic products from ionic liquids using supercritical carbon dioxide. *Ind. Eng. Chem. Res.* 40, 287–292.



- ISO 11348 Water quality -- Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test)
- ISO 10706 Water quality -- Determination of long term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea).
- ISO 6341 Water quality -- Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) -- Acute toxicity test
- McFarlane, J., Ridenour, W.B., Luo, H., Hunt, R.D., Depaoli, D.W., Ren, R.X., 2005. Room temperature ionic liquids for separating organics from produced water. *Sep. Sci. Technol* 40, 1245–1265.
- Thuy Pham Thi Phuong, Cho Chul-Woong, Yun Yeoung-Sang, 2010. Environmental fate and toxicity of ionic liquids: A review. *water research* Vol. 44: 352 – 372 pp).
- OECD 236 Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Effects on Biotic Systems; ISSN : 2074-5761 (online); DOI : 10.1787/20745761
- OECD 203 Fish, Acute Toxicity Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 Effects on Biotic Systems; ISSN: 2074-5761 (online); DOI: 10.1787/20745761
- Willauer, H.D., Huddleston, J.G., Griffin, S.T., Rogers, R.D., 1999. Partitioning of aromatic molecules in aqueous biphasic systems. *Sep. Sci. Technol* 34, 1069–1090.
- Wong, D.S.H., Chen, J.P., Chang, J.M., Chou, C.H., 2002. Phase equilibria of water and ionic liquids [emim][PF<sub>6</sub>] and [bmim][PF<sub>6</sub>]. *Fluid Phase Equilib* 194–197, 1089–1095.

## ZOOPLANKTONA UN REŅĢES CLUPEA HARENGUS L. TELPISKAIS SADALĪJUMS UN SAVSTARPĒJĀ IETEKME RĪGAS LĪCĪ (BALTIJAS JŪRĀ)

Gunta RUBENE <sup>1\*</sup>, Ivars PUTNIS <sup>1</sup>, Guntars STRODS <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pārtikas drošības, vides veselības un vides zinātniskais institūts „BIOR”, Zivju resursu petniecības departaments, Jūras nodaļa. Daugavgrīvas 8, Rīga, LV-1048.

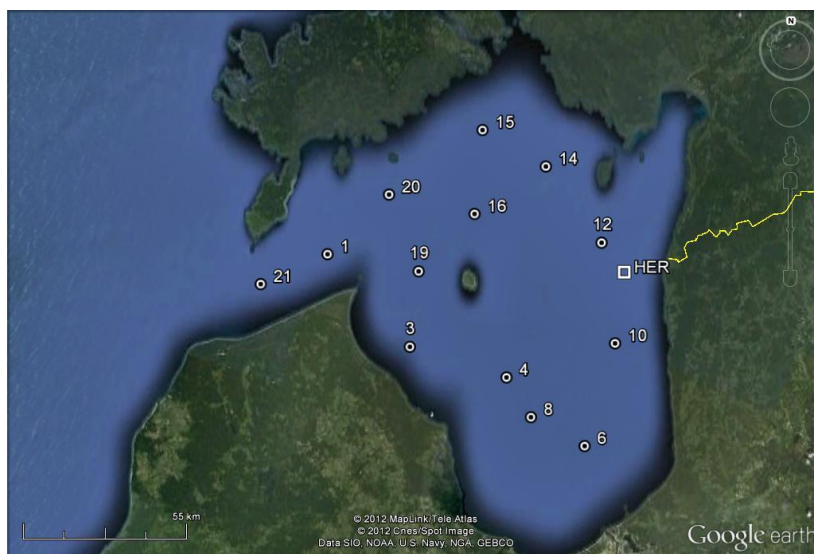
\*e-pasts: Gunta.Rubene@bior.gov.lv

Rīgas līcis ir relatīvi sekls un daļēji norobežots iesālūdens baseins Baltijas jūrā, kuru raksturo jutīgs hidroloģiskais režīms. Regulāra saldūdens ieplūde no lielajām upēm un sāļūdens apmaiņa caur Irbes jūras šaurumu nosaka līča horizontālo un vertikālo sāļuma gradientu (Берзиньш, 1987). Saistībā ar sāļuma horizontālajām izmaiņām, līcī sastopamas zooplanktona sugas ar saldūdens vai jūras izcelsmi. Mainoties abiotiskajiem vides apstākļiem, atsevišķu sugu spēja izdzīvot, augt un attīstīties ir ierobežota, tāpēc līcī sastopamo sugu daudzveidība ir zema, kas nosaka arī salīdzinoši nelielo trofiskās ķēdes elementu skaitu. Atšķirībā no Baltijas jūras centrālās daļas, kur dominējošā suga ir brētliņa (*Sprattus sprattus balticus*), Rīgas līcī brētliņas daudzums ir salīdzinoši neliels un no planktonēdājām zivīm dominējošā suga ir reņģe (*Clupea harengus membras* L.). Reņģes krājuma lielums 90-to gadu sākumā līcī strauji palielinājās, vienlaikus strauji samazinoties zivju vidējai masai vecuma grupās (ICES, 2014a), kas netieši liecina, ka lejupejošās kontroles veidā reņģes ietekme uz zooplanktona daudzumu varētu būt palielinājusies. Zooplanktona sekundārā produkcija (P) ir svarīgs trofisko apstākļu funkcionālais rādītājs jūras ekosistēmās (ICES, 2014b). Temperatūra, sugu-specifiskais augšanas ātrums un barības apstākļi ir daži no faktoriem, kas spēj ietekmēt zooplanktona produkciju. Turpretī barības patēriņš (Q) ir nozīmīgs planktonēdāju zivju barošanās ietekmes rādītājs. Reņģes barošanās pētījumu rezultāti parasti tiek analizēti sezonālā un daudzgadīgā skatījumā un bieži vien attiecināti vidēji uz visu līci (Lankov *et al.*, 2010; Raid *et al.*, 2010). Tomēr zooplanktona un planktonēdāju zivju izplatības un trofiskās mijiedarbības sasaiste telpiski Rīgas līcī aprakstīta maz. Tāpēc šī pētījuma mērķis ir noskaidrot, kāda ir reņģes izēšanas ietekmes un zooplanktona produkcijas heterogenitāte līcī un kādi ir iespējamie faktori, kas nosaka šo procesu telpiskās atšķirības.

Pētījumā izmantoti dati, kas iegūti Rīgas līča hidroakustiskās uzskaites reisā 2011. gadā (25. jūlijs – 3. augusts). Kopš 1999. gada hidroakustiskās zivju uzskaites Rīgas līcī tiek veiktas vasarā

(jūlijs/augusts) apvienotajos Latvijas-Igaunijas reisos, kas ļauj iegūt informāciju par visu līča akvatoriju. Zivju bioloģiskie paraugi ievākti vietās, kur hidroakustiski novērotas lielākas zivju koncentrācijas. Katrā bioloģiskajā paraugā noteikts reņģu masas, garuma un vecuma sadalījums. Biomasas aprēķināšanai izmantoti hidroakustiskās uzskaites stacijās aprēķinātie reņģes kopējā skaita dati (uz laukuma vienību) un individuālā svara dati bioloģiskajā analizē, pēc kā aprēķināta reņģes kopējā biomasa (uz laukuma vienību) katrā stacijā. Barošanās raksturošanai izmantoti reisa laikā ievāktie reņģes barošanās dati, kuru apstrāde veikta projekta LIMOD (2012) ietvaros. Zivis sadalītas izmēru grupās - <10 cm, 10-11.9 cm, 12-13.9 cm, 14-15.9 cm, 16-17.9 cm un katrai grupai aprēķināts barības objektu sastāvs. Tā kā barošanās paraugs bija ievākts vienā stacijā (1. attēls), iegūtā informācija par barības sastāvu tika reprezentatīvi attiecināta uz visām pārējām stacijām, ņemot vērā reņģes izmēra sadalījumu katrā no stacijām un aprēķinot kopējo barības sastāvu (vidējais svērtais), visa reņģes krājuma barošanās raksturošanai katrā no stacijām. Lai precīzi izvērtētu reņģes barošanās ietekmi uz zooplanktonu, tika aprēķināts kopējais zooplanktona daudzums, ko reņģe izēd katrā stacijā (dienā), kas pēc tam, balstoties uz aprēķināto barības sastāvu katrā no stacijām, tika attiecināts uz atsevišķām zooplanktona sugām. Reņģes dienas barības patēriņa (Q) aprēķinam tika izmantoti projektā LIMOD (2012) izstrādātie Q/B koeficienti (reņģes bioenerģētiskais modelis), kas sezonāli raksturo dienas barības patēriņu reņģei ar dažādu individuālo masu, un reņģes masas sadalījums (svērtais vidējais) katrā no stacijām. Iegūtais koeficients tika attiecināts uz kopējo aprēķināto reņģes biomasu (uz laukuma vienību) katrā no stacijām.

Zooplanktona paraugi ievākti vienlaicīgi ar zivju tralējumiem, izmantojot Džedi tipa planktona tīklu ar 160 mikronu acu izmēru (augšējās sekcijas diametrs 37cm, vidējās sekcijas diametrs 50cm). Kopumā zooplanktona paraugi ievākti 13 stacijās (1.attēls). Paraugi analizēti laboratorijā, nosakot sugu sastāvu un indivīdu skaitu katrā paraugā. Biomasas aprēķini veikti, izmantojot sugu individuālās masas faktorus (Henroth, 1985). Šajā pētījumā izmantoti dati par piecām svarīgākajām reņģu barošanās mērksugām – airkājvēžiem (Copepoda) *Acartia spp.*, *Eurytemora affinis* un *Limnocalanus macrurus*, kā arī lapkājvēžiem (Cladocera) *Bosmina coregoni* un *Cercopagis pengoi*.



1.attēls. Zooplanktona un reņģes paraugu ievākšanas stacijas Rīgas līcī 2011.gada jūlijā. HER - ievākts reņģes barošanās paraugs, stacijas apzīmē hidroakustiskās uzskaites tralējuma kārtas numuru.

Airkājvēžu sugu populāciju produkcija (P) noteikta, izmantojot visparīgu formulu zooplanktona produkcijas aprēķināšanai (Peterson *et al.*, 1991):

$P = gB$ , kur P – produkcija, g – populācijas augšanas ātrums, bet B – biomasa.

Airkājvēžu populācijas augšanas ātrums g aprēķināts, izmantojot eksponenciālu formulu, kurā kā noteicošais faktors ir temperatūra (Huntley, Lopez, 1995):

$$g = 0,0445 e^{0,111T}$$

Šīs formulas pamatā ir pieņēmums, ka airkājvēžu augšana ir eksponenciāla, neatkarīga no organismu individuālās masas un barības apstākļiem. Huntley un Lopez (1995) pētījumā pierādīts, ka 91 % no airkājvēžu augšanas ātruma izmaiņām var raksturot, izmantojot tikai ūdens temperatūru. Savukārt Hirst and Shearer (1997) novērojuši, ka šī sakarība var tikt attiecināta uz mazajiem airkājvēžiem, taču var neprecīzi atspoguļot lielāko sugu augšanu. Ņemot vērā, ka airkājvēža *L.macrurus* dzīves cikls ir monociklisks un tas pieskaitāms pie lielāka izmēra zooplanktona sugām, šīs

sugas augšanas ātruma noteikšanai izmantota cita sakarība, kuras pamatā ir populācijas indivīdu vidējās masas izmaiņas laikā. Šāda izteiksme izstrādāta liela izmēra zooplanktona sugai *Calanus finmarchicus* ar līdzīgu dzīves ciklu kā *L.macrurus*, tāpēc var tikt piemērota arī *L.macrurus* gadījumā:

$$g = \ln(W_{t+1}/W_t)/D,$$

kur  $W_{t+1}$  – populācijas indivīdu vidējā individuālā masa (mg) laikā  $t+1$ ,  $W_t$  – populācijas indivīdu vidējā individuālā masa (mg) laikā  $t$  un  $D$  ir laika intervāls, kādā noteiktas izmaiņas (dienas) (Campbell *et al.*, 2001).

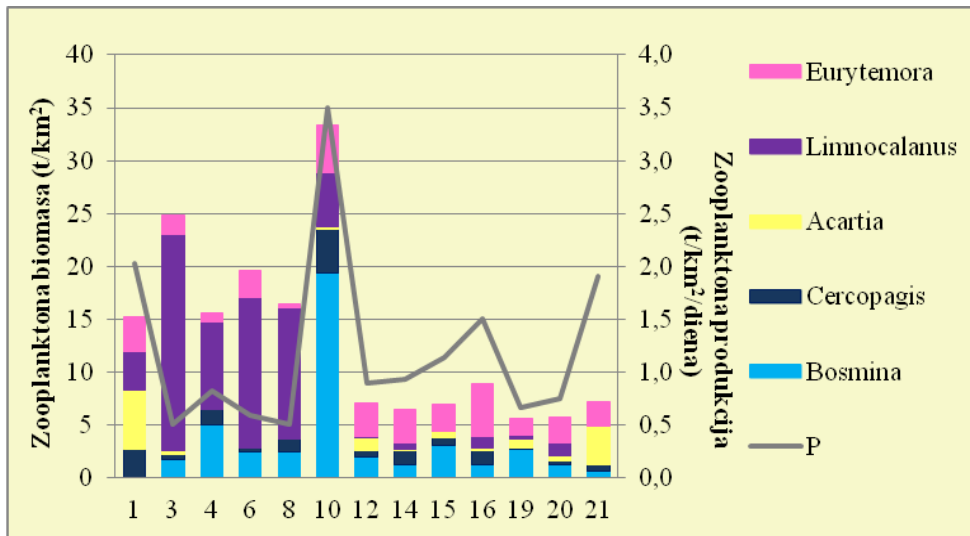
Lapkājvēžu produktivitātes noteikšanai vispirms aprēķināts P/B koeficients, izmantojot modeļa funkciju, kas izstrādāta pie dažādiem temperatūras apstākļiem (Shuter, Ing, 1997):

$$\text{Log}[P/B] = \alpha + \beta T,$$

kur  $[P/B]$  – P/B koeficients dienā,  $\alpha$  un  $\beta$  – taksona-specifiskas konstantes (lapkājvēžiem -1.725 un 0.444), bet  $T$  – ūdens temperatūra. Lapkājvēžu produkcija ( $P$ ) aprēķināta no iegūtā P/B koeficienta un biomasas vidē katrā no stacijām.

Kopumā līcī jūlijā bija vērojams nevienmērīgs zooplanktona sugu sastāva un biomasas sadalījums (2.attēls). Visaugstākā kopējā biomasa bija 10.stacijā, ko pamatā noteica *B.coregoni* proporcionāli lielais daudzums (58%), tomēr šī lapkājvēža izplatība citās līča stacijās bija nevienmērīga. *C.pengo*i augstāko biomasu sasniedza DA daļā, bet sugas daudzums vidēji līcī nepārsniedza 10% no kopējās zooplanktona biomasas. Atsevišķas zooplanktona sugas bija sastopamas tikai dažās stacijās. Piemēram, lielā izmēra airkājvēzis *L.macrurus* bija vērojams, galvenokārt, tikai DR un DA (53-83%), kā rezultātā šajos rajonos kopumā veidojās augstāka zooplanktona biomasa nekā citos līča rajonos. Pārējās līča daļās šī suga praktiski nebija sastopama. Pretēji *L.macrurus*, airkājvēža *E.affinis* biomasa D bija vairākas reizes mazāka nekā citos rajonos, bet *Acartia spp.* šeit nebija sastopama vispār. *E.affinis* galvenās koncentrācijas vietas bija ZA stacijās un Irbes jūras šaurumā, veidojot 21-55% no kopējās biomasas. *Acartia spp.* dominēja Irbes jūras šaurumā, kur tās procentuālais daudzums sastādīja 37-51%. Kopumā augstāka zooplanktona produkcija bija vērojama A un Irbes jūras šauruma rajonā (2.attēls). Salīdzinoši zemā produkcijas un biomasas attiecība DR-daļas stacijās skaidrojama ar proporcionāli lielo *L.macrurus* biomasu. Šīs monocikliskās airkājvēža sugas reprodukcijas periods ir pavasarī, bet vasaras mēnešos sugas biomasas pieaugumu apmēri ir nelieli, kas

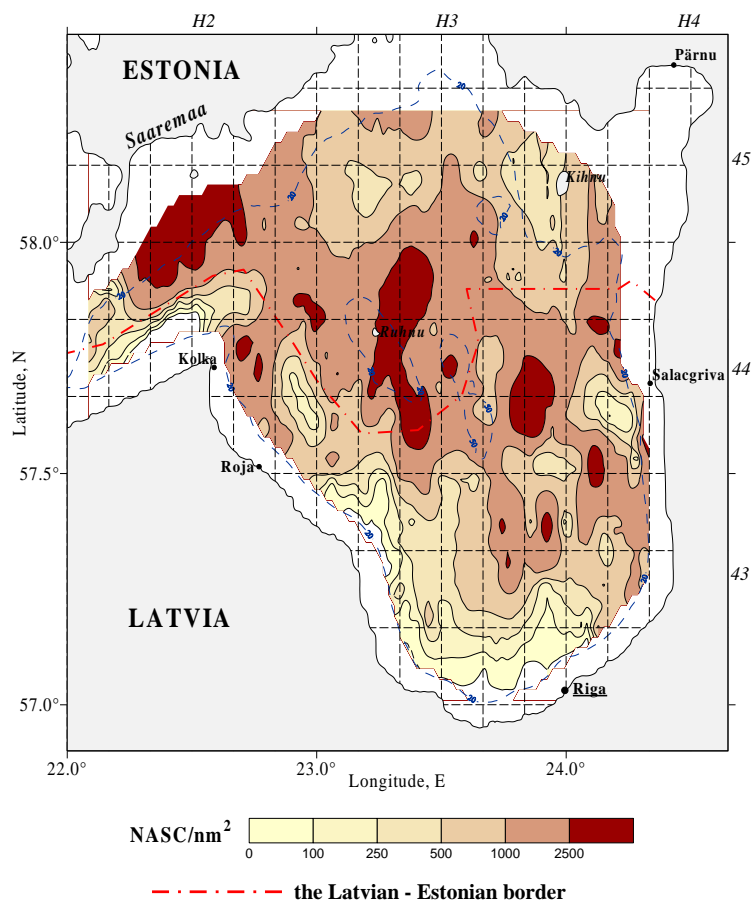
nosaka produkcijas mazās skaitliskās vērtības. Z un ZA daļā visaugstāko produkciju veidoja *E.affinis*, bet atsevišķās stacijās dominēja arī *B.coregoni* (10.stacija) un *Acartia spp.* (1. un 21.stacija) produkcija.



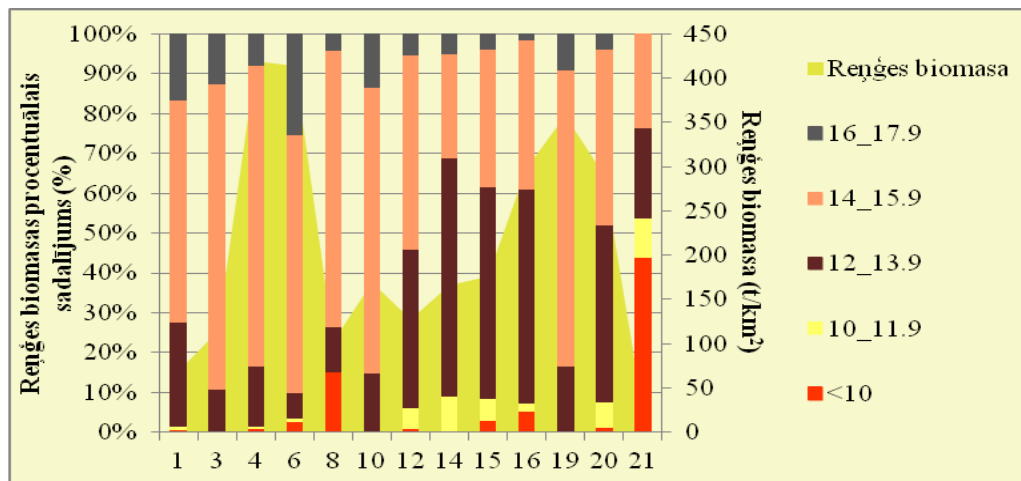
2. attēls. Zooplanktona sugu biomasas sadalījums un kopējā produkcija Rīgas līča stacijās 2011.gada jūlijā.

Līdzīgi kā zooplanktona gadījumā, arī reņģes populācijas biomasas un vecuma struktūra līcī nebija homogēna (3. attēls). Vismazākais blīvums bija D un DR daļā, bet augstākais centrālajā un ZR daļā. Atšķirās arī vecuma struktūra - D un DR daļā vairāk koncentrējusies vecāka reņģe, savukārt Z daļā biežāk bija sastopamas jaunākās vecuma grupas (4.attēls), tomēr mazuļu biomasa vidēji līcī nepārsniedza 10% no kopējās reņģes populācijas. Izņēmums bija Irbes jūras šaurums, kur jaunāko reņģu biomasa sasniedza aptuveni 50%.

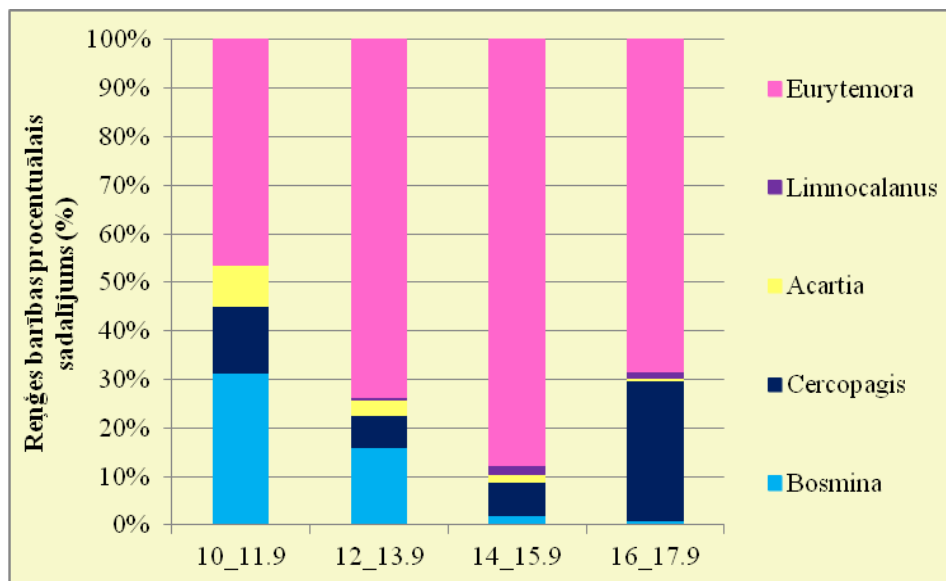
Reņģes barošanās analīzes rezultāti (LIMOD, 2012) norāda, ka reņģes barībā dominē *E.affinis* (aptuveni 50-90%), bet pārējās sugas sastāda tikai 10-50% no kopējā apēstā barības daudzuma. Mazākās zivis papildus izvēlas *Acartia spp.* un *B.coregoni*, bet lielākās – *C.pengo* (5.attēls).



3. attēls. Reņģes blīvuma sadalījums Rīgas līcī pēc Latvijas-Igaunijas apvienotā hidroakustiskā reisa rezultātiem (25.07 - 03.08.2011.).



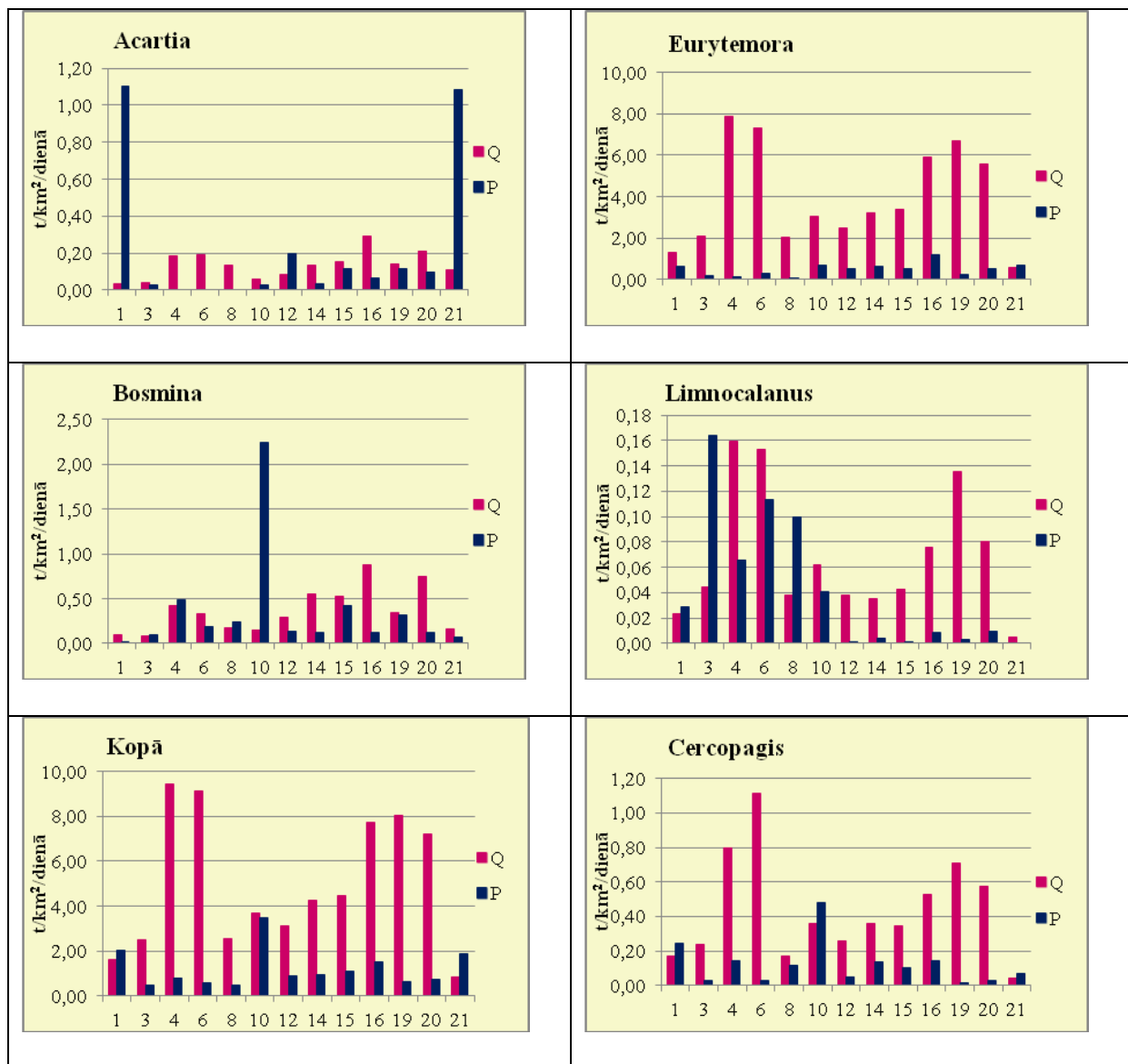
4. attēls. Reņģes biomasas un biomasas procentuālais sadalījums dažādās garuma grupās Rīgas līča stacijās 2011.gada jūlijā.



5.attēls. Reņģes barības procentuālais sastāvs dažādās zivju garuma grupās Rīgas līcī 2011.gada jūlijā.

Kopumā, neskatoties uz to, ka zooplanktona produkcija jūlijā ir viena no augstākajām gadā, produkcijas apjomi nespēj nodrošināt reņģes pieprasījumu pēc barības (6.attēls). Vidēji zooplanktona produkcija sastāda tikai 25% no tā, ko reņģe spētu apēst. Zooplanktona atražošanās ātrums pārsniedz vai ir līdzvērtīgs nepieciešamajam zivju barības krājumu apjomam vien atsevišķās stacijās (1., 10. un 21.). Reņģes barībā vasarā dominē *E.affinis* parstāvji un ir noskaidrots, ka sugas nozīme reņģes barībā pieaug līdz ar zivju vecumu. Ņemot vērā *E.affinis* proporcionāli lielo daudzumu barībā, ir sagaidāms, ka izēšanas ietekme uz šiem planktona organismiem arī ir liela (6.attēls). Kā redzams 6.attēlā, praktiski visā līcī izēšanas ātrums ir vairākas reizes lielāks, nekā *E.affinis* spēja producēt. Vislielākā izēšana vērojama 4. un 6.stacijā, kur ir lielāks vecāko grupu reņģes īpatsvars (4.attēls), bet vismazākā ietekme uz sugu ir Irbes jūras šauruma rajonā. Attiecībā uz *Acartia spp.*, tika noskaidrots, ka sugai priekšroku dod reņģes mazuļi. Šīs vecuma grupas lielākais blīvums ir Irbes jūras šaurumā un šeit noteikta arī visaugstākā *Acartia spp.* produkcija. Veiktie aprēķini norāda, ka mazuļu ēšanas intensitāte tomēr nav tik liela, lai spētu izēst attiecīgās sugas daudzumu šajā rajonā. 2011. gada jūlijā Rīgas līcī bija salīdzinoši neliela *L.macrurus* biomasa un vietām suga praktiski nebija sastopama (2.attēls).





6. attēls. Zooplanktona produkcija P ( $t\ km^{-2}\ diena^{-1}$ ) un reņģes barības patēriņš Q ( $t\ km^{-2}\ diena^{-1}$ ) Rīgas līcī 2011.gada jūlijā dažādās stacijās.

Domājams, ka *L.macrurus* ir būtiska reņģes barības sastāvdaļa un iespējams, ka līdz jūlijam liela daļa populācijas ir tikusi izēsta. Tas varētu būt viens no iemesliem, kāpēc barības sastāvā sugas pārstāvju daudzums proporcionāli ir ļoti mazs, kā rezultātā šī pētījuma rezultāti varētu nesniegt pietiekami drošu atbildi par reņģes potenciālo ietekmi uz *L.macrurus* daudzumu līcī. Lapkājvēžu produkcijas spējas pie siltām temperatūrām ir augstas un, atšķirībā no airkājvēžiem, šo sugu biomasas

pieaugumi vasarā var būt ļoti strauji (Allan, 1976; Viitasalo *et al.*, 1995). Ievērojamā *B.coregoni* un *C.pengo*i produkcija 10.stacijā (6.attēls) varētu liecināt par optimāliem augšanas apstākļiem. No otras puses, šeit nav sastopamas jaunāko grupu reņģes, kuras visintensīvāk barojas ar *B.coregoni*. Lielāks barības patēriņš attiecībā uz šo sugu noteikts stacijās, kur vairāk zivju mazuļi un jaunākās stadijas. Lielās reņģes labprātāk izvēlas enerģētiski izdevīgāko lapkājvēžu sugu - *C. pengoi*, bet visbiežāk arī šīs sugas produkcija neatbilst reņģes spējai to izēst.

Apkopojot iegūto informāciju, varam secināt, ka

- 1) zooplanktona izplatības atšķirības Rīgas līcī ir ievērojamas, ko nosaka nevienmērīgais zooplanktona sugu sastāvs, daudzums un atšķirīgā produkcija (P);
- 2) reņģes barības patēriņš (Q) mainās atkarībā no reņģes populācijas vecuma struktūras un pieejamajiem barības objektiem vidē;
- 3) izēšana ir būtisks zooplanktona telpiskās izplatības, sugu sastāva un daudzuma noteicošais faktors vasarā – reņģes pieprasījums pēc barības vidēji 4 reizes pārsniedz zooplanktona produkcijas apjomus;
- 4) lai nodrošinātu sev labvēlīgus barošanās apstākļus vasarā, reņģei ir nepieciešams nepārtraukti pārvietoties – viens rajons nespēj ilgstoši nodrošināt reņģi ar nepieciešamo barības apjomu.

Pētījums izstrādāts ar daļēju 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) un valsts pētījumu programmas projekta „Latvijas ekosistēmu vērtība un tās dinamika klimata ietekmē (EVIDEnT)” atbalstu.

#### **Izmantotā literatūra:**

Allan, J.D. 1976. *Life history patterns in zooplankton*. American Naturalist 110:165-180.

Campbell, R.G., Wagner, M.M., Teegarden, G.J., Boudreau, C.A., Durbin, E.G. 2001. *Growth and development rates of the copepod Calanus finmarchicus reared in laboratory*. Mar.Ecol.Prog.Ser., 221:161-183.

Cushing, D.H. 1995. *The long-term relationship between zooplankton and fish*. ICES J. Mar. Sci., 52(3-4):611-626.

- Hernroth, L. 1985. *Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Mesozooplankton biomass assessment.* Baltic Marine Biologists Publ.: 32.
- Hirst A.G., Shearer M. 1997. *Are in situ weight-specific growth rates body-size independent in marine planktonic copepods? A re-analysis of the global syntheses and a new empirical model.* Mar.Ecol.Prog.Ser. 154:155-165.
- Huntley, M.E., Lopez, M.D.G. 1995. *Temperature-dependent production of marine copepods: a global synthesis.* The American naturalist, Vol.140, No.2:201-242.
- ICES 2014a. *Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS).* ICES Document CM 2014/ACOM: 10. 919. pp.
- ICES. 2014b. *Report of the Working Group on Zooplankton Ecology (WGZE), 24–27 March 2014, Reykjavik, Iceland.* ICES CM 2014/SSGEF:09:42 pp.
- Lankov, A., Ojaveer, H., Simm, M., Põllupüü, Möllmanns, 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
- LIMOD. 2012. *Projekta „Rīgas līča ekosistēmas funkcionālā modeļa izstrāde efektīvas nacionālās politikas Baltijas jūras aizsardzībai nodrošināšanai un ilgtspējīgas ekosistēmas izmantošanas veicināšanai” zinātniskais pārskats par 2011.gadu.* 114.lpp.
- Pauly, D., 1989. *Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations.* J. Fish Biol. 35(Suppl. A):11-20.
- Peterson, W.T., Tiselius, P., Kiørboe, T. 1991. *Copepod egg production, moulting and growth rates and secondary production, in the Skagerrak in August 1988.* J. Plankton Res., 13:131-154.
- Raid, T., Kornilovs, G., Lankov, A., Nisumaa, A-M., Shpilev, H., and Järvik, A. 2010. *Recruitment dynamics of the Gulf of Riga herring stock: density-dependent and environmental effects.* ICES Journal of Marine Science, 67:1914–1920.
- Shuter, B.J., Ing, K.K. 1997. *Factors effecting the production of zooplankton in Lakes.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54:359-377.
- Valiela, I. 1995. *Marine Ecological Processes.* Springer, New York:686 pp.
- Viitasalo, M., Vuorinen, I., Saesmaa, S. 1995. *Mesozooplankton dynamics in the northern Baltic Sea: implications of variations in hydrography and climate.* Journal of Plankton Research 17(10): 1857-1878.
- Voss, R., Koster, F.W., Dickmann, M. 2003. *Comparing the feeding habits of co-occurring sprat (Sprattus sprattus) and cod (Gadus morhua) larvae in the Bornholm Basin, Baltic Sea.* Fisheries Research, 63:97-111.

Берзиньш, В. 1987. *Гидрологическое районирование открытой части Рижского залива*. In: Гидрохимическая и гидробиологическая характеристика и районирование прибрежной части Балтийского моря, Рижского и Финского заливов. Ред. Андрушайтис Г.П., Лагановская Р.Ю., Апинь С.О. Зинатне: 7-20.

**VENTAS UN LIELUPES BASEINU UPJU EKOLOĢISKĀ STĀVOKĻA  
NOVĒRTĒJUMS PĒC BIOLOĢISKAJIEM, HIDROMORFOLOĢISKAJIEM UN  
FIZIKĀLI ĶĪMISKAJIEM PARAMETRIEM**

**Agnija SKUJA\*, Dāvis OZOLIŅŠ, Jolanta JĒKABSONE, Ilga KOKORĪTE, Laura  
GRĪNBERGA un Elga PARELE**

*Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija, Miera 3, Salaspils, LV-2169*

*\*e-pasts: [agnija@lanet.lv](mailto:agnija@lanet.lv)*

Darba mērķis bija noteikt Ventas un Lielupes upju baseinu apgabalu ūdensteču ekoloģisko stāvokli pēc ES Ūdeņu Struktūrdirektīvas noteiktajiem kritērijiem, pielietojot bioloģiskos, hidromorfoloģiskos un fizikāli-ķīmiskos parametrus pēc Latvijas un Lietuvas pielietotajām sistēmām, lai noskaidrotu, kurus parametrus nepieciešams harmonizēt, lai pārrobežu upju ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai abas valstis kopīgās upes vērtētu pēc savstarpēji salīdzināmiem kritērijiem.

60 upju posmos (deviņu Ventas baseina upju 26 posmos un 20 Lielupes upju 34 posmos) 2013. gada oktobrī un novembrī tika ievākti bentisko bezmugurkaulnieku paraugi, trīs sezonās (rudenī (2014. g.), pavasarī un vasarā (2015. g.)) veikti fizikāli – ķīmisko parametru mērījumi un ievākti paraugi ķīmisko parametru analīzēm laboratorijā. Makrofīti 2015. gada vasarā pētīti 10 upju posmos. Visos punktos raksturoti hidromorfoloģiskie parametri pēc Lietuvas kritērijiem un papildus 26 punktos pēc Upju vides pētījuma metodes (River Habitat Survey (RHS)).

Bentisko bezmugurkaulnieku dati analizēti, aprēķinot Igaunijā un Lietuvā izstrādātos indeksus upju ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai – MMQ (Multimetric Quality) un LUMI (Lietuvas upju makrozoobentosa indekss). Abi indeksi veidoti pēc līdzīga principa. MMQ aprēķināšanai izmanto piecus indeksus – kopējo taksonu skaitu, EPT taksonu skaitu, Šenona daudzveidības indeksu, ASPT un DSFI, savukārt LUMI indeksa aprēķināšanai – DSFI, ASPT, #DEP (Diptera dzimtu, Ephemeroptera un Plecoptera sugu kopējais skaits) un %EHP-%CrHi\* (atšķirība starp Ephemeroptera, Hemiptera, Plecoptera un Crustacea, Hirudinea īpatņu skaitu (%)). Indeksi aprēķināti arī 56 Lietuvas upju posmu 2013. gada monitoringa datiem. MMQ un LUMI vērtības savstarpēji korelēja un ekoloģiskā stāvokļa vērtējums pēc abiem indeksiem bija vienāds 67 % upju posmu. Igaunijā izstrādātais MMQ indekss Latvijas upēs atspoguļoja zemāku kvalitāti, kā Lietuvā izstrādātais LUMI indekss.

10 Latvijas upju posmu kvalitāte tika novērtēta pēc Polijas upju makrofītu indeksa (Polish Macrophyte Index for Rivers (MIR)), vidējā trofiskuma līmeņa indeksa (Mean Trophic Rank (MTR))

un upju bioloģiskā makrofitu indeksa (Biological Macrophyte Index of Rivers (IBMR)). Ekoloģiskā stāvokļa novērtējums būtiski atšķīrās: MTR indekss atspoguļoja zemāku ekoloģisko stāvokli apsektajos upju posmos, savukārt Polijas MIR indekss - augstāku. Pēc trīs izmantotajiem indeksiem neviena no pētītajām vietām netika novērtēta vienādi.

Vērtējot upju ekoloģisko stāvokli pēc Lietuvas fizikāli – ķīmisko parametru kritērijiem, ekoloģiskā stāvokļa novērtējums bija augstāks nekā vērtējot pēc Latvijas kritērijiem.

Lietuvas upju morfoloģijas novērtēšanas metode (HMIu indekss) tika testēta 60 vietām un HMIu indekss salīdzināts ar RHS vērtējumu 26 vietām. RHS vērtējums balstīts uz Vides kvalitātes novērtējuma (Habitat Quality Assessment score (HQA)) un Vides modifikācijas (Habitat Modification Score (HMS)) indeksu vērtībām. HMIu vērtības vienlīdz būtiski korelēja gan ar HQA, gan ar HMS indeksu, kaut gan sakarības starp HQA un HMS bija vājākas, taču būtiskas, jo tie veidoti pēc atšķirīgiem principiem. HMIu indekss tika izstrādāts, lai novērtētu antropogēnās ietekmes izraisītās izmaiņas dabiskajos apstākļos un, spriežot pēc rezultātiem, atspoguļo gan biotopa pārveidošanas ietekmi, gan netiešā veidā – biotopa kvalitāti.

Analizējot ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu kvalitātes klasēs pēc bioloģiskajiem kvalitātes elementiem un tā sakarības ar novērtējumu pēc fizikāli ķīmiskajiem un hidromorfoloģiskajiem kritērijiem, konstatēta atšķirīga atsevišķu bioloģiskas kvalitātes elementu indeksu vērtējuma atbilstība dažādām kvalitātes klasēm, izmantojot Lietuvas un Latvijas fizikāli ķīmisko parametru kritērijus. Piemēram, makrofitu MTR indekss konstanti pazemināja ekoloģisko stāvokli, salīdzinot ar vērtējumu pēc Lietuvas fizikāli ķīmiskajiem kritērijiem.

Visi testētie bentisko bezmugurkaulnieku indeksi būtiski korelēja ar ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu pēc Lietuvas fizikāli ķīmisko rādītāju kritērijiem, bet neviens no tiem nekorelēja ar vērtējumu pēc Latvijas fizikāli ķīmiskajiem kritērijiem. Visi bentisko bezmugurkaulnieku indeksi uzrādīja labāku stāvokli kā Lietuvas un Latvijas fizikāli ķīmiskie parametri. Salīdzinot ar Lietuvas kritērijiem, atšķirība galvenokārt bija par vienu kvalitātes klasi, taču, salīdzinot ar Latvijas kritērijiem – par divām vai pat trīs kvalitātes klasēm. Vairumā gadījumu atšķirības ekoloģiskā stāvokļa vērtējumā bija dēļ  $\text{NH}_4\text{-N}$  un  $\text{N}_{\text{kop.}}$  labas/vidējas klases robežvērtībām, jo abu indeksu vērtības pētītajos pārrobežu upju posmos būtiski korelēja šo parametru vērtībām. Vietās, kas pēc MMQ un LUMI indeksa tika novērtētas ar labu ekoloģisko stāvokli, vidējās  $\text{NO}_3\text{-N}$  vērtības pēc Lietuvas kritērijiem nitrātu koncentrācijām atbilda laba/vidēja stāvokļa robežvērtībām. Savukārt  $\text{N}_{\text{kop.}}$  koncentrācijas bija augstākas

nekā laba/vidēja stāvokļa klašu robežvērtībām pēc Lietuvas sistēmas un daudz augstākas – pēc Latvijas sistēmas.

Abu valstu hidromorfoloģiskie indeksi korelēja gan ar bentisko bezmugurkaulnieku indeksiem, gan savstarpēji un ir salīdzināmi. Vienīgi HQA indeksam bija mazāk izteiktas sakarības ar bentisko bezmugurkaulnieku indeksiem un HMS indeksu. Latvijas testētā hidromorfoloģiskā novērtējuma sistēma atbilst ES ŪSD noteiktajiem kritērijiem, bet Lietuvas HMIu indeksā nav iekļautas visas hidromorfoloģiskās pazīmes, kas ir noteiktas Eiropas Standartā. Indeksā iekļautas tikai tās pazīmes, kurām pierādīta ietekme uz stāvokļa novērtējumu pēc bioloģiskās kvalitātes elementiem. Tomēr, veidojot monitoringa programmu, būtu jāiekļauj visi Standartā noteiktie hidromorfoloģiskie parametri.

Lai nodrošinātu harmonizētu un reprezentatīvu pārrobežu upju ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu, rekomendējams, pārskatīt labas/vidējas kvalitātes klases robežvērtības fizikāli ķīmiskajiem elementiem. Šobrīd Latvijā 1. perioda upju baseinu apsaimniekošanas plānos izmantoto fizikāli ķīmisko kritēriju robežvērtības labai/vidējai ekoloģiskās kvalitātes klasei, salīdzinot ar Lietuvas kritērijiem, ir stingrākas un nav harmonizētas ar bioloģisko elementu robežvērtībām.

Latvijā un Lietuvā izmantotās bentisko bezmugurkaulnieku indeksu un hidromorfoloģiskā vērtējuma sistēmas ir saskaņotas un sniedz līdzīgu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu.

Pētījums realizēts Latvijas – Lietuvas 2007. – 2013. gada pārrobežu sadarbības programmas projekta “Lielupes un Ventas upju baseinu apgabalu upju monitorings un lauksaimnieku aptauja par vides aizsardzības jautājumiem” ietvaros.

### **Izmantotā literatūra:**

Virbickas T., Valatka S., Skuja A., Birzaks J., Grīnberga L., Kokorīte I., Jēkabsons J., Ozoliņš D. 2014. Report on Ecological Status and recommendations for Unification of River Assessment Methods for Transboundary Lithuanian Latvian Rivers. Technical Report. 113. ([http://www.lubi.edu.lv/files/File/LatLit\\_WBstatus\\_assessment\\_final\\_report\\_10\\_2014\\_LLIV\\_230\\_LiVe\\_RiverBasins.pdf](http://www.lubi.edu.lv/files/File/LatLit_WBstatus_assessment_final_report_10_2014_LLIV_230_LiVe_RiverBasins.pdf)).

## SVEŠO SUGU MONITORINGS BALTIJAS JŪRAS OSTĀS

Solvita STRĀĶE<sup>1\*</sup>, Ieva BĀRDA<sup>1</sup>, Astra LABUCE<sup>1</sup>, Viktors PĒRKONS<sup>1</sup>, Svetlana ROMANOVIČA<sup>1</sup>

*Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Daugavgrīvas ielā 8, Rīga, LV-1048*

*\*e-pasts: solvita.strake@lhei.lv*

Jūras stratēģijas pamatdirektīva (JSD) nosaka nepieciešamību visām Eiropas Savienības dalībvalstīm sekot līdzi savas jūras ūdeņu dzīvotnēm un to bioloģisko īpašību izmaiņām. Informācijas uzkrāšana par Baltijas jūrai svešu sugu esamību / neesamību, sastopamību, skaitu un izplatību ir ļoti nozīmīga, lai saskaņā ar JSD paredzētajiem mērķiem vides jomā raksturlielumā D2 „Svešzemju sugas” noteiktu piemērotus radītājus / indikatorus laba vides stāvokļa raksturošanā. Šobrīd informācija par Baltijas jūrā sastopamajām svešajām sugām tiek iegūta bioloģisko datu vākšanas monitoringa programmā. Tomēr dati par bioloģiskajiem parametriem ir ļoti nepilnīga, tā piemēram, Latvijas jūras ūdeņos esošā monitoringa programma neietver seklus piekrastes ūdeņus, kā rezultātā netiek iegūta informācija par vairākām cietajās gruntīs mītošajām zivju, vēzīšu un divvāku gliemeņu sugām. Papildus tam, lai iegūtu informāciju par jaunu svešo sugu introdukciju un izplatību, ir ļoti svarīgi Baltijas jūras monitoringa programmu papildināt ar sugu apsekojumiem ostu rajonos. Saskaņota monitoringa programma ostu rajonos būtiski atvieglos ar konvencijas par Kuģu balasta ūdeņu un nosēduma kontroli un pārvaldību ieviešanu saistītos vides jautājumus un dos ieguldījumu Jūras stratēģijas pamatdirektīvas mērķu sasniegšanā.

Pētījuma mērķis ir pārbaudīt esošo un jaunu monitoringa metožu pielietojamību svešo sugu ievākšanai Latvijas ostās analizējot svešo sugu sastopamību un skaitu dažādos vides apstākļos. Paraugu ievākšanas metodes tika testētas Liepājas ostā 2013.gada septembrī, 2014.gada maijā un oktobrī, Rīgas ostā 2014.gada septembrī. Katrā ostas paraugu ievākšanas stacijā tika analizēti vides dati kā Seki dziļums, ūdens temperatūra, ūdens sāļums, hlorofila *a* koncentrācija u.c. Bioloģiskajos apsekojumos fitoplanktona datu ievākšanai izmantots Horizontālais ūdens paraugu ievākšanas batometrs, zooplanktona datu ievākšanai – Apšteina tīkliņš (tīkla acu izmērs 53 μm), mīkstās grunts paraugu ievākšanai izmantots Ponora tipa kauss, organismiem, kuru attīstībai nepieciešams ciets substrāts, izmantotas īpašas nosēdināšanas plates, krabju iegūšanai izmantoti krabju ķeramie tīkli un apaugumu ievākšanai izmantots skrāpis. Rezultāti rāda, ka svešo sugu iegūšanai izmantotās metodes ir daudzsoļas un potenciāli var tikt izmantotas svešo sugu monitoringam ostu rajonos.



Pētījums veikts ar Helcom “Baltic Sea Pilot Project: Testing new concepts for integrated environmental monitoring of the Baltic Sea“, 2013.-2015.gads un Valsts Pētījumu Programmas „Latvijas ekosistēmu vērtība un tās dinamika klimata ietekmē (EVIDEnT)“, 2014.-2017.gads atbalstu.

# SĀNPELDES KĀ RĪGAS LĪČA SEDIMENTU KVALITĀTES INDIKATORS

Evita STRODE <sup>1\*</sup>, Maija BALODE <sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>LU Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra,

<sup>2</sup>Latvijas Hidroekoloģijas Institūts, Eksperimentālās Hidrobioloģijas nodaļa

\*e-pasts: [evitast@lanet.lv](mailto:evitast@lanet.lv)

Sedimentu kvalitātei ir izšķiroša nozīme ūdenstilpju ekosistēmas funkcionēšanā. Sedimenti ir ne tikai bentisko organismu mājvieta, bet veic arī galējo dabīgā un antropogēnā piesārņojuma uztvērēju funkciju, jo tajos akumulējas visdažādākās sadzīvē, lauksaimniecībā un rūpniecībā izmantotās organiskās (naftas produkti, pesticīdi, virsmas aktīvās vielas, fenoli, hlororganiskie savienojumi u.c.) un neorganiskās vielas (smagie metāli, biogēnie elementi u.c.). Ķīmiski piesārņoti sedimenti var būt tieši toksiski ūdens organismiem, kā arī toksiskās vielas var akumulēties barības ķēdē (ASTM, 2003). Cilvēkam visbīstamākā ir šo savienojumu koncentrācijas palielināšanās barības ķēdes pēdējā posmā – plēsējos. Piesārņojošo vielu koncentrācija sedimentos nereti ir vairākas reizes augstāka nekā ūdenī, jo sedimentu ķīmiskais sastāvs spēj ilglaicīgi piesaistīt piesārņojumu un lēni noārdās.

Daudzas bentisko bezmugurkaulnieku sugas var pilnībā izzust vai kļūt par piesārņojuma tolerantām sugām, ietekmējot ekosistēmas funkcijas, ieskaitot produktivitāti (Hoffman *et al.*, 2003). Lai noskaidrotu vai sedimentu piesārņojums ir kaitīgs bentiskajiem organismiem un, kā tas ietekmē ekosistēmu, tiek veikta to biotestēšana, kā testa indikatorus izmantojot bentiskos organismus, tai skaitā sānpeldes.

Pierādīts, ka sānpeldes ir jūtīgi indikatori sedimentu piesārņojuma noteikšanai (Fuchsman *et al.*, 1998), jo palielinoties piesārņojumam, attiecīgi samazinās sānpelžu populācijas blīvums, kā arī tiek novērotas subletālas iedarbības sekas - izmaiņas augšanā un metālu akumulācija organisma audos (Levent, 2005). Sedimentu testa rezultātu interpretācijā liela nozīme ir testorganisma izvēlei. Izvēloties testorganismus ir svarīgi noskaidrot to jutību, uzglabāšanas un kultivēšanas iespējas laboratorijas apstākļos (Hoffman *et al.*, 2003).

**Darba mērķis** ir noteikt Rīgas līča sedimentu ekoloģisko kvalitāti, kā testa organismus izmantojot sānpeldes.

Rīgas līča sedimenti tika ievākti no 24 piekrastes un dziļūdens stacijām (laika posmā no 2010. līdz 2013. gadam). Piekrastes stacijas atrodas līča transporta zonā un tām raksturīgi rupjāki smiltsmāla, mālsmilts sedimenti, bet dziļās stacijas - līča akumulācijas zonā, kam raksturīgi smalki, dūņaini sedimenti, kas labāk akumulē piesārņojumu. Biotestēšana (akūta 10 dienas un hroniska 42 dienas) tika veikta ar Baltijas jūras dominējošām sānpeļžu sugām - *Monoporeia affinis*, *Pontogammarus robustoides*, *Corophium volutator*, *Bathyporeia pilosa*, kā arī starptautiski atzītu standartsugu *Hyaella azteca*, iegūta no Chesapeake kultūras kolekcijas (Chesapeake Culture collection of Hayes. VA, USA) un adaptēta atbilstoši Rīgas līča vides apstākļiem.

Abiotiskie vides faktori ietekmē organismu eksistenci, daudzveidību un sastopamību. Noskaidrojot sānpeļžu toleranci pret temperatūras svārstībām, tika konstatēts, ka visas testiem izvēlētas sugas raksturojas ar iespējām izdzīvot plašā temperatūras diapozonā (4-16 °C) pēc 14 dienu ekspozīcijas izdzīvotībai pārsniedzot 80 %, izņemot *H. azteca*, kuras augšanas temperatūra ir  $\geq 20$  °C. Sedimentu kvalitātes noteikšanai tika izmantotas standartā (ISO, 2005) noteiktās testa temperatūras vai testorganismu dabiskās dzīvotnes temperatūras.

Metodoloģiskie pētījumi parādīja paraugu uzglabāšanas, ievākšanas sezonālītātes un testorganismu attīstības lomu nozīmību sedimentu kvalitātes kontrolē. Tika konstatēts testos ar *B. pilosa* būtisks paraugu toksiskuma pieaugums pēc to sasaldēšanas un atkausēšanas, attiecīgi vidēji samazinot organismu izdzīvotību par 30 % nekā nesaldētos paraugos, savukārt *M. affinis* un *P. robustoides* atšķirības sastādīja 12 % un 5 %. Rudens sezonā ievāktajiem paraugiem ar *C. volutator* un *M. affinis* tika noteikta zemāka organismu izdzīvotība (76 % - 85 %), kas iespējams saistīts ar sedimentu apmaiņas procesa sezonālo dinamiku rudens periodā vai organismu nobriešanu apaugļošanās periodam. Testorganismu attīstības loma sedimentu biotestēšanā uzskatāmi parādījās *P. robustoides* gadījumā, kad jaundzimušie indivīdi potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē uzrādīja augstāku izdzīvotību salīdzinājumā ar pieaugušajiem īpatņiem. Vismazākās toksikorezistences atšķirības atkarībā no vecuma tika konstatētas *M. affinis* gadījumā, vidējai izdzīvotībai Rīgas līča sedimentu klātbūtnē visās vecuma grupās sastādot 93-96 %.

Testorganismu izvēlē vadījāmajos pēc iepriekšējos pētījumos noteiktām sānpeļžu sugu toksikorezistences atšķirībām references toksikantu (smago metālu) klātbūtnē, kas izpaudās sekojošā secībā: *H. azteca* > *P. robustoides* > *B. pilosa* > *C. volutator* > *M. affinis* (Strode and Balode, 2013).

Par dziļūdenī mītošās sānpeldes *M. affinis* augsto toksikorezistenci liecina arī Rīgas līča sedimentu biotestēšanas rezultāti, organismu izdzīvotībai sedimentu klātbūtnē svārstoties no 73 % līdz 100 % (vidēji 92 %), zemākos izdzīvotības rādītājus uzrādot Rīgas līča centrālajā 121. stacijā un Igaunijas ziemeļaustrumu teritorijas stacijās (125. un K21.). Rīgas līča sedimentu toksiskuma novērtējums ar *M. affinis* uzrāda, ka 83 % gadījumos sedimentu paraugi uzskatāmi par netoksiskiem un 17 % gadījumos paraugi raksturojas ar zemu toksikumu, nepārsniedzot 20 % organismu mirstību (1. tabula).

Testos ar otru ISO (2005) standartsugu *C. volutator* uzrāda, ka 62 % gadījumos sedimentu paraugi (1. tabula) ir ar zemu toksiskumu, organismu izdzīvotībai sedimentu klātbūtnē svārstoties no 60 % līdz 100 % (vidēji 84 %), zemākos izdzīvotības rādītājus uzrādot Rīgas līča centrālās daļas stacijās (119., 120. un 121.).

Ar salīdzinoši zemākiem izdzīvotības rādītājiem Rīgas līča sedimentos raksturojās sānpelžu sugas – *B. pilosa* un *P. robustoides*, izdzīvotībai sedimentu klātbūtnē attiecīgi svārstoties no 28 % līdz 100 % (vidēji 73 %) un 31 % līdz 88 % (vidēji 65 %), zemākos rādītājus uzrādot Rīgas līča centrālās daļas stacijā (121.) un Rīgas līča austrumu daļā pretī Engurei un Mērsragam. Rīgas līča sedimentu biotestēšana apstiprināja references testa rezultātus, kas liecina par *P. robustoides* un *B. pilosa* paaugstinātu jutību pret potenciāli toksisku vielu klātbūtni, norādot par to piemērotību sedimentu toksiskuma noteikšanā. 1. tabula.

1. tabula. Rīgas līča sedimentu toksiskuma novērtējums (%) pēc sānpelžu izdzīvotības.

Toksiskuma novērtējums	<i>M. affinis</i>	<i>C. volutator</i>	<i>B. pilosa</i>	<i>P. robustoides</i>	<i>H. azteca</i> *
Nav toksiski Izdzīvotība (>90 %)	83	31	39	10	17
Zems toksiskums Izdzīvotība (90-80%)	17	62	17	38	33
Vidējs toksiskums Izdzīvotība (80-50%)	0	8	33	43	50
Augsts toksiskums Izdzīvotība (<50%)	0	0	11	10	0

\* tikai centrālās daļas stacijās

Rīgas līča sedimentu biotestēšana ar starptautiski atzītu standartsugu *H. azteca* diemžēl tika veikta tikai centrālā rajona stacijās (119., 120. un 121.), organismu izdzīvotībai sedimentu klātbūtnē sastādot no 60 % līdz 93 % (vidēji 72 %), kā arī 50 % gadījumos sedimentu paraugi raksturojas ar vidēju toksiskumu (1. tabula).

Veicot hroniskos pētījumus ar *H. azteca* tika konstatēti reprodukcijas un embrioloģiskās attīstības traucējumi. Testa perioda beigās (42 dienā) *H. azteca* izdzīvotība tika konstatēta salīdzinoši zema 119. un 121. stacijās, attiecīgi 15 % un 43 %, savukārt 120. stacijā tā bija augsta 80 %. Mātītēm, kuras attīstījušās 119. un 121. stacijas sedimentos tika konstatēts pat 39 % un 61 % ietekmētu embriju no kopējā olu skaita.

Kopumā biotestēšanas rezultāti uzrāda Rīgas līča sedimentu (1. tabula) zemu/vidēju toksiskumu, jo biotestos izmantoto sānpeļņu sugu vidējā izdzīvotība ir tuvu 80 %. Sedimentu kvalitātes ziņā netika konstatētas būtiskas atšķirības starp Rīgas līča rajoniem – sānpeļņu izdzīvotībai līča rietum- un centrālā daļas sedimentos, vidēji sastādot 85 %, bet austrumu daļas sedimentos – 87 %. Kā izņēmums *P. robustoides* un *B. pilosa* biotestos tika konstatēts, ka 10-11 % gadījumos Rīgas līča centrālā daļas sedimentu paraugi (1. tabula) uzrādīja augstu toksiskumu, organismu mirstībai pārsniedzot 50 %.

Rīgas līča sedimentu biotestēšana nenoliedzami liecina par abu ISO standartā ieteikto sānpeļņu *M. affinis* un *C. volutator* augsto-, bet *H. azteca*, *P. robustoides*, *B. pilosa* zemo toksikorezistenci pret potenciālo piesārņojumu, kurus būtu ieteicams rekomendēt, kā testobjektus sedimentu biotestēšanai. Rezultāti liecina par paraugu uzglabāšanas veida un organismu attīstības stadijas būtisko lomu biotestu veikšanā.

Kopumā jāsecina, ka potenciālais Rīgas līča sedimentu toksiskais piesārņojums var būtiski ietekmēt sānpeļņu populācijas izdzīvošanu un reproducējošās sistēmas kvalitāti. Pētījumi pierāda, ka sānpeļņu izdzīvotības un reprodukcijas spēju noteikšana var tikt izmantots kā indikators sedimentu kvalitātes kontrolē un apstiprina hronisko testu veikšanas nepieciešamību sedimentu potenciāli toksiskā piesārņojuma noteikšanai.

#### **Izmantotā literatūra:**

ASTM. 2003. American Society for Testing and Materials. Standard test method for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. ASTM E1367-03.

Fuchsman P.C., Barber T.R., Sheehan P.J. 1998. Sediment Toxicity Evaluation for Hexachlorobenzene: Spiked Sediment Tests with *Leptocheirus plumulosus*, *Hyalella azteca*, and *Chironomus tentans*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 35: 573–579.

Hoffman D. J., Rattner B. A., Burton G. A., 2003. Handbook of ecotoxicology. CRC Press, 1290 pp.

ISO. 2005. Ūdens kvalitāte. Jūras vai grīvas sedimentu akūtās toksicitātes noteikšana uz sānpeldēm (Amphipoda). LVS EN ISO 16712:2007 standarta testa procedūra. VSIA Latvijas Standarts. 16 lpp.

Levent B. 2005. *A review of sediment toxicity bioassays using the amphipods and polychaetes*. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 5:119-139.

Strode E. and Balode M. 2013. Toxicity-resistance of Baltic Amphipod species to heavy metals. Crustaceana 86 (7-8): 1007-1024.

## SIVERA EZERA DABAS VĒRTĪBAS SMALKĀS UN LOKANĀS NAJĀDAS

### (*NAJAS TENUISSIMA*, *N. FLEXILIS*) ATRADŅU AIZSARGĀŠANAS KONTEKSTĀ

Uvis SUŠKO

*Latvijas Botāniķu biedrība*

*\*e-pasts: uvis.susko@inbox.lv*

2013. gada vasarā un rudenī ar Latvijas Vides aizsardzības fonda (LVAf) finansiālu atbalstu tika īstenots Dabas aizsardzības pārvaldes projekts „Eiropas Savienības Biotopu direktīvas II pielikuma sugas smalkās najādas *Najas tenuissima* atradnes izpēte potenciālas jaunas īpaši aizsargājamas teritorijas dibināšanai vai esošās teritorijas paplašināšanai”, kā ietvaros tika apsekota 746 ha liela platība ar Ārdavu un tā apkārtējo teritoriju. Ar LVAf atbalstu Sauleskalna apkārtnes dziļo ezeru izpēte saistībā ar pasaulē un Eiropā ļoti reto un relikto, Eiropas Savienības Sugu un biotopu direktīvas II un IV pielikumā iekļauto sugu – smalkās *Najas tenuissima* un lokanās najādas *N. flexilis* izplatības un populāciju stāvokļa noskaidrošanu 2014. gada vasarā un rudenī tika turpināta Dabas aizsardzības pārvaldes projekta „Trīs īpaši aizsargājamo dabas teritoriju statusa izvērtējums” ietvaros, kā rezultātā tika detalizēti apsekots Sivera ezers ar apkārtējo teritoriju 4585,0 ha platībā. Apsekotajā teritorijā ietilpst 1822,6 ha liela ezeru platība, ko veido 1784,8 ha lielais Sivers ar 26 salām un četri mazie ezeri – Luboneņš, Kauseņš, Margaucis, Teneiss ar kopējo platību 37,8 ha, kā arī 2736,4 ha liela ezeru krastu platība un 26,0 ha liela dīķu platība (Krāslavas novada Aulejas, Kombuļu un Skaistas pagasti, Dagdas novada Konstantinovas pagasts). Teritorijas apsekošana aizņēma 45 lauka dienas un to veica sertificēti sugu un biotopu eksperti – U. Suško (33 dienas), R. Sniedze-Kretalova (7 dienas) un V. Baroniņa (5 dienas). Sivera apsekošanā visā krasta līnijas garumā tika pavadītas 18 lauka dienas (U. Suško), mazo ezeru apsekošanā – 2 lauka dienas (U. Suško), bet sauszemes apsekošanā – 26 lauka dienas (U. Suško, R. Sniedze-Kretalova, V. Baroniņa).

Sivers ir caurtekošs, vāji eitrofs dzidrūdēns glaciālas izcelsmes klajumu ezers, kas pieder Daugavas sateces lielbaseinam un tajā ietilpstošajam Dubnas sateces baseinam (Eipurs, 1998). Ezera sateces baseina platība ir aptuveni 84 km<sup>2</sup>, ko veido 13 % meži, 37 % – ezeri un 50 % lauksaimniecības zemes (Bērziņš, 1943; Eipurs, 1998). Jāpiezīmē, ka ap 1960. gadu vidu Sivera sateces baseins tika

mākslīgi palielināts, novadot uz Sivera austrumu daļas Vonogišku līci Būkštu purva un purvaino mežu humusvielām bagāto ūdeņu noteci, kā dabiskā notece ietilpa Ižiuna ezera sateces baseinā. Tas noteikti ir radījis un joprojām rada negatīvu ietekmi uz Sivera ezera austrumu daļas ekoloģisko stāvokli, no salīdzinoši plašas teritorijas ievadot papildus biogēnos elementus un humusvielām bagāto ūdeni, kas samazina Sivera ūdens dzidrību un kvalitāti. Siverā ietek Dubna no Ojatu ezera ziemeļos, par kanālu pārveidotā Kovšika no Kauseņa un Iuzupe no Teneisa dienvidos, Zviergzdupe pie Brāslavas rietumos, kā arī vismaz 16 grāvji. Ezera rietumu galā iztek Dubna un aptuveni pirms 10 gadiem izraktais tai paralēlais Plinšu kanāls. Dubna (arī Plinšu kanāls) plūst tālāk uz Ārdavu un pēc tam tālāk uz netālu esošo Leja ezeru. Sivers ir devītais lielākais Latvijas ezers pēc platības un piektais lielākais pēc ūdens tilpuma (Eipurs, 1998). Pēc oficiālajiem datiem ezera platība ir 1812,1 ha, ko sastāda 1759,0 ha ezera ūdensvirsmas laukums un 53,1 ha salas (Eipurs, 1998). Pēc autora aprēķiniem, kas precizēti pēc jaunākajām ortofotokartēm un situācijas dabā, ezera šābrīža platība sastāda 1784,8 ha, ko aizņem 1735,7 ha ezera ūdensvirsmas laukums un 49,1 ha salas. Vispār Sivera platība diezgan būtiski mainās atkarībā no ūdenslīmeņa. Piemēram, B. Bērziņš pēc stāvokļa 1939. gadā ezera platību novērtēja uz 1744,1 ha, ko sastādīja 1692,1 ha ūdensvirsmas platība un 52,0 ha salu platība (Bērziņš, 1943). Savukārt pirms 1929. gadā notikušās Dubnas padziļināšanas, kas izraisīja ūdens līmeņa pazemināšanos par 0,4 – 0,5 m, Sivera platība tika novērtēta uz 1874,2 ha, ko sastādīja 1864,1 ha ezera ūdensvirsa un 10,1 ha salas (Ozoliņš, 1932; Glazačeva, 2004). Sivera ezera vidējais ūdens līmenis mūsdienās atrodas 159,2 m vjl. (PSRS GGKP 1971. gadā uzmērītā topogrāfiskā karte). Pēc 1929. gadā veiktās Dubnas gultnes padziļināšanas Sivera ezera ūdens līmenis, spriežot pēc krasta profila, pazeminājās par aptuveni 0,4 – 0,5 m (LVMPI, 1973; Glazačeva 2004). Ezera lielākais dziļums ir 24,5 m (Rubinu bedre, latgaliski Rubynu dūbs jeb Jama), bet vidējais dziļums – 6,3 m (Bērziņš, 1943). Ezera krasta līnijas garums pēc B. Bērziņa 1939. gada aprēķiniem bija 53,20 km ar salām, bet bez salām – 38,98 km. Savukārt ezera lielākais garums bija 8,250 km, bet platums – 4,920 km (Bērziņš, 1943). Latvijas Valsts Meliorācijas pētniecības institūta 1973. gadā savāktajos datos Siveram norādīts tāds pats krasta līnijas garums – 53,2 km, bet lielākais garums un platums nedaudz atšķiras, attiecīgi, 8,1 km un 5,0 km (LVMPI, 1973). Pēc autora precizētajām ziņām ezera krasta līnijas garums ir 53,1 km, bez salām – 40,0 km, lielākais garums – 8,35 km un lielākais platums – 5,18 km. Ezera ūdens tilpums ir 106, 81 milj. m<sup>3</sup> (Bērziņš, 1943). Ezerā ir 25 glaciālas izcelsmes salas ar kopējo platību 48,7 ha un viena 0,37 ha liela peldošā Diuņis slīkšņu sala (ar kokiem), kas attēlota jau 1952. gadā uzmērītajā kartē. Tātad, kopējais Sivera



salu skaits mūsdienās ir 26 un to kopējā platība sastāda 49,1 ha. Nelielā sateces baseina dēļ ezeram ir ilgs ūdens apmaiņas periods – 6,54 gadi, kas ir raksturīga pazīme daudziem Latvijas lobēliju-ezereņu ezeriem ([www.ezeri.lv](http://www.ezeri.lv)). Tik ilgs ūdens apmaiņas periods saistībā ar ezera labo ūdens kvalitāti un mūsu apstākļos ievērojamo dzidrību, kā arī unikālajām bioloģiskās daudzveidības vērtībām norāda, ka ezers un tā ekosistēma ir ļoti jutīga pret jebkāda veida piesārņošanu.

Siveram ir ļoti nelīdzena ezerdobe ar ļoti daudziem sēkļiem un daudzām dzelmēm. B. Bērziņš savā pētījumā min 88 sēkļus, bet vecie zvejnieki 1950. gados teikuši, ka Siverā ir pavisam 107 sēkļi, ko iedala sekļajos (līdz 2 m dziļumam) un dziļajos (dziļāk par 2 m). Ezera centrālajā daļā pēc B. Bērziņa sastādītās ezera dziļumu kartes var saskaitīt 15 dzelmes, kuru dziļums sniedzas no 14 līdz 24,5 m. Jāpiezīmē, ezera dziļie sēkļi ir galvenās zivju koncentrēšanās vietas. Ezeram raksturīga arī mūsu apstākļiem ievērojama dzidrība, kas ezera centrālās daļas vidū 2014. gada 18. septembrī bija 5,6 m. Salīdzinājumam arī blakusesošā Ārdava ūdens ir aptuveni tikpat dzidrs – 5,4 m (U. Suško, 7.8.2014.), bet Dridzī pat nedaudz dzidrāks – 6,5 m (centrālā daļa, 8.5.2008.) (Bružika, 2008). Tas vairāk kā divas reizes pārsniedz Latvijas ezeru lielākajai daļai raksturīgos vidējos rādītājus (1,5 – 2,5 m) un ir ļoti nozīmīgs reto un aizsargājamo ūdensaugu sugu ilgtspējīgas pastāvēšanas faktors. Vienlaicīgi tas liecina arī par labiem skābekļa apstākļiem, jo dzidram ūdenim ir raksturīgi labi skābekļa apstākļi, kas ir ļoti nozīmīgi retu un apdraudētu dziļūdens ezeru iemītnieku, piemēram, repša *Coregonus albula* un reliktu vēzīšu (piem., *Eurytemora lacustris* un *Pallasea quadrispinosa*) pastāvēšanai (Aleksejevs, Birzaks, 2012; Bērziņš, 1938a; Laganovska, 1957; Plikšs, Aleksejevs, 1998; Vadzis, 1969). Par šādu ūdens kvalitāti galvenokārt ir jāpateicas ievērojamai ezera ūdens krājumu atjaunotnei no gruntsūdeņiem un salīdzinoši mazam ezera sateces baseinam ar nelielu ezerā ietekošo upīšu skaitu. Ezeram ir dzeltenīgi olīvzaļa ūdens krāsa (U. Suško, 18.9.2014.) un tā krāsainība atbilst 24,0 – 27,5 Pt/Co vienībām (Jankēvica *et al.*, 2012). Salīdzinājumam Ārdavā ūdens krāsainība ir aptuveni tāda pati – no 21,0 līdz 28 Pt/Co vienībām, bet Dridzī vēl mazāka – no 13,0 līdz 26,5 Pt/Co vienībām (Jankēvica *et al.*, 2012). Sivera litorāla seklākajā daļā līdz 1,5 – 2,0 (2,5) m dziļumam izteikti dominē trīs veidu minerālgrunts substrāts – smilšains, oļains un akmeņains. Litorāla dziļākajā daļā (dziļāk par 2,0 – 2,5 m) dominē dūņaina minerālgrunts un dūņaina grunts. Lielākie ezera litorālā sastopamie granīta laukakmeņi sasniedz 2,0 m garumu, 1,5 m platumu un 1,5 m augstumu (Lielais jeb Guļāna akmens). Labās ūdens kvalitātes un repša *Coregonus albula* sastopamības dēļ Sivers ir noteikts kā prioritāra lašveidīgo ūdenstilpe (MK noteikumi nr. 118).

Apsekošanas rezultātā tika veikts visā Sivera izpētes teritorijā sastopamo Eiropas Savienības un Latvijas aizsargājamo biotopu detāls kartējums, kā rezultātā tika konstatēti 17 Eiropas Savienības aizsargājami biotopi ar 28 variantiem un 21 Latvijas aizsargājamais biotops (t. sk. 3 Eiropas Savienībā un 7 Latvijā aizsargājami saldūdens biotopi), kas skaita ziņā trīs līdz trīsarpus reizes pārsniedz blakus esošajā dabas parkā „Dridža ezers” zināmo šādu biotopu skaitu (5 Eiropas Savienības un 7 Latvijas aizsargājami biotopi) (Bružika, 2008) no teritorijas kopējās platības. Kopējā Eiropas Savienības un Latvijas aizsargājamo biotopu platība Sivera izpētes teritorijā ir 2050,1 ha jeb 44,7% no to kopplatības. Kopumā tika reģistrēti 312 aizsargājamo biotopu poligoni, no kuriem 228 poligoni pārstāv savstarpēji atbilstošos Eiropas Savienības un Latvijas aizsargājamus biotopus, bet 84 poligoni – Sivera ezerā sastopamo Latvijas aizsargājamo biotopu „4.11. Neizauguši plaši ezeru liedagi”. Tika konstatēts, ka Sivera ezers un tā apkārtējā teritorija ir īpaši nozīmīga kā divu Latvijā retu un sešu ļoti retu Eiropas Savienības aizsargājamo biotopu sastopamības vieta, kā kopējā platība sastāda 1786,7 ha jeb 39,0% no izpētes teritorijas kopējās platības. Latvijā reti sastopamos aizsargājamus biotopus pārstāv „6210/3.21. Sausi zālāji kaļķainās augsnēs” un „6230\*/3.22. Vilkakūlas zālāji”, kas kopā aizņem 24,5 ha jeb 0,5% no izpētes teritorijas kopējās platības, bet ļoti retos biotopus – „3130/4.2. Ezeri ar oligotrofām līdz mezotrofām augu sabiedrībām”, „6120\*/3.17. Smiltāju zālāji”, „5130/1.7. Kadiķu audzes zālajos un virsajos”, „6530\*/3.20. Parkveida pļavas un ganības”, „6410/3.23. Mitri zālāji periodiski izžūstošās augsnēs”, „9160/1.10. Ozolu meži”, kā kopējā platība sastāda 1762,1 ha jeb 38,4% no izpētes teritorijas kopējās platības.

Līdzīgā veidā visā izpētes teritorijā tika pētīta arī reto un aizsargājamo vaskulāro augu, sūnaugu, mieturaļģu un citu organismu grupu sugu izplatība. Izpētes rezultātā apsekotajā teritorijā tika konstatētas 39 retas un aizsargājamas sugas (1 sēņu, 3 mieturaļģu, 11 sūnaugu un 24 vaskulāro augu sugas), kam kopumā tika reģistrētas aptuveni 1400 atradnes. Šo sugu skaitā ietilpst 26 īpaši aizsargājamas sugas (1 sēņu, 2 mieturaļģu, 7 sūnaugu un 16 vaskulāro augu sugas), 29 Latvijas Sarkanajā grāmatā iekļautas sugas, 13 retas sugas (t. sk. 9 sugas Latvijas Sarkanajā grāmatā) un 7 mikroliegumu sugas. Desmit no šīm sugām ir iekļautas Eiropas Savienības Sugu un biotopu direktīvā, t. sk. 6 sugas – spilvainais ancītis *Agrimonia pilosa*, Lapzemes āķīte *Hamatocaulis lapponicus*, spīdīgā āķīte *H. vernicosus*, Lēzeļa lipare *Liparis loeselii*, lokanā najāda *Najas flexilis* un smalkā najāda *N. tenuissima* II un IV pielikumā, bet 4 sugas – apdzira *Huperzia selago*, zilganā baltsamtīte *Leucobryum glaucum*, gada staipeknis *Lycopodium annotinum* un vālīšu staipeknis *L. clavatum* – V pielikumā.

Septiņpadsmit no retajām un aizsargājamajām augu sugām konstatētas Siverā, bet 22 sugas – ezeru krastos. Sivera izpētes teritorijā konstatētais reto un aizsargājamo augu sugu skaits vairāk kā trīs reizes pārsniedz blakus esošajā dabas parkā „Dridža ezers” konstatēto šādu sugu skaitu (12 sugas) (Bružika, 2008).

Sivers ir arī zināms kā Latvijā un Eiropā aizsargājamā repša *Coregonus albula* (iekļauts Eiropā Sugu un biotopu direktīvas V pielikumā) un Latvijā retās ezera salakas (sņitkas, sņatas, sniedzes) *Osmerus eperlanus spirinchus* sastopamības vieta (Aleksejevs, Birzaks, 2012; Plikšs, Aleksejevs, 1998). Repša populāciju stāvoklis pēdējās desmitgadēs notikušās ezera eutrofikācijas dēļ ir būtiski pasliktinājies un tās lielums ievērojami sarucis, bet ezera salaka pēc vietējo zvejnieku ziņām pēdējo reizi reģistrēta pirms aptuveni 15 gadiem. Papildus šīm sugām Sivera ezerā agrākos gados hidrobiologu B. Bērziņa un Z. Spura veikto pētījumu rezultātā konstatētas arī 9 retas un aizsargājamās spāru sugas, no kurām sešas sugas ir aizsargājamās – karaliskā dižspāre *Aeshna imperator*, raibgalvas purvspāre *Leucorrhinia albifrons*, resnvēdera purvspāre *Leucorrhinia caudalis*, spilgtā purvspāre *Leucorrhinia pectoralis*, mainīgā spāre *Libellula fulva*, zaļganā zaigspāre *Libellula fulva*, sešas sugas ir iekļautas Latvijas Sarkanajā grāmatā – dienvidu dižspāre *Aeshna mixta*, karaliskā dižspāre *Aeshna imperator*, rudā dižspāre *Aeshna isoceles*, brūnganā plankumspāre *Epitheca bimaculata*, mainīgā spāre *Libellula fulva*, zaļganā zaigspāre *Libellula fulva*, bet trīs sugas – Eiropas Savienības Sugu un biotopu direktīvā, t. sk. viena suga II un IV pielikumā – spilgtā purvspāre *Leucorrhinia pectoralis* un divas sugas IV pielikumā – raibgalvas purvspāre *Leucorrhinia albifrons*, resnvēdera purvspāre *L. caudalis* (Bērziņš, 1938b, 1942; Spuris, 1953, 1954, 1956, Andrušaitis, 1998).

Visretākās no Siverā un tā apkārtnē konstatējām vaskulāro augu un sūnaugu sugām ir smalkā najāda *Najas tenuissima*, lokanā najāda *N. flexilis*, Lapzemes āķīte *Hamatocaulis lapponicus*, vienziēda krastene *Littorella uniflora*, ūdens subulārija *Subularia aquatica* un pļavas avoksne *Philonotis marchica*. Pasaulē mēroga retums ir smalkā najāda *Najas tenuissima*, kas visā pasaulē ir zināma tikai aptuveni 25 vietās (Suško, 2008). Sivers ir šīs sugas otra zināmā atradne Latvijā un Baltijas valstīs. Suga Siverā tika atklāta pirmo reizi un ir konstatēta 28 atradnēs. Faktiskais tās atradņu skaits ir jāreizina vismaz ar divi, jo 2 m dziļumā praktiski nav iespējams apsekot tik lielu platību. Pēc smalkās najādas populācijas lieluma Sivers ir uzskatāms par bagātāko šīs sugas atradni pasaulē. Eiropas mēroga retums ir lokanā najāda *Najas flexilis*, kas Eiropas Savienības kontinentālajā daļā kopā ar Norvēģiju un

Šveici ir zināma arī tikai aptuveni 25 vietās. Šī suga Siverā tika konstatēta 34 atradnēs. Faktiskais tās atradņu skaits arī ir jāreizina vismaz ar divi, jo 2 m dziļumā praktiski nav iespējams apsekot tik lielu platību. Pēc lokanās najādas populācijas lieluma Sivers ir uzskatāms par bagātāko šīs sugas atradni Eiropas Savienības kontinentālajā daļā kopā ar Norvēģiju un Šveici. Trešais īpašais Eiropas Savienības un Baltijas līmeņa retums, kas atrasts Sivera izpētes teritorijā, ir Lapzemes āķīte *Hamatocaulis lapponicus*. Šī reliktā ziemeļu suga no Baltijas valstīm zināma vienīgi Latvijā un Igaunijā (1 atradne) un šobrīd pie mums sastopama tikai 6 mazu ezeriņu litorālā vai krastos. Eiropas Savienībā vēl šī suga ir ļoti reti sastopama Zviedrijā, bet reti – Somijā. Sivers ir bagātākā vienzieda krastenes *Littorella uniflora* atradne Baltijā, kur mūsdienās ir saglabājušās tikai 10 – 13 atradnes Latvijā un 2 – 3 atradnes Igaunijā. Siverā sastopamā vienzieda krastenes populācija vismaz 10 – 20 reizes pārsniedz visu pārējo Baltijā zināmo krastenes populāciju kopējo lielumu. Ūdens subulārijai *Subularia aquatica* Sivers šobrīd ir viena no dažām vēl zināmajām atradnēm Latvijā un Baltijā, kas turklāt ir ļoti bagāta un vitāla (subulārija atzīmēta 20 vietās). Sivers ir bagātākā ūdens subulārijas atradne visā Baltijā. Latvijā ļoti reta suga ir arī pļavas avoksne *Philonotis marchica*, kas ir zināma tikai dažās atradnēs un aug Sivera ezera nokrastes slīkšņās.

Najādu ziņā Sivers ir uzskatāms par bagātāko un izcilāko najādu ezeru ne tikai Baltijas valstu mērogā, bet visā Eiropas Savienības kontinentālajā daļā kopā ar Norvēģiju un Šveici. Lobēliju-ezeriņu kompleksa ziņā Sivers ir bagātākais un izcilākais lobēliju-ezeriņu ezers visā Baltijā. Tas ir arī pēc platības lielākais Eiropas Savienības un Latvijas aizsargājamais biotops „3130/4.2. Ezeri ar oligotrofām līdz mezotrofām augu sabiedrībām” Latvijā un Baltijā, kas aizņem 1733,9 ha lielu platību (bez slēgtā un purvainā Diuņis kokta līča) jeb 37,8% no visas izpētes teritorijas platības, kā arī 84,6% no Eiropas Savienības un Latvijas aizsargājamo biotopu kopējās platības šajā teritorijā.

Viens no galvenajiem Sivera unikālo dabas vērtību pastāvēšanas garantiem ir tā tīrais un dzidrais ūdens. Saglabājoties labai ūdens kvalitātei, saglabāsies arī ezera unikālās dabas vērtības. Pēdējo 85 gadu laikā Siverā un tā krastos notikušas vairākas to unikālās dabas vērtības apdraudošas darbības, kas ir būtiski veicinājušas ezera eutrofikāciju un ievērojami samazinājušas retajām un aizsargājamajām augu un dzīvnieku sugām piemēroto biotopu platības. Galvenās no tām – ūdens līmeņa pazemināšana 1929. gadā, notekūdeņu ievadīšana ezerā no padomju laika fermām laika posmā starp 1965. un 1991. gadu, Būkštu purva noteces ūdeņu ievadīšana Siverā ap 1965. gadu, aptuveni puses ezera apkārtējo

platību nomeliorēšana laika posmā no 1960. līdz 2010. gadam. Mūsdienās nozīmīgākais ezeru piesārņojošais un tā unikālās dabas vērtības apdraudošais faktors ir biogēno elementu nokļūšana ezerā pa meliorācijas sistēmām no intensīvi apsaimniekotām lauksaimniecības zemēm un zivju dīķiem.

Lai saglabātu visā Eiropas mērogā unikālās, bet šobrīd nekādā juridiskā veidā neaizsargātās Sivera un Ārdava ezera ekosistēmas, pēc iespējas drīzākā laikā nepieciešams paplašināt dabas parka „Dridža ezers” teritoriju, iekļaujot tajā abus minētos ezerus ar apkārtējo teritoriju, kā arī blakus esošo Leja ezeru (līdz dabas parka „Cārmaņa ezers” robežai) ar līdzīgām zināmajām un potenciālajām dabas vērtībām. Paplašināto dabas parku „Dridža ezers”, kurā ietilptu arī dabas parks „Cārmaņa ezers” un dabas liegums „Ojatu ezers”, šādā skatījumā būtu nepieciešams pārdēvēt par Sauleskalna dabas parku. Vajadzības gadījumā šo paplašināto īpaši aizsargājamo teritoriju nākotnē varētu pārveidot arī par Sauleskalna nacionālo parku, kam tā pēc savām izcilajām dabas un nozīmīgajām kultūrvēsturiskajām vērtībām neapšaubāmi atbilst.

#### **Izmantotā literatūra:**

Andrušaitis G. (red.) 1998. *Latvijas Sarkanā grāmata. Retās un apdraudētās augu un dzīvnieku sugas. Bezmugurkaulnieki*. Rīga: LU Bioloģijas institūts, 4. sēj., 388.

Auniņš, A. (red.) 2013. *Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums*. Rīga: Latvijas Dabas fonds un Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 320.

Aleksejevs, Ē., Birzaks, J. 2012. *The current state of Coregonidae in the lakes of Latvia/ Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, Supplement 3:3-13*.

Bērziņš, B. 1938a. *Repša dzīve / Daba un zinātne*. Rīga, 6:178-181.

Bērziņš, B. 1938b. *Piezīmes par spārēm (Odonata)/ Daba un zinātne*. Rīga, 6:186.

Bērziņš, B. 1942. *Beitrag zur Kenntnis der Odonatenfauna Lettlands/ Folia Zoologica et Hydrobiologica*. Rīga, 11(2):329-350.

Bērziņš, B. 1943. *Die Morphometrie einiger Seen Lettlands/ Zinātniskie raksti. Matemātikas un dabas zinātņu fakultātes dabas zinātņu nodaļas sērija*. Rīga, 1(6):187-240.

Bružika, I. 2008. *Dabas parka „Dridža ezers” dabas aizsardzības plāns laika periodam no 2009. līdz 2019. gadam*. Daugavpils, 151.

- Eipurs, I. 1998. Sīvers/ *Enciklopēdija „Latvijas daba”*. Rīga, 5:102-103.
- Glazačeva, L. 2004. *Latvijas ezeri un ūdenskrātuves*. Jelgava, 176.
- Jankēvica, M., Šīre, J., Kokorīte, I., Kļaviņš, M. 2012. *Assesment of the sediment chemical quality in salmonid lakes in Latvia. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, Supplement 3:36-49.*
- Laganovska, R. 1957. *Latvijas PSR ezeru repsis – Coregonus albula (L.) un tā bioloģija/ Latvijas PSR ZA Vēstis*. Rīga, 3(116):83-95.
- Ozoliņš, V. 1932. *Latvijas ezeru skaits un platība. Folia Zoologica et Hydrobiologica*. Rīga, IV(1):61-67.
- Latvijas Valsts Meliorācijas pētniecības institūta (LVMPI) Sivera apsekojuma materiāli, 1973. Rīga.
- Plikšs, M., Aleksejevs, Ē. 1998. *Latvijas daba. Zivis*. Rīga (Gandrs), 304.
- PSRS Ministru padomes Galvenās ģeodēzijas un kartogrāfijas pārvaldes 1 : 10000 mēroga kartes, 1976 (1971. g. uzmērījums).
- Spuris, Z. 1953. *Par Latvijas PSR ezeru pamatbiotopu svarīgākajām dzīvnieku sugām un to izplatī/ Latvijas PSR ZA Vēstis*. Rīga, 9(74):67-82.
- Spuris, Z. 1954. *Dažas Latvijas PSR dienvidaustrumu ezeru faunas īpatnības/ Latvijas PSR ZA Vēstis*. Rīga, 3(80):79-84.
- Spuris, Z. 1956. *Strekozi Latvijской SSR (Стрекозы Латвийской ССР)*. Rīga, 96.
- Suško, U. 2008. *Najas tenuissima – a new macrophyte species in flora of the Baltic Countries/ Botanica Lithuanica*, 14(1):65-67.
- Suško, U. 2013. *Ārdava ezera un tā apkārtējās teritorijas dabas vērtību raksturojums saistībā ar smalkās najādas Najas tenuissima populācijas saglabāšanu tagad un nākotnē*. Rīga, 72.
- Vadzis, Dz. 1969. *Reliktās sānpeldes (Pallasea quadrispinosa) izplatība Latvijas PSR ezeros un tās zivsaimnieciskā nozīme/ Latvijas PSR ZA Vēstis*. Rīga, 5(262):80-85.
- www.ezeri.lv – biedrības „Latvijas ezeri” portāls.

**PELDOŠĀ MONITORINGA STACIJA KĀ PAMATS PASTĀVĪGAM  
HIDROBIOLOĢISKAJAM UN HIDROĶĪMISKAJAM MONITORINGAM  
ENGURES EZERĀ**

**Roberts ŠILINŠ**

*Engures ezera dabas parka fonds*

*\*e-pasts: eedp@inbox.lv*

Engures ezera hidrobioloģiskās un hidroķīmiskās īpatnības saistītas ar ezera izcelsmi – tas ir lagūnas tipa caurtekošs morfometriski eitrofs ezers, kura vidējais dziļums nepārsniedz 0.5 m. Engures ezera sedimenti kopumā ir viendabīgi - pamatā smalka, dūņaina smilts, kas sajaucas ar kaļķainiem hāru nogulumiem. Ļoti svarīgs ezera kā hidroekosistēmas komponents ir mieturaļģes, kas palīdz uzturēt ezera dzidrūdus stāvokli. Pagājušā gadsimta 90. gadu sākumā ievērojamās platībās mieturaļģes iznīkušas, atklājot dūņas, vai arī to vietu aizņēmuši dažādi iegremdētie ūdens augi (glīvenes *Potamogeton* spp., iegrimusī raglape *Ceratophyllum demersum*, parastie elši *Stratoites aloides*), kas liecina par paaugstinātu piesārņojumu ar biogēnajiem elementiem.

Engures ezera hidroekosistēma, tās struktūra un īpatnības galvenokārt ir pētītas vasaras veģetācijas periodā (Sprinģe *et al.* 2000, Briede *et al.* 2000, Sprinģe *et al.* 2007, Sprinģe *et al.* 2011). Lai gūtu pilnīgāku priekšstatu par hidroķīmisko parametru izmaiņām Engures ezerā visā bezledus periodā sasaistot tās ar meteoroloģisko parametru izmaiņām un ar mērķi turpināt jau iepriekš veiktos pētījumus 2014. gada rudenī ES LIFE fonda finansētā projekta LIFE COASTLAKE ietvaros tika uzbūvēta peldoša monitoringa stacija, kas tiks līdz 2015. gada pavasarim aprīkota ar DAVIS meteostaciju, kas veiks pastāvīgus meteoroloģisko parametru – gaisa temperatūras, atmosfēras spiediena, vēja stipruma un virziena mērījumus divas reizes diennaktī. Ūdens hidroķīmisko parametru mērīšanai uz monitoringa platformas tiks uzstādīta HANNA multiparametru zonde, kura tāpat kā meteostacija divas reizes diennaktī veiks ūdens hidroķīmisko parametru – temperatūras, pH, O<sub>2</sub>, nitrātu, elektrovadītspējas, duļķainības un sāļuma mērījumus. Papildus šiem agregātiem plānots uzstādīt arī automātisko ūdens līmeņa mērītāju, kas reizi diennaktī veiks ūdens līmeņa mērījumus. Visi iegūtie dati tiks uzkrāti datu logerī, no kura tie tālāk ar modēma palīdzību tiks nosūtīti uz datoru. Monitoringa stacija tiks novietota ezera centrālajā daļā blakus jūraskraukļu *Phalacrocorax carbo* kolonijai, bet to būs iespējams arī pārvietot uz jebkuru citu vietu ezerā ar motorlaivas palīdzību. Stacijas izveide

palīdzēs uzsākt ilglaicīgu pastāvīgu jūraskraukļu koloniju ietekmes novērtējumu uz ezera hidroķīmisko parametru izmaiņām un izvērtēt to lomu barības vielu ienesē Engures ezerā, jo šie putni pamatā barojas ārpus ezera Rīgas jūras līcī. Jūraskraukļu kolonija šajā vietā pastāv jau piecus gadus, bet pēdējos divos gados ligzdojošo īpatņu skaits ir strauji pieaudzis, un tajā pašā laikā arī tika novērotas būtiskas makrofitu veģetācijas izmaiņas. Stacija ir apgādāta ar autonomu elektrības ģeneratoru, kas nodrošina nepieciešamo strāvas jaudu stacijas apgaismojumam, aprīkojumam un apsildei. Turpmāk plānots uzstādīt arī saules baterijas, kas nodrošinātu stacijas aprīkojumu ar nepieciešamo strāvas jaudu gadījumos, kad netiek izmantots ģenerators un akumulatora baterijas. Vienlaikus uz platformas varēs atrasties, strādāt un nakšņot divi pētnieki. Paralēli hidroķīmiskajiem un hidrobioloģiskajiem pētījumiem būs iespēja staciju izmantot arī ornitoloģisko pētījumu veikšanai.

#### **Izmantotā literatūra:**

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.

Sprīģe 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.

Sprīģe G., Briede A., Druvietis I., Grinberga L., Konošonoka I., Parele E., Rodinovs 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.



# MIR INDEKSA (MACROPHYTE INDEX FOR RIVERS) IZMANTOŠANA LATVIJAS UPJU EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES NOTEIKŠANĀ

**Linda UZULE**

*Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte*

*\*e-pasts: uzule.linda@inbox.lv*

Ūdens ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai Latvijas upēs līdz šim izmantoti dažādi makrofītu indeksi: upju trofiju raksturojošie makrofītu indeksi (Mean Trophic Rank – MTR; Macrophytical Biological Index for Rivers – IBMR), kā arī saprobitātes indekss. Pamatojoties uz iepriekš veiktajiem pētījumiem, (PROJEKTS, 2008; Konošonoka, Kokorīte, 2014) par labāko metodi ūdens kvalitātes noteikšanai pēc makrofītiem, atzīta Polijā lietotā upju kvalitātes novērtēšanas metode, kuras pamatā ir MIR (Macrophyte Index for Rivers) (Szoszkiewicz *et al.*, 2010) indeksa aprēķināšana. Šī metode balstīta uz Lielbritānijā izstrādātās standartmetodikas principiem (Holmes *et al.*, 1999).

MIR indekss ir balstīts uz makrofītu sugu sastāvu un sastopamību. Tas tiek lietots, lai noteiktu tekošu ūdeņu eitrofikācijas pakāpi, un tiek aprēķināts pēc šādas formulas:

$$MIR = \frac{\sum (Li * Wi * Pi)}{\sum (Wi * Pi)} * 10$$

Li - sugas trofijas pakāpe (trophic ranking score) (1 – 10),

Wi – svērtā vērtība (weight value) (1-3),

Pi - sugas sastopamība (coverage) (1 – 9).

Katrai indikatorsugai ir piešķirta trofijas pakāpe, kas var būt amplitūdā no 1 līdz 10 (1 – piesārņotu ūdeņu sugas, 10 – tīru ūdeņu sugas). Katrai sugai ir piešķirta arī atbilstoša svērtā vērtība W, kas iekļaujas skalā no 1 (eiribiontas sugas - sugas ar plašu tolerances spektru) līdz 3 (stenobiontas sugas - sugas ar ļoti šauru toleranci).

Gaujas/Koivas projekta ietvaros (Gauja/Koiva, 2013), kurā viena no projekta sadaļām tika veltīta upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai par indikatororganismiem izmantojot makrofītus, tika pielietota modificēta Polijas upju novērtēšanas metode, kas adaptēta atbilstoši Igaunijas apstākļiem. Ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai tika izmantots MIR indekss, kurā iekļautas 93 indikatorsugas. Indikatoraugu saraksts nav identisks ar Polijas metodes indikatoraugu sarakstu. No saraksta izņemtas

tās makrofitu sugas, kas Igaunijā nav sastopamas, vairākām sugām izmainītas to bioindikatīvās vērtības, kā arī saraksts papildināts ar jaunām sugām.

Pētījumā izmantoti Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra (turpmāk tekstā LVĢMC) 2006., 2007., 2008. un 2013. gada monitoringa dati par 294 novērojumu vietām upēs, kurās noteikts makrofitu sugu sastāvs un sastopamība. Dati iegūti veģetācijas sezonas laikā – jūnijā, jūlijā un augustā. 2006. gadā monitorings veikts 29 novērojumu vietās, 2007. gadā - 105 vietās, 2008. gadā – 91 vietā, bet 2013. gadā – 69 novērojumu vietās. Kopumā LVĢMC no 2006. līdz 2013. gadam monitoringa ietvaros veicis makrofitu novērojumus 17 ritrāla tipa mazu upju posmos (R1), 3 potamāla tipa maza upju posmos (R2), 102 ritrāla tipa vidēji lielu upju posmos (R3), 85 potamāla tipa vidēji lielu upju posmos (R4), 5 ritrāla tipa lielu upju posmos (R5) un 82 potamāla tipa lielu upju posmos (R6).

Lai pārbaudītu Igaunijā adaptētā MIR indeksa saistību ar eitrofikācijas spiediena rādītājiem un pamatotu šī indeksa piemērotību izmantošanai Latvijas upju kvalitātes vērtēšanā, tika veikta Pīrsona korelācijas analīze starp MIR indeksu un eitrofikācijas spiediena rādītājiem -  $N_{kop}$ ,  $P_{kop}$ ,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  un  $P-PO_4^{3-}$  (skat. 1. tabulu). MIR indekss uzrāda statistiski būtisku saistību ar visiem biogēnajiem elementiem, izņemot  $N-NH_4^+$ . Pīrsona korelācijas analīze veikta programmā IBM SPSS Statistics 22.

1. tabula. Pīrsona korelācijas koeficienti starp MIR indeksu un eitrofikācijas spiediena rādītājiem.

	MIR	$P_{kop}$	$N_{kop}$	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	$P-PO_4^{3-}$
MIR	1						
$P_{kop}$	-,323**	1					
$N_{kop}$	-,301**	,252**	1				
$N-NH_4^+$	-,056	,371**	,014	1			
$N-NO_2^-$	-,314**	,415**	,715**	,327**	1		
$N-NO_3^-$	-,290**	,225*	,986**	-,045	,718**	1	
$P-PO_4^{3-}$	-,412**	,852**	,352**	,240**	,506**	,337**	1

Korelācija būtiska pie \*\*  $p < 0,01$

Korelācija būtiska pie \*  $p < 0,05$

Pēc veiktajiem pētījumiem un datu analīzes, Igaunijā adaptētais Polijas MIR indekss atzīstams par piemērotu Latvijas upju ekoloģiskās kvalitātes noteikšanā. To apliecina veiktās statistiskās analīzes, kurās MIR indekss uzrāda statistiski būtiskas saistības ar  $N_{kop}$ ,  $P_{kop}$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  un  $P-PO_4^{3-}$ .

Lai varētu aprēķināt MIR indeksu un līdz ar to noteikt upju ekoloģisko stāvokli lielākam upju skaitam, lauka pētījumu laikā nepieciešams noteikt pēc iespējas visas upēs augošās makrofitu sugas, kā arī sugas būtiski noteikt līdz sugas līmenim nevis līdz ģints līmenim.

Atsevišķiem upju tipiem – R1 (ritrāla tipa mazas upes), R2 (potamāla tipa mazas upes), R5 (ritrāla tipa lielas upes) datu apjoms ir pārāk mazs, lai raksturotu tipam atbilstošo makrofitu veģētāciju. Nepieciešams papildināt LVĢMC datu bāzi ar jaunām monitoringa vietām R1, R2 un R5 tipa upju posmos, lai iegūtu objektīvu vērtējumu par šo upju ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu, balstoties uz makrofitu sastāvu un sastopamību.

#### **Izmantotā literatūra:**

Gauja/Koiva, 2013 (autoru kolektīvs). *Final report on assessment of the quality status of the transboundary water bodies (coastal, lakes, rivers) in Gauja/Koiva river basin district*. Npublicēts materiāls.

Holmes, N. T. H., Newman, J. R., Chadd, J. R., Rouen, K. J., Saint, L., Dawson, F. H. 1999. *Mean Trophic Rank: A User's Manual*. Research & Development, Technical Report E38. Bristol, Environmental Agency.

Konošonoka, I., Kokorīte, I. 2014. *Priekšlikumu izstrāde virszemes ūdeņu bioloģiskās kvalitātes novērtēšanas metožu attīstībai*. Rīga.

PROJEKTS 2008 „*Virszemes ūdeņu ekoloģiskās klasifikācijas sistēmas zinātniski pētnieciskā izstrāde atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā prasībām*”. Tehniskā atskaite par 2008. gadu. LU 2009.

Szoszkiewicz, K., Zbierska, J., Jusik, S., Zgola, T. 2010. *Metodyka badań terenowych makrofitów na potrzeby rutnowego monitoringu rzek (Macrophyte survey manual for the purpose of river monitoring)*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznan.

# MAKROFĪTU VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS ĻOTI SEKLOS UN SEKLOS BRŪNŪDENS EZEROS LATVIJĀ

**Lauma VIZULE – KAHOVSKA**

*Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Iekšzemes ūdeņu nodaļa*

*\*e-pasts: lauma.vizule-kahovska@lvgmc.lv*

Saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes Ūdens struktūrdirektīvu 2000/60/EC līdz 2015. gadam visos Eiropas Savienības dalībvalstu, tai skaitā Latvijas, ūdensobjektos ir jāsasniedz vismaz labs ūdeņu ekoloģiskais stāvoklis (European Commission, 2000). Galvenais pamats ūdeņu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumam ir ūdeņu bioloģiskā kvalitāte, bet makrofīti ir vieni no bioloģiskās kvalitātes elementiem, kuri kā bioindikatoru tiek izmantoti ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai (Penning *et al.*, 2008), jo integrē informāciju par vides stāvokli vairāk kā viena veģetācijas perioda garumā un atspoguļo to caur taksonomisko sastāvu un sastopamību (Schaumburg *et al.*, 2004).

Pastāv dažāda ezeru klasifikācija, taču lai atbilstoši direktīvas 2000/60/EC prasībām novērtētu ūdensobjektu ekoloģisko kvalitāti, izmanto 10 ezeru ekoloģiskos tipus, kurus nosaka 19.10.2004. MK noteikumi Nr.858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”. Atbilstoši šai klasifikācijai Pērkonu, Sargovas, Babītes, Lielais Virānes ezers un Pakuļu HES ūdenskrātuve ir ļoti sekli brūnūdens ezeri ar augstu ūdens cietību, savukārt Viļakas, Marinzejas, Audzeļu, Juglas un Burtnieku ezers ir sekli brūnūdens ezeri ar augstu ūdens cietību.

Pētījumā tika izmantoti Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra monitoringa dati par 2013. gadu.

Kopumā pētāmajos ezeros ir sastopami 52 augstāko ūdensaugu taksoni. Visbiežāk sastopamās sugas, kas tika konstatētas visos 10 pētāmajos ezeros, ir *Nuphar lutea*, *Phragmites australis*, *Potamogeton perfoliatus* un *Scirpus lacustris*. Visplašāk pārstāvētā – ar 8 sugām, ir glīveņu dzimta Potamogetonaceae.

Pētāmajos ezeros tika konstatētas gan mezotrofiem, gan stipri eitrofiem ūdeņiem raksturīgas sugas. Lielajā Virānes ezerā tika konstatēta *Potamogeton praelongus*, Burtnieku ezerā – *Potamogeton gramineus*, abas ir mezotrofu ūdeņu indikatori. Babītes ezerā, Lielajā Virānes ezerā, Sargovas ezerā un

Burtnieku ezerā ir sastopamas mieturalģes Charophyceae – *Chara* spp. un *Nitella* sp. Vairākām Charophyceae dzimtas sugām ir augstas prasības pret ūdens kvalitāti, tādēļ to esamība norāda uz antropogēni maz ietekmētiem apstākļiem. Savukārt *Potamogeton pectinatus*, kas atzīmējama kā izturīga pret stipru piesārņojumu, kā arī eitrofiem ūdeņiem raksturīgās *Ceratophyllum demersum* un *Myriophyllum spicatum* ir pret barības vielām prasīgas sugas, kas eitrofikācijas procesu rezultātā Eiropas ūdeņos ir nomainījušas lēni augošos izoetīdus un harofītus (Sand – Jensen *et al.*, 2000). Tomēr jāņem vērā, ka ezers ir jāvērtē kompleksi – vienas indikatorsugas esamība nevar liecināt par mezotrofu vai tieši pretēji - hipereitrofu ezera stāvokli. Jāpiemin, ka Burtnieku un Marinzejas ezerā ir sastopama Latvijā invazīva suga *Eloдея canadensis*.

Augstākais sugu skaits (26) tika novērots Pērkonu ezerā, savukārt zemākais - Sargovas ezerā (12) un Juglas ezerā (13). Svarīgi ir atzīmēt, ka zems sugu skaits ne vienmēr norāda uz pazeminātu ezera kvalitāti, jo vispārīgi sugu daudzveidība/bagātība ir augstāka mezotrofos un eitrofos apstākļos, bet zemāka barības vielām nabadzīgos oligotrofos un distrofos, kā arī barības vielām pārbagātos – hipereitrofos apstākļos (Penning *et al.*, 2008).

Kopējais makrofitu sugu skaita sadalījums pētāmajos ezeros atbilstoši Arber (1920) un Sculthorpe (1967) klasifikācijai, kas balstīta uz makrofitu piestiprināšanās veidu (Wetzel, 1983), ir sekojošs – virsūdens makrofīti (22 sugas), iegrimušie makrofīti (19), brīvi peldošie makrofīti (7) un peldlapu makrofīti (4). Visbiežāk sastopamie virsūdens makrofīti ir *Phragmites australis* un *Scirpus lacustris*, iegrimušie makrofīti - *Potamogeton perfoliatus* un *Potamogeton lucens*, brīvi peldošie makrofīti – *Hydrocharis morsus – ranae* un *Ceratophyllum demersum*, peldlapu makrofīti - *Nuphar lutea* un *Nymphaea candida*.

Vairumā gadījumu, izņemot Babītes, Lielajā Virānes un Juglas ezerā, pēc sugu skaita dominējošais ezerā ir virsūdens makrofitu augājs, kas veido apmēram pusi no kopējā ezera sugu skaita. Procentuāli lielākais virsūdens makrofitu sugu skaits (71% no kopējā sugu skaita), tika konstatēts Audzeļu ezerā. Iegrimušo un virsūdens makrofitu sugu skaita attiecība ir līdzīga Babītes ezerā (attiecīgi 33% un 29%), Burtnieku ezerā (38% un 42%) un Juglas ezerā (38% un 23%), bet Lielajā Virānes ezerā pēc sugu skaita dominē iegrimušie augi, kas veido 53% no kopējā sugu skaita ezerā. Savukārt Babītes ezerā un Juglas ezerā, salīdzinot ar pārējiem ezeriem, ir procentuāli lielāks brīvi peldošo makrofitu sugu skaits (attiecīgi 29% un 23%). Jāatzīmē, ka makrofitu ekomorfoloģisko grupu sastopamība norāda

arī uz ezera stāvokli. Eitrofiem ūdeņiem ir raksturīgas blīvas brīvi peldošo augu audzes, ko veido, piemēram, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*.

Maksimālais makrofitu sastopamības dziļums svārstās no 0,5 līdz 3 m ļoti seklos ezeros, un no 0,8 līdz 3 m seklos ezeros. Vidējais maksimālais makrofitu sastopamības dziļums ļoti seklos ezeros ir 1,6 m un seklos ezeros – 1,8 m, bet iegrimušo makrofitu sastopamības dziļums – 1,4 m ļoti seklos ezeros un 1,6 m seklos ezeros. Kaut arī iegrimušie makrofīti parasti ir visdziļāk sastopamā makrofitu grupa, zemais iegrimušo makrofitu skaits un zemāks sastopamības dziļums kā makrofitu veģetācijai kopumā, pētāmajos ezeros ir likumsakarīgs. Makrofitu eksistence ir primāri atkarīga no minimālajām prasībām pret gaismu, tādēļ gaismas pieejamība ir viens no galvenajiem limitējošiem faktoriem, kas nosaka makrofitu izplatību dziļumā (Sand-Jensen, Madsen, 1991). Brūnūdens ezeros humusvielas samazina gaismas iespiešanās efektivitāti, līdz ar to samazinās ūdens caurredzamību, kas savukārt samazina gaismas pieejamību iegrimušajiem makrofītiem (Kirk, 1994).

Maksimālais dziļums, kādā ir sastopami iegrimušie makrofīti, ir 3 m - Sargovas, Burtnieku un Lielajā Virānes ezerā. Burtnieku ezerā un Sargovas ezerā visdziļāk sastopamā suga ir *Potamogeton lucens*, bet Lielajā Virānes ezerā – mieturaļģes *Chara* sp. un *Nitella* sp., kā arī *Potamogeton pectinatus*. Makroskopiskajām aļģēm līdzās ūdens sūnaugiem ir vismazākās prasības pret gaismas daudzumu (Markarger, Middelboe, 1997), tādēļ tie visbiežāk ir visdziļāk sastopamie augi.

#### **Izmantotā literatūra:**

European Commission. 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/00 REV 1, Luxembourg.

Kirk, J.T.O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, Second Edition*, Cambridge University Press.

Markarger, S., Middelboe, A. L. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*. 37, 553-568.

Penning, E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., Van Den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N., Ecke, F. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology*. 42, 253 – 264.

Sand – Jensen, K., Madsen, T.V. 1991. Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. *Journal of Ecology*.79:749 – 764.

Sand – Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O., Larsen, S.E. 2000. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology*. 88, 1030 – 1040

Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., Schmedtje, U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34, 302-314.

Wetzel, R. G. 1983. *Limnology, 2nd Edition*. Saunders College Publishing.

## ATLANTIJAS STORES (*ACIPENSER OXYRINCHUS*) RESURSU PAPILDINĀŠANAS REZULTĀTI PIRMAJĀ GADĀ PĒC IZLAIŠANAS

Mārcis ZIŅĪS<sup>1\*</sup>, Ruta MEDNE<sup>1,2</sup>, Santa PURVIŅA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts „BIOR”, Zivju resursu pētniecības departaments, Daugavgrīvas iela 8, Rīga, LV-1007, Latvija

<sup>2</sup> Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Veterinārmedicīnas fakultāte, Helmaņa iela 8, LV-3004, Latvija

\*e-pasts: marcis.zingis@bior.lv

### Ievads

Store ir anadromā (migrējošā) zivju suga, kura bieži bija sastopama Baltijas jūrā un Baltijas reģiona valstu upēs līdz 19.gs. beigām. Antropogēnās ietekmes rezultātā Eiropas upes un piekrastes ūdeņi, gandrīz zaudēja šo vērtīgo zivju sugu. Atlantijas stores (*Acipenser oxyrinchus* spp. *oxyrinchus*, *Mitchill*, 1815) izzušanas cēloņi bija gan lielā nozveja, gan arī industriālā revolūcija, kam sekoja vides piesārņojums un dabisko nārsta vietu nepieejamība sakarā ar hidroelektrostaciju dambju būvniecību un upju gultņu pārveidošanu (.Nordheim, 2002; Kirschbaum, 2002).

Šai sugai Baltijas reģionā pašreprodukcijas iespējas ir ļoti zemas. Tāpēc ir nepieciešama tās mākslīga pavairošana, audzēšana un izlaišana, jo tikai šādā veidā būs iespējama iespēju robežas ātra un veiksmīga dabisko storu resursu atjaunošana (Kirschbaum, 2002; Gessner, u.c., 2007).

Vairāk, kā pirms 15 gadiem storu aizsardzība un resursu pavairošana Eiropā ir kļuvusi par svarīgu starptautisku jautājumu. Pirmās valstis darbu pie Baltijas jūras storu pavairošanas ir veikušas Vācija un Polija, kas jau no 2006. gada ir uzsākušas storu mazuļu ielaišanu dabiskajās ūdenskrātuvēs Vislā un Odrā (Gessner, 2007). Vēlāk storu dabisko resursu krājumu pavairošanā iesaistījās Lietuva, ielaižot zivju mazuļus Nemunas upes baseinā (Pilinkovskij, u.c., 2014).

Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts "BIOR" storu resursu papildināšanu uzsāka 2013. gadā.

### Materiāls un metodika

Lai 2013. gadā izlaistu storu divvasaru mazuļus, 2012. gada vasarā institūta zivju audzētava "Tome" iegādājās divarpus mēnešu vecus mazuļus ar vidējo svaru 1,7g, bet otrajā gadā (2013.) divu nedēļu vecus mazuļus ar vidējo svaru 0,2g. Iegādātie storu mazuļi bija pilnībā pārgājuši uz eksogēno



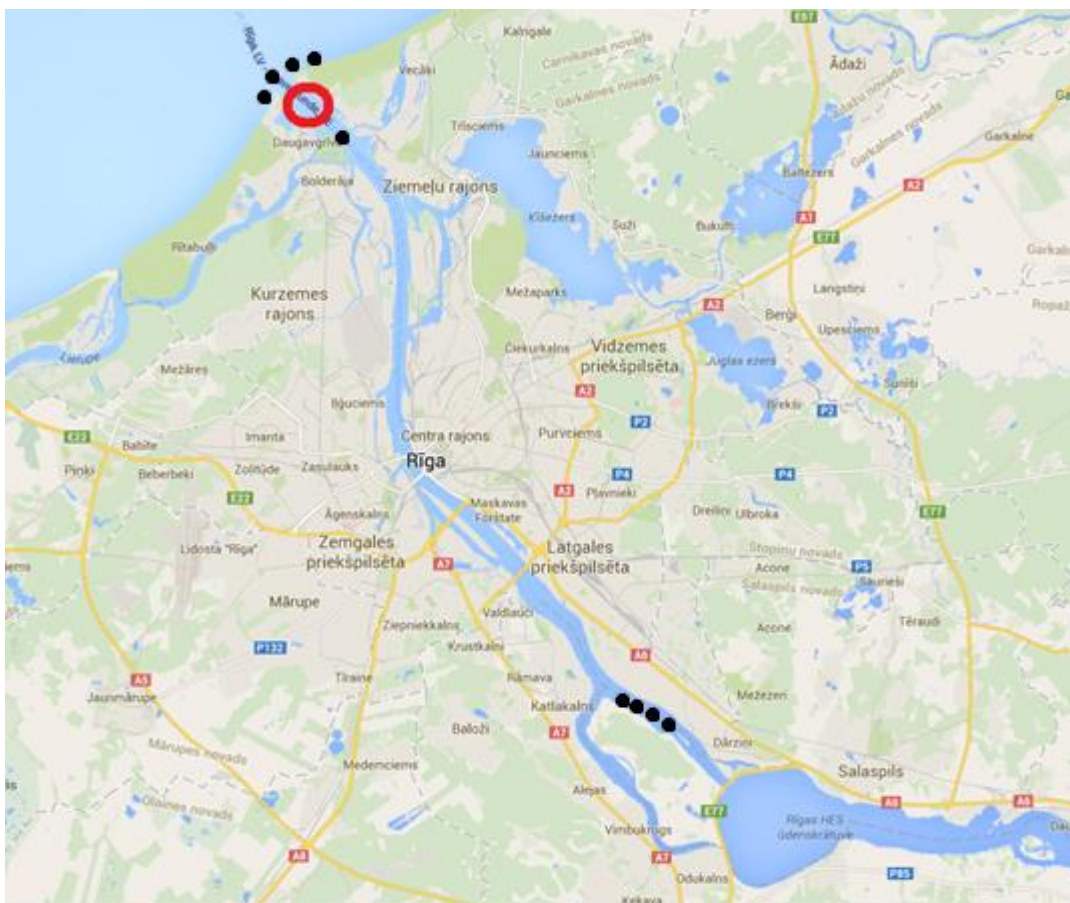
barošanas, un to ēdināšanai tika izmantota komerciāli ražotā barība storēm, izvēloties vecumam atbilstošu granulu izmēru un barības daudzumu.

Zivis tika audzētas baseinos caurplūdes sistēmā, izmantojot Daugavas ūdeni, kas iegūts no Ķeguma HES ūdenskrātuves. Ūdens temperatūras režīma sezonālās svārstības bija no 22°C jūlijā līdz 10 °C oktobrī. Kad ūdens temperatūra pazeminājās līdz 10°C, zivis tika pārvietotas uz audzēšanas baseiniem recirkulācijas sistēmā, kur izmanto ūdeni no Sprinčupes avotiem. Minētajā audzēšanas sistēmā ūdens temperatūra visu ziemu svārstās no 8 līdz 10°C. Pavasarī, kad Daugavā ūdens sasila līdz 10°C, storu mazuļus pārvietoja atpakaļ uz caurplūdes audzēšanas sistēmu. Šāds temperatūras režīms ziemošanas periodā tika piemērots tikai pirmajā audzēšanas gadā, nākamajos gados, tās tiek audzētas dabiskā temperatūras režīmā, kurš ziemā pazeminās līdz 0,3 °C.

Iezīmēto storu migrāciju izpēte ir balstīta uz zīmīšu atguvumu analīzi. Informācija par iezīmētajām zivīm (svars, garums, nozvejas vieta, zīmītes numurs) tika saņemta no zvejniekiem. Gadījumos, ja store zvejas rīkos bija dzīva, tā tika atlaista.

## **Rezultāti**

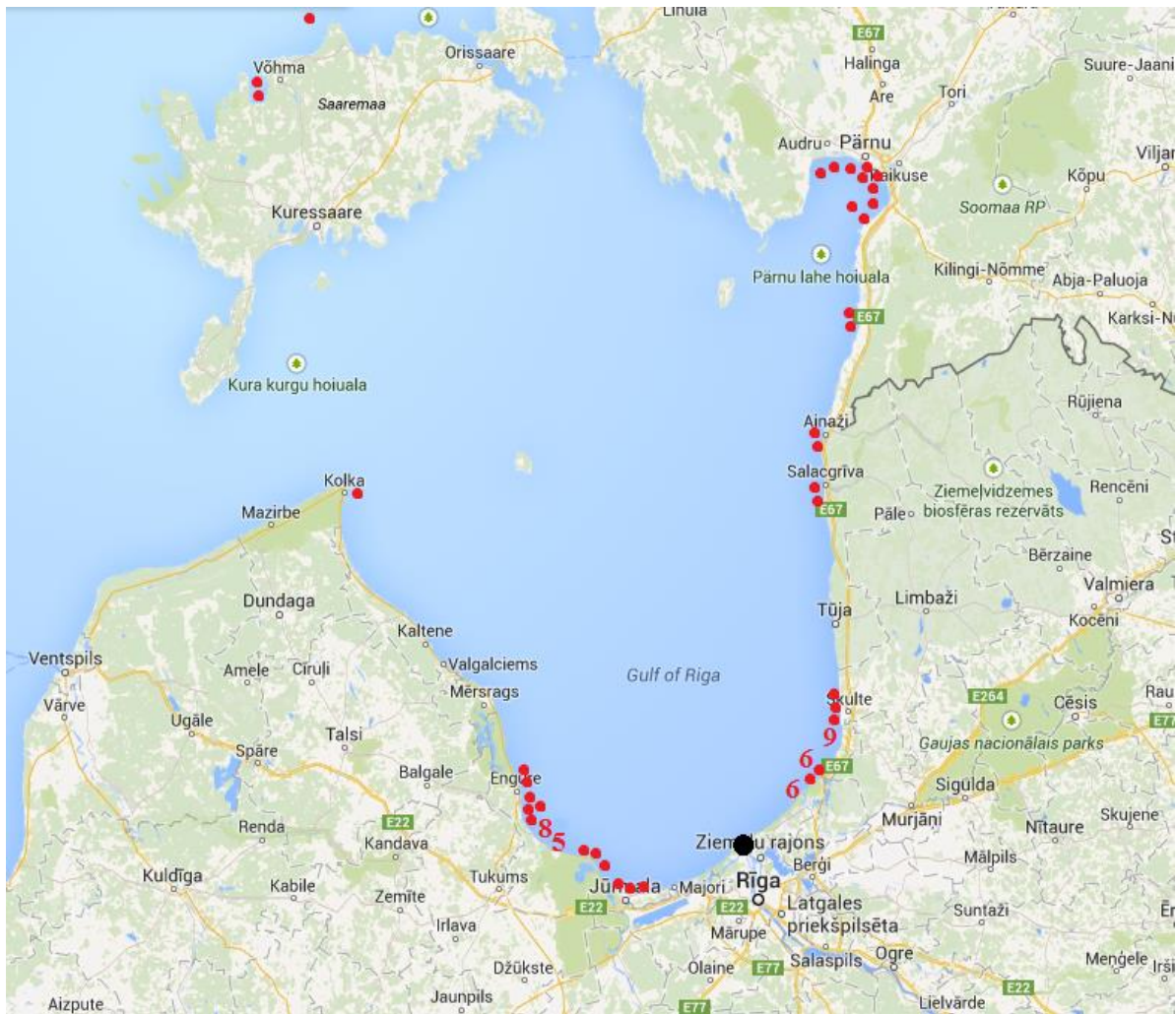
Pirmajā gadā pēc zivju ielaišanas tika saņemta informācija par 71 stores noķeršanas gadījumu, kas ir 4,73% no visām pirmajā gadā ielaistajām iezīmētajām zivīm. Analizējot pirmajā gadā iegūto informāciju, redzams, ka pirmajās dienās pēc ielaišanas daļa storu mazuļu aizpeldēja pret straumi uz Daugavas Rīgas HES aizsprostu (1. att.), pārējās stores kādu laiku uzturējās izlaišanas vietā vai devās uz jūru.



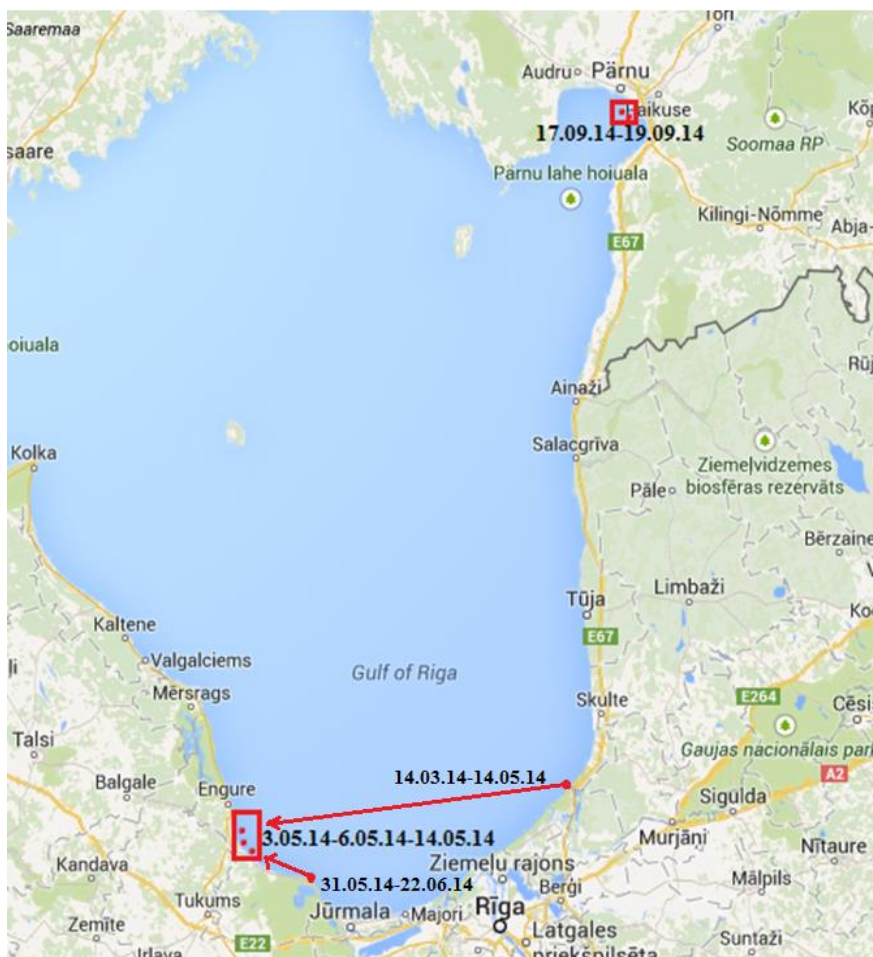
1. attēls. Storu noķeršanas vietas pirmajos mēnešos pēc to izlaišanas (2013. gada septembris, oktobris).  
*Aplis - izlaišanas vieta; punkti - storu noķeršanas vietas.*

Ziemas periodā (novembris-februāris) informācija par noķeršanas gadījumiem netika saņemta, kas ir izskaidrojams ar zvejas aktivitāšu samazināšanos.

Ziemā storu mazuļi bija atstājuši Daugavu un jau martā un aprīlī bija sasnieguši Saulkrastus, Salacgrīvu un pat Pērnavas līci. 2014. gada vasarā saņemtā informācija liecināja par to, ka stores pamatā izplatījās Rīgas jūras līča austrumu piekrastē līdz Pērnavas līcim, rietumu piekrastē līdz Kolkai, kā arī ziemeļos starp Sāremā un Hījumā salām (2.att.). Pirmajā gadā pēc izlaišanas 95,8% storu palika Rīgas jūras līcī un 4,2% bija izgājuši ārpus tā, galvenokārt ziemeļu virzienā.



2. attēls. Storu noķeršanas vietas pirmajā gadā pēc to izlaišanas.



3.attēls. Atkārtoti vienas zivs noķeršanas gadījumi.

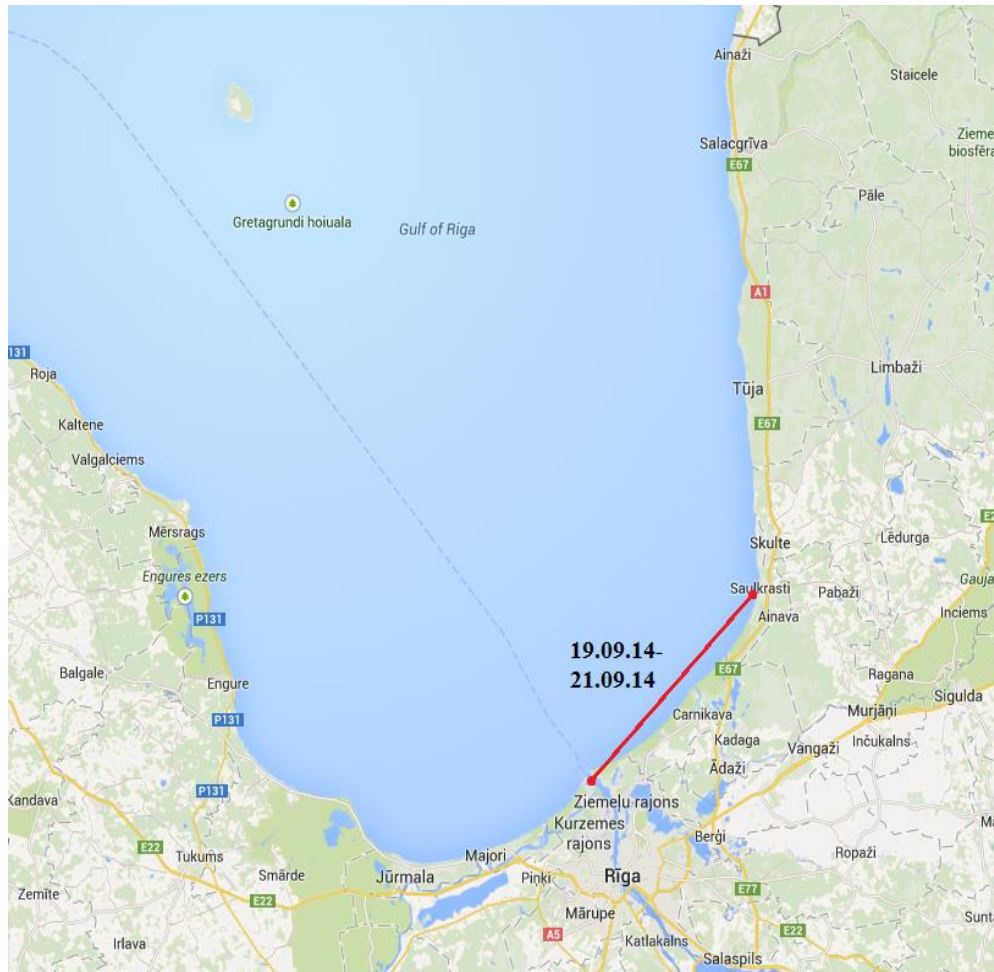
Pirmā gada zīmīšu atgūvumi norāda, ka stores neveic tālas migrācijas, bet pārvietojas no viena barošanās apvidus uz nākamo. To apstiprina četri storu atkārtotie noķeršanas gadījumi (3. att.). Trijos gadījumos viena un tā pati store tika noķerta divas reizes, bet vienā gadījumā trīs reizes ar dažādiem laika intervāliem: no divām dienām līdz diviem mēnešiem starp abām nozvejām (3.att.).

Vienā gadījumā store tika noķerta austrumos no izlaišanas vietas, bet atkārtoti pēc diviem mēnešiem tika noķerta rietumos, kas liecina par iespējamiem barošanās areāla meklējumiem tuvākajā apkārtnē neatkarīgi no virziena.

Izlaisto zivju vidējais svars bija 250 g, pēc saņemtās informācijas to svars bija pieaudzis no 450 g līdz 960 g. Zivju svara pieaugums 2-4 reizes liecina par labu barības bāzi dabiskos ūdeņos un to, ka stores ir labi piemērojušās vietējiem apstākļiem. No visiem noķeršanas gadījumiem 38 stores tika

atlaistas (54%), 25 gadījumos tās gāja bojā zvejas rīkos (35%) un 8 gadījumos to liktenis palika nezināms.

Otrajā gadā ielaisto storu mazuļu daļa pirmajā mēnesī līdzīgi kā iepriekš pārvietojās pret straumi uz HES aizsprostu un daļa izgāja jūrā. Divas zivis divas dienas pēc izlaišanas tika noķertas 30 km tālu no izlaišanas vietas Rīgas līcī pie Saulkrastiem (4. att.).



4. attēls. Divu storu migrācija pēc izlaišanas 17.09.2014.

### Secinājumi

Pirmās dienas pēc ielaišanas stores pavada izlaišanas vietā vai migrē pret straumi līdz Rīgas HES aizsprostam, bet pirmo jūras gadu pavada Rīgas līcī.

Zivju svara pieaugums liecina par labu barības bāzi un veiksmīgu adaptāciju dabiskos ūdeņos.

### **Izmantotā literatūra:**

Nordheim, H.v. 2002. *International Workshop on Species Differentiation and Population Identification in the Sturgeons, Foreword.*

Kirschbaum, F., Ludwig, A., Hesel, E., Wurtz, S., Kloas, W., Williot, P., Tiedemann, R., Arndt, G., Anders, E., Nordheim, H.v., Gessner, J. 2002. *Status of the Project on Protection and Restoration of Atlantic Sturgeon in Germany.*

Gessner, J., Arndt, G., Ludwig, A., Kirschbaum, F. 2007. *Remediation of Atlantic Sturgeon in the Baltic Sea: Background, Status, and Perspectives.*

Pilinkovskij, A., Butkauskas, D., Stakenas, S. 2014. *Ecological and Genetic Monitoring of Sharp-nosed Sturgeon (Acipenser oxyrinchus Michill L.) Restoring Natural Population.*





©Latvijas Universitāte. 2015