

LATVIJAS UNIVERSITĀTE

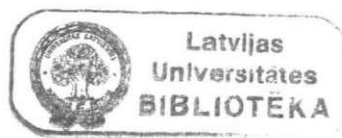
ANDA IKAUNIECE

**RĪGAS LĪČA UN BALTIJAS JŪRAS ZOOPLANKTONA
DAUDZGADĪGĀ DINAMIKA UN TO KONTROLĒJOŠIE
VIDES FAKTORI**

PROMOCIJAS DARBS BIOLOĢIJAS DOKTORA GRĀDA IEGŪŠANAI
(hidrobioloģijas apakšnozarē)

RĪGA

2005



SATURS

1. Ievads	3.lpp.
2. Literatūras apskats	4.lpp.
3. Darba mērķis un uzdevumi	16. lpp.
4. Materiāli un metodika	17.lpp.
4.1. Pētījumu rajoni	17.lpp.
4.2. Zooplanktona paraugu ievākšana un apstrāde	21.lpp.
4.3. Vides faktoru datu bāzes un datu statistiskā apstrāde	25.lpp.
4.4. Zooplanktona datu statistiskā apstrāde un analīze	26.lpp.
5. Rezultāti	28.lpp.
5.1. Zooplanktona cenozes daudzgadīgā dinamika Rīgas līča atklātajā daļā un Baltijas jūras Gotlandes ieplakas austrumu daļā	28.lpp.
5.2. Zooplanktona cenozes daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē	37.lpp.
5.3. Kladocecas <i>Bosmina longispina</i> dzīves cikls un dinamika Rīgas līcī	51.lpp.
6. Rezultātu analīze	54.lpp.
6.1. Zooplanktona daudzgadīgā dinamika Rīgas līča atklātajā daļā un Baltijas jūras Gotlandes ieplakas austrumu daļā	54.lpp.
6.2. Zooplanktona daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē	59.lpp.
6.3. Kladocecas <i>Bosmina longispina</i> dzīves cikls un dinamika Rīgas līcī	63.lpp.
Secinājumi	67.lpp.
Literatūras saraksts	70.lpp.
Publicēto darbu saraksts	82.lpp.

1. IEVADS

Zooplanktona organismiem jūru ekosistēmās ir vairākas lomas – kā barības patērētāji tie maina citu planktona grupu daudzumu un sugu struktūru, barojoties un pārstrādājot barību, iespaido barības vielu apriti, kā barības avots nosaka lielāko vēžveidīgo un zivju attīstību un vairošanās sekmes.

Latvijas jūras daļa veido Latvijas videi svarīgas ekosistēmas, tāpēc gan to aizsardzība, gan resursu ilgtspējīga izmantošana ir nozīmīgs uzdevums Latvijas vides politikas sistēmā. Baltijas jūrā un Rīgas līcī 20. gadsimta laikā notikušas nozīmīgas izmaiņas – mijiedarbojoties dabiskajiem faktoriem un cilvēka darbības rezultātiem, gadsimta otrajā pusē salīdzinoši lielā ātrumā pieauga barības vielu koncentrācijas, eitrofikācijas procesā mainījās jūrā dzīvojošo organismu daudzums un sugu sadalījums, kam 1990. gados sekoja barības vielu satura relatīvi krass kritums. Lielāka mēroga klimata izmaiņas izpaudās kā temperatūras paaugstināšanās ziemās, kas veicināja arī jaunu invazīvo sugu parādīšanos un izplatīšanos jūras ekosistēmā. Kaut arī zināšanu daudzums par jūras procesiem pēdējos 30 gados ir ievērojami pieaudzis, joprojām aktuāls ir jautājums par biotas, tai skaitā arī planktona cenožu reakciju, pielāgojoties notiekošajām izmaiņām, kuru izpausmes nākotnē tomēr nav viennozīmīgi prognozējamas. Principā pelagisko cenožu kvalitatīvo un kvantitatīvo struktūru nosaka abiotisko vides faktoru mijiedarbība kopā ar barības nodrošinājumu un producentu-konsumentu attiecībām. Svarīgi ir precīzi izprast katra abiotiskā faktora lomu, barības ietekmi un iespējamo attīstības limitēšanu, kā arī starpsugu attiecības, it sevišķi ņemot vērā jauno sugu parādīšanos. Nākošais posms ir izprasto procesu kvantificēšana. Zooplanktons kā planktona cenozes elements pelagiskajā ķēdē nodrošina faktiski vienīgo sasaisti starp pirmējiem producentiem un pelagiskajiem konsumentiem. Zooplanktona organismi, pateicoties plašajam barošanās spektram - spējai izmantot uzturā gan lielas fitoplanktona šūnas, gan sīkus vicaiņus, saista tradicionālo barības ķēdes modeli ar mikrobiālo ķēdi. Tādējādi tiek nodrošināta enerģijas plūsma uz augstākiem trofiskiem līmeņiem, kā arī reģenerēto barības vielu atgriešanās pie pirmējiem producentiem un baktērijām.

Ekosistēmas dinamikas novērtēšanā neaizvietojami ir daudzgadīgie sistemātiskie novērojumi, kuru rezultāti veido darba pamatu. Ilgtermiņa vides novērošana dod iespēju iegūt patiesu ekosistēmas struktūras un tās dabiskās variācijas ainu, kaut arī nesniedz momentānu informāciju par izmaiņām populāciju

līmenī. Tāpat vairāku gadu apsekojumi ir nepieciešami, lai atklātu ilglaicīgu izmaiņu tendences.

Darbā liela uzmanība pievērsta vides un planktona cenožu saistības noskaidrošanai līča piekrastes zonā, jo, kalpojot kā sauszemes un atklāto jūras rajonu starpreģionam, piekrastē nonāk ievērojamas barības vielu, kā arī piesārņojošu savienojumu koncentrācijas, kas var negatīvi ietekmēt planktona organismu attīstību. Piekrastes rajoni un tos apdzīvojošie organismi arī pirmie līcī reaģē uz klimatisko parādību iedarbību.

Rīgas līcim kā iesāļūdens baseinam raksturīgs neliels sugu skaits, tāpēc izmaiņas kaut vai vienas sugas skaitliskajos parametros var būtiski ietekmēt pārējos ekosistēmas posmus. Tādēļ vienas sugas ekoloģijas – šajā darbā cenzē vasarās dominējošās sugas *Bosmina longispina* - sīkaka izpēte dod iespēju labāk izprast vides un citu sugu mijiedarbību.

Promocijas darbu, kas izstrādāts laikā no 1993. līdz 2004. gadam, veido sešas nodaļas – “Ievads”, “Literatūras apskats”, “Darba mērķis un uzdevumi”, “Materiāli un metodes”, “Rezultāti”, “Rezultātu analīze”. Galvenie darba rezultāti apkopoti “Secinājumos”. Citētie darbi (158 avoti) apkopoti literatūras sarakstā.

2. LITERATŪRAS APSKATS

Zooplanktona daudzumu un izvietojumu ietekmē vai nu lejupejošā kontrole (top-down), ko veic zooplanktona konsumenti vai arī augšupejošā kontrole (bottom-up) – barošanās resursu pieejamība (McQueen et al., 1986). Abu kontroles veidi var arī viens otru nomainīt un tos dažādās dimensijās ietekmē hidroloģiskie faktori. Saldūdens ekosistēmās konstatēts, ka augšupejošā kontrole visspēcīgāk izpaužas barības ķēdes sākumā un katrā augšupejošā pakāpē tās nozīme mazinās. Arī lejupejošajai kontrolei vislielākā nozīme ir barības ķēdes noslēguma posmā, kas krītas ar katru nākošo lejupejošo posmu. Abu kontroles veidu mijiedarbība atkarīga no ūdens baseina trofiskuma, eitrofos ūdeņos lielāka nozīme lejupejošajai, gan tikai līdz zooplanktonam (McQueen et al., 1986). Saldūdens ekosistēmās arī uzskatāmi pierādīts, ka lejupejošā kontrole, t.i., zivju barošanās būtiski ietekmē zooplanktona sugu un izmēru grupu sastāvu (Brooks & Dodson, 1965). Organismu izmēri tiek minēti kā viens no faktoriem, kāpēc tie ir vai nav zivju barības sastāvā, tomēr konsumentu barības izvēle balstās arī uz organismu daudzumu un pieejamību – liela

izmēra vēžveidīgo saturs zivju barībā ir augsts, ja to absolūtais skaits ir liels (Rajasilta & Vuorinen, 1983). Jūru ekosistēmās lejupejošā kontrole var arī neizpausties, ja zemāko barības ķēdes posmu produktivitāte ir ļoti augsta (Nielsen & Munk, 1998) vai, piemēram, zooplanktona populācijā eksistē kanibālisms (Uye & Liang, 1998).

Augšupejošās kontroles izpausmes ir barības daudzuma un kvalitātes limitācija, kas visizteiktāk novērojama saldūdens ekosistēmās. Sugas iespējas dzīvot un vairoties nosaka spēja izmantot pieejamos resursus un resursu trūcumam piemērots dzīves cikls (Walz, 1995). Pieejamās barības koncentrācija var ietekmēt sugas īpatņu izmērus efektīvai enerģijas izmantošanai (Stemberger & Gilbert, 1987), kā arī nākamās paaudzes dzīvotspēju (Kirk, 1997; Uriarte et al., 1998). Pielāgošanās veidi ir dažādi, piemēram planktona vēžveidīgo sugas spēj mainīt barošanās tipu no specializētāka uz plašāku (Boyd et al., 1980), kas arī izskaidro baktēriju un sestona kā barības objektu vienlīdz lielo nozīmi ar aļģēm (Wylie & Currie, 1991; Hwang & Heath, 1999; Sommer et al., 2000). Fitoplanktona kā barības kvalitāti savukārt lielā mērā nosaka pieejamo neorganisko barības vielu koncentrācija un gaismas daudzums (Scheuerell et al., 2002). Svarīgs ir aļģu sugu sastāvs un biomasa, lielāks barībā izmantoto sugu skaits nodrošina labāku organismu apgādi un ietekmē nākošos barības ķēdes posmus (Andersson et al., 2003). Ilgu laiku par vērtīgāko barības avotu uzskatīto kramaļģu nozīme (Legendre, 1990; Koski et al., 1998) tiek pārvērtēta, jo kramaļģes spēj izraisīt arī vairākus negatīvus efektus, piem., pārtraukt vēžveidīgo embrionālo attīstību (Uye, 1996).

Savukārt ilgstoša barības vielu pārpilnība un attiecīga fitoplanktona biomasas intensīva palielināšanās (= eitrofikācija) var izmainīt zooplanktona sugu sastāvu vai sugu attiecības populācijā. Ir konstatēta liela izmēra airkājvēžu izzušana, jo būtiski mainījies fitoplanktona sugu un izmēru spektrs, toties pieaudzis maza izmēra *Copepoda* daudzums. Ievērojami samazinās kopējā cenozes biomasa un vienlaikus - planktonēdāju zivju skaits (Uye, 1994). Saldūdens ekosistēmās eitrofikācijas sekas izpaužas kā *Calanoida* daudzuma samazināšanās pret *Cyclopoida* pieaugumu, arī ietekmējot dažādus barības ķēdes posmus (Adrian, 1997). Vēl viens eitrofikācijas efekts ir potenciāli toksisko sugu, t.sk. ciānbaktēriju proporcijas pieaugums fitoplanktona biomasā. Vairākas ciānbaktēriju sugas producē toksīnus, kas var inhibēt dažādus organismu dzīvības procesus. Zooplanktona taksonomisko grupu un sugu reakcija uz ciānbaktēriju klātbūtni ir variabla, atkarībā no baktēriju sugas un koncentrācijas. Konstatēta gan *Rotatoria* vairošanās pārtraukšana (Gilbert, 1994;

Gilbert & Schreiber, 1998), gan normāls patēriņš kopā ar citām fitoplanktona sugām *Copepoda* un *Cladocera* grupās (Schaffner et al., 1995; Meyer-Harms et al., 1999; Pel et al., 2003). Noskaidrots, ka *Calanoida* sugām ciānbaktērijas var kalpot kā papildus diētas elements, lai nodrošinātu olu produkciju (Schmidt & Jónasdóttir, 1997), un toksīni negatīvi neietekmē arī olu attīstību un izdzīvošanu (Reinikainen et al., 2002). Izvairīšanās no ciānbaktēriju toksiskās iedarbības drīzāk pamatojas uz ķīmiskas dabas aizsardzību, it sevišķi airkājvēžiem, nekā baktēriju morfoloģiskajām īpašībām (Dutz, 1998; Kurmayer & Jüttner, 1999).

Zooplanktona, tā barības bāzes un planktonēdāju izvietojumu būtiski ietekmē arī klimatiskie un vides apstākļi. Klimata variēšana maina fitoplanktona attīstības laiku un intensitāti atkarībā no ūdens slāņa stratifikācijas, iespaido straumju virzienus un tādējādi arī zooplanktona izvietojumu un sugu sastāvu (Stemberger et al., 1996; Planque & Taylor, 1998; Valdès & Moral, 1998; Bonnet & Frid, 2004; Isla & Anadón, 2004). Baseinu hidroloģisko īpatnību dēļ kombinācijā ar eitrofikācijas ietekmi ūdens slāņa apakšējā daļā mēdz ievērojami pazemināties skābekļa koncentrācija, kas negatīvi ietekmē zooplanktona organismu izdzīvošanu un attīstību (Kuosa, 1989; Roman et al., 1993). Savukārt gaismas daudzuma izmaiņas gada laikā nosaka dažu *Copepoda* dzīves ciklu - pāreju uz ilgolu produkciju, lai izvairītos no nelabvēlīgiem vides apstākļiem (Chinnery & Williams, 2003).

Zooplanktona organismi ir iesaistīti gan barības vielu – oglekļa, slāpekļa un fosfora, gan arī mikroelementu apritē jūras ekosistēmā. Airkājvēžu producētās fekālās kapsulas grimstot pārnes daļu barības vielu uz dziļākiem ūdens slāņiem un grunti. Organismu metabolisma rezultātā izdalās amonijns, kas pēc oksidācijas tiek asimilēts fitoplanktonā (Hays et al., 1997; Mauchline, 1998). *Copepoda* barošanās ar lielām fitoplanktona šūnām ir relatīvi neefektīva, zaudējot līdz 49% no uzņemtā oglekļa (Møller et al., 2003) un tādējādi to padarot pieejamu mikrobiālai barības ķēdei. Fekālās kapsulas un zooplanktona ekskrecija ir galvenie ceļi arī mikroelementu – dažādu metālu – reģenerācijai ūdenī (Wang et al., 1996; Xu & Wang, 2003).

Kaut arī zooplanktona pētījumi ir vairāk kā 100 gadus ilgi, zināšanas par tā ekoloģiskajām funkcijām dabiskā vidē tomēr nav pietiekošas. Pagaidām neeksistē metodes zooplanktona svarīgāko procesu mērīšanai *in situ*, joprojām iztrūkstot adekvātām metodoloģijām un aprīkojumam. Tāpēc 2001. gadā notikušajā Otrajā jūras zooplanktona kolokvijā, piedaloties vairāk kā 40 pasaules vadošajiem zinātniekiem, iezīmētas pētījumu perspektīvas (Paffenhöffer, 2001):

- 1) Okeāna produktīvajos rajonos noskaidrot šo rajonu nozīmību, apmērus, izcelsmes mehānismus un mainību, kā arī metodes rajonu noteikšanai un novērošanai;
- 2) Pievērst vairāk uzmanības atsevišķu sugu izpētei, noskaidrojot to vietu vidē un populācijā, izzinot organisma dzīves ciklu un bioķīmiskās adaptācijas molekulārā līmenī;
- 3) Apzināt zooplanktona nozīmi bioģeoķīmiskajos ciklos, nosakot organiskās vielas ceļus, izšķīdušā organiskā oglekļa producēšanas mehānismus, izveidojot modeļus bioģeoķīmisko ciklu izpratnei saistībā ar barības ķēdi.

Atbilstoši definētajām prioritātēm jau veiktie pētījumi liecina, ka atsevišķo produktīvo rajonu veidošanās varētu būt atkarīga no jūras dibena morfoloģijas kombinācijā ar hidroloģisko dinamiku (Suthers et al., 2004). Noskaidrojot oglekļa plūsmas, konstatēts, ka atkarībā no barības sastāva, sezonāli mainās zooplanktona (airkājvēžu) izdalītās izšķīdušās organiskās vielas sastāvs – ar humīnvielas iezīmēm fitoplanktona attīstības laikā un obaltumvielas iezīmēm, kad aļģu vairošanās nav intensīva (Urban-Rich et al., 2004).

Izstrādātā darba bāze, protams, ir Baltijas jūras un Rīgas līča pētījumos iegūtās zināšanas un daudzu gadu garumā vāktie materiāli, tāpēc sekojošajās apakšnodalās īsumā apskatīti citu autoru veikto pētījumu rezultāti Baltijas jūrā un Rīgas līcī zooplanktona daudzgadīgās dinamikas un to kontrolējošo faktoru jomā.

Zooplanktona daudzgadīgā dinamika un to noteicošie vides faktori Baltijas jūrā

Zooplanktona dinamikas pētījumi Baltijas jūrā laikā no 19. gs. otrās puses līdz 1989. gadam rezumēti R. Laganovskas un O. Kačalovas apkopojumā (Легановска, Качалова, 1990), tāpēc tālāk pievērsīšos pētījumiem, kas veikti, sākot ar 1990. gadu.

Baltijas jūras ziemeļdaļā 90. gadu sākumā vairākos rajonos vispusīgi analizēta zooplanktona daudzgadīgā dinamika. Konstatēts, ka piekrastes rajonos zooplanktona sugu struktūras izmaiņas vairāk ietekmējusi eitrofikācija, bet atklātajās daļās – sāluma samazināšanās kopš 1976. gada (Johansson, 1992; Ranta & Vuorinen, 1990; Viitasalo et al., 1990, 1995). Somu līcī un atklātajā Baltijas jūras daļā sāluma izraisītās sugu proporciju izmaiņas izpaudušās kā strauja jauno reņģu svāra samazināšanās (Lumberg & Ojaveer, 1991; Flinkman et al., 1998). Izvirzīta hipotēze, ka eitrofikācija un ūdens temperatūra ietekmē virs termoklīna dzīvojošās zooplanktona sugas – *Cladocera*, *Rotatoria* un *Copepoda* nauplijus, kamēr sālums ir svarīgākais strukturējošais faktors sugām zem termoklīna – pieaugušajiem *Copepoda* (Viitasalo et al., 1990). 1990.

gadu otrajā pusē liela uzmanība pievērsta klimatisko apstākļu ietekmei uz Baltijas jūras hidroloģisko rādītāju dinamiku, konstatējot to ciešu saistību. Sāļuma līmenis Baltijas jūrā atkarīgs no Ziemeļjūras ūdens saldūdens un sateces baseina ieplūdēm, kuras savukārt attiecīgi nosaka vētru biežums un nokrišņu daudzums, globālu gaisa spiediena izmaiņu rezultātā. Novērota arī izteikta zooplanktona grupu korelācija ar sāļuma izmaiņām, jūras *Copepoda* daudzumam samazinoties un sugām ar mazāku sāļuma optimumu – palielinoties (Vuorinen et al., 1998; Hanninen 1999). Arī centrālajā Baltijas jūras daļā sugu struktūras izmaiņas bijušas līdzīgas, samazinoties lielo airkājvēžu *Pseudocalanus elongatus* proporcijai un secīgi krītoties reņģu augšanas tempam (Möllmann et al., 2000). Savukārt pavasaros pieaugošā ūdens temperatūra pozitīvi ietekmējusi citu vēžveidīgo – *Temora longicornis*, *Acartia* spp., *Evadne nordmanni*, *Podon* spp. daudzuma dinamiku (Dippner et al., 2000), veicinot brētliņu skaita palielināšanos (Möllmann & Köster, 2002). Izmantojot jaunas modelēšanas metodes, izvirzīta doma, ka visas zooplanktona daudzgadīgās izmaiņas nosaka klimatiskā regulācija - gan ar jūras fizikāli-ķīmiskās vides izmaiņām, gan ar biotisko parametru izmaiņām, ja pieņem, ka visus procesus ietekmējuši vieni un tie paši klimata apstākļi (Hänninen et al., 2003, Möllmann et al., 2003, Vuorinen et al., 2003).

Zooplanktona daudzgadīgā dinamika un to noteicošie vides faktori Rīgas līcī

Rīgas līcis Baltijas jūrā ir viens no produktīvākajiem rajoniem. To kā atšķirīgu no Baltijas jūras pirmais novērtējis I. Nikolajevs, norādot, ka atšķirības nosaka hidroloģiskā struktūra (Николаев, 1960). Tādējādi atbilstoši Baltijas jūras hidroloģiskajām īpatnībām - temperatūras un sāļuma režīmam, izdalāmas divas planktona sugu grupas (formācijas) – centrālā baseina jeb Baltijas planktona formācija un lielo līču – Rīgas, Somu un Botnijas – planktona formācija. Arī planktona produktivitātes izmaiņas I. Nikolajevs saista ar baseina hidroloģisko režīmu, Rīgas līcī – ar upju noteci, kurai tieši proporcionāla esot zooplanktona biomasa. Tāpēc līcī pavasarī un vasarā, kad tur ieplūst galvenās saldūdens masas, biomasa ir ievērojami augstāka nekā jūrā. Biomasas ikgadējās svārstības izskaidrojamas, pamatojoties uz šo proporcionalitāti. Hidroloģisko parametru īpatnības nosakot arī zooplanktona biomasas sadalījumu Rīgas līcī: centrālajā (dziļajā) daļā biomasa ir ievērojami zemāka nekā piekrastes (seklajos) rajonos. Piekrastes daļā tiek izdalīti 2 rajoni ar sevišķi augstu produktivitāti:

1) dienvidaustrumu, kuru ietekmē 3 lielo upju – Daugavas, Gaujas un Lielupes - notece;

2) ziemeļrietumu, kas atrodas uz rietumiem no iedomātas robežas Kolkas rags – Roņu sala – Monzunda jūras šaurums. Šī rajona produktivitāti nosakot ūdens masu dinamika, jo rajons atrodas starp diviem jūras šaurumiem, nelielais dziļums un regulāra rajona papildināšana ar biogēnajām vielām no līča dziļākās daļas.

Zooplanktona dinamikas saistību ar vides faktoriem, izmantojot korelācijas metodi un diferenciālās funkcijas, analizējusi S. Freimane (Фреймане, 1967, 1968). Konstatēts, ka *Copepoda* skaits Rīgas līcī cieši korelē ar ziemas dienu negatīvo gaisa temperatūru summu Rīgā. Noteikta arī vienas atsevišķas sugas – *Limnocalanus grimaldii (macrurus)* – skaita dinamikas atkarība no ūdens temperatūras, sāļuma un saules radiācijas apjoma.

Līdzīgi secinājumi radušies arī A. Jurkovska u.c. pētījumos (Jurkovskis et al., 1973, 1977, 1978, 1979), kur analizēta zooplanktona skaita un biomasas dinamikas atkarība no temperatūras režīma un biogēnu vielu satura Rīgas līcī. Zooplanktona produktivitāti agrā pavasarī nosaka iepriekšējā ziemā valdošās temperatūras, bet vasarā produktivitāte atkarīga no barības apstākļiem, lai arī ūdens temperatūra nav gluži optimāla attīstībai.

Aplūkojot zooplanktona biomasas sadalījuma sezonālo dinamiku līča dienviddaļā, R. Laganovska (Легановская, 1974) secinājusi, ka šeit raksturīgā paaugstinātā ūdens temperatūra un palielinātais biogēno vielu saturs labvēlīgi ietekmē zooplanktona produktivitāti. Apstiprinot I. Nikolajeva viedokli, atrasta arī cieša saikne starp upju noteces apjomu, saldūdens sajaukšanos ar jūras ūdeni un zooplanktona daudzumu pavasarī. Vislielākās zooplanktona koncentrācijas konstatētas upju un jūras ūdeņu saplūšanas vietās, kur acīmredzot barības un sāļuma apstākļi ir vislabvēlīgākie. R. Laganovska atzīmē, ka aplūkotais rajons ir visproduktīvākais līcī, tomēr zooplanktona koncentrācijas var svārstīties straumju ietekmē.

Zooplanktona biomasas un sugu struktūras daudzgadīgā dinamika tieši Daugavas grīvas rajonā līcī mainījies atbilstoši upes notecei (Легановская, Берзиня, 1982). Pavasarī, kad upes notece ir maksimāla un attiecīgi sāļums – minimāls, cenozē dominē *Copepoda* sugas *Acartia bifilosa* un *Eurytemora hirundoides (affinis)*. Vasarā notece samazinās, pieaug sāļums un masveidā attīstās *Rotatoria* sugas *Synchaeta* sp. un *Keratella* sp. Lielā skaitā novērojamas arī *Cladocera* sugas – *Bosmina c. maritima (Bosmina longispina)*, *Evadne nordmanni*,

Podon sp. Upes tuvums nosaka arī lielo sugu daudzveidību un relatīvo struktūras nestabilitāti grīvu rajonos: ja līča centrālajā daļā sastopamas apmēram 50 sugas, tad grīvu rajonos to skaits pārsniedz 130. Lielākoties tās gan ir upju ienestās saldūdens zooplanktona sugas.

Vadoties pēc vidējiem daudzgadīgajiem zooplanktona biomasas un skaita rādītājiem dažādās līča daļās, izdalīti vairāki rajoni:

- 1) Irbes jūras šaurums;
- 2) ziemeļrietumu rajons, kurā ir ziemeļu daļa un rietumu daļa;
- 3) dienvidaustrumu rajons ar centrālo dziļo daļu, dienvidu daļu un austrumu daļu;
- 4) Pērnavas līcis.

Konstatēts, ka dienvidaustrumu rajons veido galveno zooplanktona patērētāju barības bāzi (Лагановская, Берзиня, 1987). Analizējot atsevišķi zooplanktona grupu daudzgadīgo dinamiku līcī atkarībā no temperatūras, upju noteces, sāļuma un barības apstākļiem, secināts, ka zooplanktona attīstības maksimums ir jūnijā un jūlijā, lai gan ūdens temperatūra šajos mēnešos ir zemāka nekā augustā. Tas tiek izskaidrots ar to, ka augustā nav tik izteikta dominējošo sugu paaudžu maiņa, kāda raksturīga jūnijam un jūlijam. Tā, piemēram, *Rotatoria* attīstības maksimums konstatēts jūnijā un jūlijā. Tas sākas vietās, kur ir vislabvēlīgākie temperatūras apstākļi – piekrastē – un pēc tam virzās uz atklāto daļu un vietām, kur ieplūst jūras ūdeņi. Arī *Cladocera* attīstības maksimums ir jūlijs, bet to vislielākais skaits atrodams dienvidaustrumu rajonā, kurā varētu būt visoptimālākie barības un sāļuma apstākļi. *Copepoda* grupas organismu, kuru masveida attīstība arī novērojama jūlijā, skaits nekad nesasniedz *Rotatoria* skaitu, tomēr *Copepoda* ir visaugstākie biomasas rādītāji. Šīs grupas sugas planktonā ir sastopamas salīdzinoši daudz visā bezledus periodā.

Līdzīgi rezultāti zooplanktona biomasas izvietojuma novērojumos atrodami arī J. Kostričkinas un E. Ojavera darbā (Костричкина, Оявер, 1982) – Daugavas un Gaujas ieplūdes rajonā līča dienvidos 1972.-1978.g. vienmēr konstatētas biomasas lielākās vērtības. Autori norāda, ka gadu gaitā produktīvākais rajons mainījies, jo 1960. – 1965. gadā biomasas maksimumi novēroti austrumu rajonā. Aptverot vairāk kā 15 gadu ilgu posmu (1960-1977), secināts, ka zooplanktona skaita un biomasas dinamiku ietekmējusi ūdens režīma izmaiņas, 1970.g. sākumā pieaugot ūdens temperatūrai un sāļumam. Paralēli, pieaugot biogēno vielu koncentrācijām, pastiprinājusies eitrofikācija. Rezultātā pieaudzis termofilo *Rotatoria* un *Cladocera*

pārstāvju skaits, bet samazinājies *Limnocalanus grimaldii* – sugas ar zemu temperatūras optimumu – daudzums. Palielinājies arī kopējais zooplanktona skaits un mainījies zooplanktona vertikālais sadalījums, izzūdot piedibens biomasas maksimumam, ko veidoja *L. grimaldii*.

Izmantojot garākas daudzgadīgo novērojumu rindas un statistikas metodes, sakarības starp zooplanktona organismu skaitu un vides faktoriem analizētas vēl dažos pētījumos (Костричкина и др., 1988, 1990; Line & Sidrevics, 1995). Izsakot temperatūras ietekmi uz zooplanktona skaitu pavasarī, konstatēts, ka vēžveidīgo skaitu maijā par 74% nosaka ziemas dienu gaisa negatīvo temperatūru summa. Temperatūras loma vasarā nav izteikta, jo tās ietekme ir tikai 7%, bet liela nozīme barības faktoram – slāpekļa un fosfora sāļu koncentrācijai kura ietekme vērtējama kā 88%. Arī korelācijas analīzē konstatēts, ka vidējā sezonas biomasā visciešāk korelē ar vidējo sezonālo slāpekļa sāļu koncentrāciju virsējā slānī. Zooplanktona dinamikā laikā no 1957. līdz 1976. gadam izdalīti trīs cikli, un katrā no tiem novērota zooplanktona skaita un biomasas palielināšanās. Tas izskaidrots ar biogēno vielu satura pieaugumu un vienlaikus ar eutrofikācijas pastiprināšanos Rīgas līcī. Tieši eutrofikācijas ietekmei uz zooplanktona daudzgadīgo dinamiku (1952-1986) veltītajā pētījumā (Костричкина и др., 1990) secināts, ka līdz 1970. gadiem zooplanktona dinamiku noteikušas dabiskās – hidroloģiskās izmaiņas līča ūdens režīmā. Zooplanktona skaitu un biomasu pavasarī ietekmējusi temperatūra, bet vasarā – upju noteces intensitāte. 1970.- 80. gados biomasas pieaugums noticis uz pieaugošās biogēno vielu koncentrācijas rēķina, jo upju notece šai laikā samazinājusies. Kopējā zooplanktona biomasā 1980. gadu vasaras sezonās pārsniegusi 1960. gadu līmeni 2 reizes. Zooplanktona trofiskajā struktūrā palielinājusies augēdāju sugu nozīme – no 48% 1960.-70.gados līdz 65% 1980.gados un nedaudz samazinājusies sugu daudzveidība.

Pagarinot datu rindu 1993. gadam, konstatēts, ka pēc 1983. gada tomēr zooplanktona biomasas pieaugums vasarā nav vairs tik viennozīmīgs, ir variabls un nav pilnībā izskaidrojams ar eutrofikācijas palielināšanos (Kostrichkina, 1996), taču kopumā Trešajā periodiskajā Baltijas jūras vides stāvokļa novērtējumā (HELCOM, 1996), kurā iekļauti dati par 1989. -1993. gadu, Rīgas līcis raksturots kā rajons, kam ir no Baltijas jūras atšķirīga biogēnu krājumu un fitoplanktona dinamika, kā arī augstākā zooplanktona biomasā Baltijas jūrā.

Rīgas līča ziemeļaustrumu daļā – Pērnavas līcī – zooplanktona daudzgadīgā dinamika atšķiršies no pārējā līča (Ojaveer et al., 1998, 1999; Kotta et al., 2003).

1980. gadu beigās un 1990. gados zooplanktona biomasa pārsvarā pieaugusi, kā galvenais iemesls tiek minēts ūdens temperatūras paaugstināšanās un auksto ziemu iztrūkums. Pērnavas līcī, atšķirībā no Rīgas līča, 1990. gadu vasarās būtiski samazinājies *Bosmina longispina* daudzums, ko noteikusi invazīvās plēsīgās *Cladocera* sugas *Cercopagis pengoi* intensīvā attīstība un barošanās.

Jaunākajos pētījumos ar visgarāko datu rindu (1963 – 2000), kas veikti Rīgas līcī, izmantojot korelācijas analīzes un galveno faktoru metodi, noskaidrots, ka zooplanktona daudzgadīgās dinamikas cēloņi pavasarī un vasarā bijuši atšķirīgi (Komilovs et al., 2004). *Copepoda* sugu biomasas pieaugums 1990. gadu laikā pavasarī skaidrojams ar klimata izmaiņu noteikto ūdens temperatūras pieaugumu, kas jau daudzkārt norādīts. Savukārt uz vasaras ūdens temperatūru klimata ietekme nav bijusi būtiska, toties zooplanktona daudzumu noteikusi reņu daudzuma izraisītā izēšana.

Sīki izpētīt atsevišķas sugas, skaidrāka kļūst gan vides apstākļu ietekme, gan sugu savstarpējā iedarbība (Verity & Smetacek, 1996). Rīgas līča zooplanktona sugu sastāvā pārsvarā ir iesālūdens sugas, tiek minēts, ka atklātajā daļā to ir 50, bet piekrastes rajonos – 132 (Ларановская, 1974), tomēr biežāk sastopamo skaits reti pārsniedz 20. Tāpēc īss ieskats sugu ekoloģijā dots līcī izplatītākajām *Acartia bifilosa*, *Eurytemora affinis*, *Limnocalanus macrurus*, *Bosmina longispina*, *Podon polyphemoides*, *Evadne nordmanni*, *Cercopagis pengoi*, *Synchaeta spp.*, *Keratella spp.*

Zooplanktona sugas

Copepoda

Acartia bifilosa (Giesbrecht) – iesālūdens suga, kam ir plašs temperatūras optimums un vairāki vairošanās cikli gadā. Tiek uzskatīts, ka Baltijas jūra ir lielākais vienotais reģions pasaulē, kur *A. bifilosa* ir sastopama (Viitasalo, 1994). Ja ūdens temperatūra ir +17°C, tad pilns attīstības cikls ir 16 dienas (Yoon et al., 1998). Naupliju skaita palielināšanās pirmoreiz tiek novērota februārī, vegetācijas perioda laikā sugai nomainās 4-5 paaudzes un pārziemošana notiek kā CI – CIII stadijas kopepodītiem. *A. bifilosa* ir eirifāgs, barībā izmantojot fitoplanktonu, baktērijas, detritu, barības daļiņu izmērs var būt no 10 līdz 40 μm (Adrian et al., 1999). Suga ir

barības objekts zivju mazuļiem un pieaugušajām reņģēm, tomēr ne tik nozīmīgs kā *Eurytemora affinis* (Line and Sidrevics, 1995).

Eurytemora affinis (Poppe) (sin. *E. hirundoides* Nordqvist) – iesālūdens suga, kas citur pasaulē pārsvarā tiek novērota upju grīvās (Viitasalo, 1994). *E. affinis* ir vairāk termofila suga kā *A. bifilosa*, tomēr Baltijas jūrā sastopama visu gadu. Suga ir policikliska, vairošanās sākas pavasarī un vislielākais organismu skaits novērojams vasarā, kad temperatūra pārsniedz +15°C. *E. affinis* ir fitofāgs, bet var barības objektus mainīt un izmantot arī vicaiņus un viēnšūņus, jo barības daļiņu izmēra spektrs ir no 6 līdz 20 μm (Merrell and Stoecker, 1998; Adrian et al. 1999). Vasarā sugai ir izteiktas vertikālās migrācijas, dienā uzturoties dziļākos slāņos un naktī pārvietojoties augšup. Migrācija ir viens no veidiem, kā izvairīties no izēšanas, jo *E. affinis* ir nozīmīgs barības objekts visu sugu zivju mazuļiem un pieaugušajām reņģēm Rīgas līcī (Vuorinen, 1987; Line and Sidrevics, 1995).

Limnocalanus macrurus (Sars) (sin. *L. grimaldii* (De Guerne)) – iesālūdens suga ar zemu optimālo temperatūru (2-5°C), pieder pie Baltijas jūras reliktojai sugām, kas saglabājušās kopš laika, kad baseinu pildīja saldūdens. Citur pasaulē apdzīvo dziļus, oligotrofus ezerus (Warren, 1985). Dzīvnieki uzturas līča dziļākajos slāņos, 30-50 m dziļumā. Suga ir monocikliska, vairošanās sākas pavasarī un pieaugušie īpatņi sastopami augusta beigās. Arī veic vertikālās migrācijas vasarā. *L. macrurus* ir eirifāgs, tā naupliju stadijas ir fitofāgi, bet pieaugušie īpatņi ir plēsēji un barībā izmanto arī citu *Copepoda* sugu nauplijus (Warren, 1985). Tā kā suga ir vislielākais *Copepoda* pārstāvis Rīgas līcī, tas ir svarīgs barības objekts pieaugušajām reņģēm (Line and Sidrevics, 1995).

Cladocera

Bosmina longispina (Leydig) (sin. *B. longispina maritima* Lilljeborg) – iesālūdens suga, relatīvi termofila – optimālā temperatūra ir virs 15°C, tāpēc sastopama laikā no maija līdz septembrim. Suga ir policikliska, vairošanās sākas vasaras sākumā no ilgolām ar partenogēnētisku mātīšu rašanos. Pēc tam vasaras laikā notiek vairākas paaudžu maiņas, dzīvnieku maksimums novērojams jūlijā vai augustā, kad suga var būt galvenā zooplanktona biomasas veidotāja. *B. longispina* ir fitofāgs, barībā patērē sīkās fitoplanktona frakcijas, piem., kriptomonādas. Suga ietilpst reņģu kāpuru un mazuļu barībā, taču ir mazāk nozīmīga kā *Copepoda* sugas.

Podon polyphemoides (Leuckart) – eirihalīna, eiriterma suga, sastopama no aprīļa līdz oktobrim, bet mazākā skaitā kā *B.longispina*. Uzturas virsējā 20 m slānī. Tāpat kā visas kladoceras, ir policikliska. Suga ir eirifāgs. Arī ietilpst reņģu kāpuru un mazuļu barībā (Line and Sidrevics, 1995).

Evadne nordmanni (Lovén) - eirihalīna, eiriterma suga, tomēr pārsvarā novērojama no aprīļa līdz oktobrim. Skaita ziņā sugas pārstāvju daudzums Rīgas līcī līdzīgs kā *P.polyphemoides*. Policikliska, fitofāga suga, barības daļiņu izmēra spektrs no 2,5 līdz 125 μm . Ir zivju kāpuru un mazuļu barības objekts (Fetter, 1999).

Cercopagis pengoi (Ostroumov)– eirihalīna suga, termofila, sastopama no maija līdz septembrim. Rīgas līcī konstatēta pirmoreiz 1992. gadā un pakāpeniski populācijas apjoms palielinājies (Ojaveer and Lumberg, 1995; Strake, 2002). Sugas vairošanās stratēģija identiska pārējām *Cladocera* sugām. Ir plēsējs, iespējamie barības objekti ir *Copepoda* naupliji, citas *Cladocera* sugas, *Rotatoria* (Ojaveer, 2002). Ietilpst planktonēdāju zivju barības sastāvā, bet pārsvarā tikai pieaugušajām zivīm.

Rotatoria

Synchaeta spp. (Ehrenberg) – iesāļūdens sugas, eiritermas, ūdens slānī satopamas faktiski visu gadu, kaut arī ziemā tās skaits ir neliels. Līdzīgi kā kladoceras, *Synchaeta* spp. pārziemo ilgolu veidā un masveida attīstība sākas maijā, lielākais organismu daudzums novērojams jūnija sākumā. Atkarībā no ūdens temperatūras, sugas īpatņi var būt sastopami dažādos ūdens slāņos (Line and Sidrevics, 1995). *Synchaeta* spp. ir eirifāgi, barībā pārsvarā izmanto nannoplanktona frakcijas aļģes un baktērijas, bet barības spektru var paplašināt, jo barības daļiņu izmērs var būt līdz 50 μm (Johansson, 1992). Sugu nozīme zivju barībā ir neliela.

Keratella spp. – kaut arī pēc izcelsmes šis ģints sugas ir saldūdens, to sāļuma optimums ir ļoti plašs un ģints pārstāvji ir kosmopolīti. Attiecībā uz temperatūru, sugas ir termofīlas, tāpēc to lielākais skaits konstatējams laikā no jūlija līdz augustam, kaut arī ūdens slānī novērojamas laikā no maija līdz novembrim. Dzīves stratēģija identiska *Synchaeta* spp. Uzturā izmanto nannoplanktonu. Zivju barībā suga netiek izmantota tās morfoloģijas dēļ.

Izstrādātajā darbā īpaša uzmanība pievērsta zooplanktona sugai, kas ir ļoti tipiska Rīgas līcī un Baltijas jūrā, kam raksturīga sezonāla parādīšanās planktonā un

lielas ikgadējas daudzuma svārstības – kladocera *Bosmina longispina*. Sugas izdzīvošanas stratēģija saistīta ar vairošanās tipu maiņu un ilgotu producēšanu, tāpēc tālāk neliels apskats par *B. longispina* ilgotu pētījumiem Baltijas jūrā.

***Bosmina longispina* ilgolas**

Jūras *Cladocera*, tai skaitā *Bosmina longispina*, daudzos Ziemeļatlantijas rajonos ir sezonāli dominējošas sugas (Egloff et al. 1997). Baltijas jūrā *B. longispina* vislielākajā skaitā novērojama piekrastes rajonos un seklos līčos (Purasjoki, 1958), taču arī atklātajā daļā tā ir dominējošā suga vasaras laikā (Hernroth & Ackerfors, 1979). Sugai ir raksturīgas lielas ikgadējas skaita svārstības, kuras vienmēr nav saistītas ar vides apstākļu izmaiņām (Kankaala, 1983; HELCOM, 1996). Iespējams, ka dzīvnieku attīstība no ilgotām nelabvēlīgos laika apstākļos ir viens no šo svārstību iemesliem (Kankaala (1983)).

Rotatoria un *Cladocera* sugām ilgolas ir vienīgais pārziemošanas veids (Viitasalo, 1994). Vispārējais dzīves cikls jūras *Cladocera* sākas pavasarī ar partenogēnētisku mātīšu izšķīlšanos no diapauzē bijušajiem embrijiem (ilgotām), kuri pārziemojuši gruntī. Šīs mātītes rada partenogēnētiskas olas, kas savukārt arī attīstās par partenogēnētiskām mātītēm. Tādā veidā tiek radītas vairākas paaudzes, līdz pamazām pasliktinoties vides apstākļiem – parasti vasaras beigās, populācijā parādās tēviņi un dzimumiskas mātītes. Pārošanās rezultātā rodas apaugļotas olas, kas nogrimst uz grunts (Egloff et al., 1997). Olu dziļāka iegrimšana sedimentos ir iespēja īslaicīgi dzīvojošajām sugām izplatīt savus gēnus laikā, jo attīstoties dažāda vecuma olām, iespējams izvairīties no tuvās krustošanās sekām partenogēnētiskās vairošanās laikā. Pētījumi saldūdeņos liecina, ka *Cladocera* ilgolas var saglabāt dzīvotspēju vairākus gadus un gadu desmitus (Viitasalo & Katajisto, 1994 un tur citētie avoti).

Baltijas jūrā *Bosmina longispina* ilgotu sezonālā dinamika pētīta ziemeļu daļā (Kankaala, 1983). Noskaidrots, ka ilgolas sāk attīstīties jau aprīlī – maijā, bet pelāgiskajā populācijā šī attīstība nav manāma līdz pat augustam. Laikā no augusta līdz oktobrim sedimentos pieauga ilgotu skaits, proporcionāli to produkcijai planktonā. Lielākais ilgotu daudzums koncentrējās sedimentu virsējos 4 cm. Jauns ilgotu attīstības posms sākās oktobrī–novembrī, kaut arī apstākļi pelagiālē bija nelabvēlīgi sugas izdzīvošanai. Kā iemesls šādai neizdevīgai attīstībai tiek minēta

saldūdens izcelsmes *Bosmina longispina* nespēja līdz galam pielāgoties Baltijas jūras mainīgajiem apstākļiem, kuri ir neprognozējamāki.

Mezozooplanktona ilgolu vertikālais sadalījums gruntī un to dzīvotspēja pētīta pie Somijas dienvidrietumu krasta, kur sedimentiem ir izteikti slāņi (Viitasalo & Katajisto, 1994). Konstatēts, ka *Bosmina longispina* ilgolu izvietojumam sedimentos vērojami 2 maksimumi – virsējos 2 cm un 4-7 cm dziļumā. *B. longispina* ilgolu dzīvotspēja sasniedza 10 gadus un kopējā attīstība bija veiksmīgāka nekā citām jūras *Cladocera* sugām.

3. DARBA MĒRĶIS UN UZDEVUMI

Ņemot vērā visu iepriekšminēto un zināmo, šī darba izpildei izvirzītas un pārbaudītas sekojošas hipotēzes:

- zooplanktona daudzgadīgās dinamikas regulācijā vienlīdz liela nozīme ir hidroloģiskajiem, no cilvēka darbības neatkarīgiem, faktoriem un barības apstākļiem visos līča rajonos un Austrumgotlandē;
- Ziemeļatlantijas klimata izmaiņas izpaužas arī Rīgas līča zooplanktona cenožē.
- Kladoceras *Bosmina longispina* skaita dinamika Rīgas līcī ir atkarīga no hidroloģisko apstākļu iedarbības.

Darba uzdevumi:

- * izanalizēt zooplanktona cenozes skaitlisko rādītāju un sugu struktūras daudzgadīgās tendences, vienlaikus noskaidrojot to sakarību ar vides abiotisko un biotisko faktoru dinamiku Austrumgotlandē, Rīgas līča atklātajā daļā un piekrastē;
- * izpētīt Ziemeļatlantijas klimata izmaiņu ietekmi uz zooplanktona cenožu dinamiku Rīgas līča atklātajā daļā un piekrastē;
- * noskaidrot piekrastes zooplanktona raksturīgāko sugu sezonālo dinamiku un to regulējošos vides faktorus;
- * noskaidrot Rīgas līča vasaras dominējošās sugas - tipiskās Baltijas jūras kladoceras *Bosmina longispina* - izplatības un dinamikas likumsakarības.

Darba novitāte

Rīgas līcis atšķiras no pārējiem Baltijas jūras rajoniem ar sāļuma un temperatūras režīmu, un it sevišķi - ar barības vielu koncentrāciju attiecībām un sezonālo dinamiku, kas savukārt iespaido visus barības ķēdes posmus. Tādējādi citās Baltijas jūras daļās konstatētās likumsakarības daudzgadīgajā vides mainībā nav piemērojamas līcim un nepieciešami atbilstoši pētījumi.

Tādēļ pirmo reizi:

- * kvantificēta Rīgas līča piekrastes zooplanktona cenozes kvantitatīvo un kvalitatīvo rādītāju daudzgadīgās dinamika un saistība ar vides faktoru izmaiņām;
- * noskaidroti dominējošo piekrastes sugu (*Bosmina longispina*, *Synchaeta baltica*, *Keratella quadrata*) skaitlisko rādītāju trendi un izvērtēti tos kontrolējošie faktori;
- * izpētīta zooplanktona cenozes reakcija uz barības bāzes – fitoplanktona - sastāva un koncentrācijas izmaiņām 1990. gadu sākumā;
- * noskaidrotas kladoceras *Bosmina longispina* dzīves stratēģijas īpatnības Rīgas līcī.

4. MATERIĀLI UN METODIKA

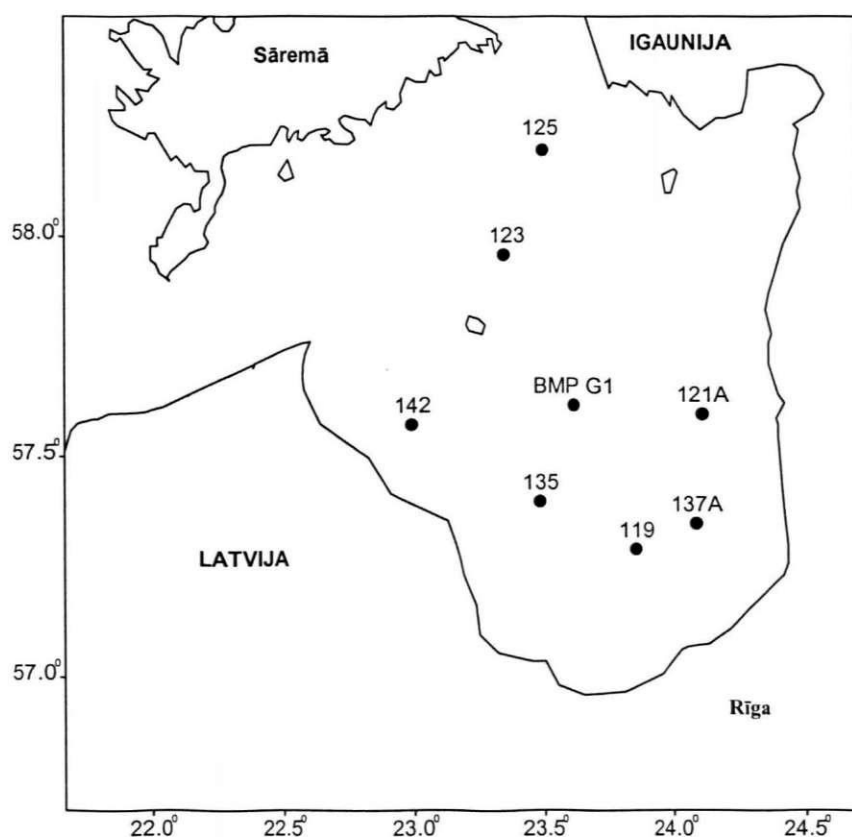
4.1. Pētījumu rajoni.

a) Rīgas līcis

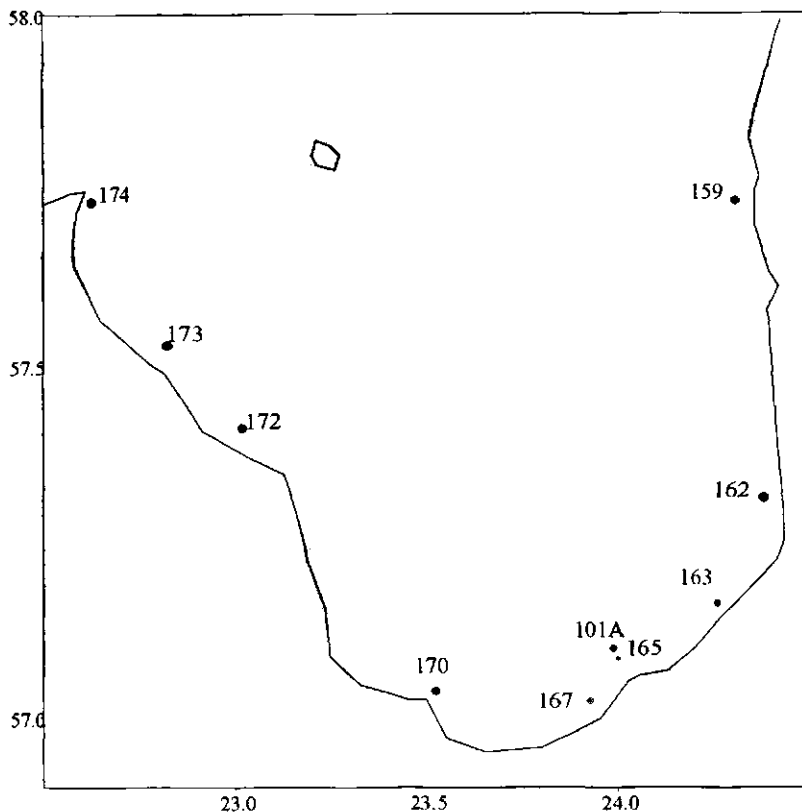
Rīgas līcis atrodas Baltijas jūras austrumu daļā un ir trešais lielākais jūras līcis. Līcis atšķiras no atklātās jūras rajoniem pirmkārt, ar divas reizes mazāko vidējo dziļumu - 26 m. Dziļākā vieta, kas atrodas līča centrā, ir 62 m. Otrkārt, līcis ir relatīvi izolēts un ūdens apmaiņa ar jūru notiek caur diviem šaurumiem. Ar jūras ziemeļdaļu līci savieno seklais Muhu jūras šauruma (Monzunda) baseins, kura vidējais dziļums ir 4,5 m, platums - 6-27 km. Rietumos līci ar jūru savieno Irbes jūras šaurums, kura platums ir vidēji 30 km. Vidējais ūdens apmaiņas laiks līcī tāpēc ir 2-4 gadi. Treškārt, līcī ir stipra saldūdens ietekme, jo tajā ietek 5 relatīvi lielas upes (Daugava, Gauja, Lielupe, Salaca, Pērnavā) un apmēram 30 mazākas. Vidēji gadā līcī ieplūst 31 km³ saldūdens, veidojot 7,3% no līča kopējā tilpuma, un šis rādītājs ir 3 reizes lielāks nekā Baltijas jūrā. Tādējādi līča relatīvais seklums nosaka īpatnējo gada hidroloģisko režīmu - nav novērojams haloklīns (sāļuma lēcienlānis) un aukstajā gada laikā

pastāvīgi izveidojas homotermija. Savukārt lielā saldūdens daudzuma un ierobežotās ūdensapmaiņas ar Baltijas jūru dēļ ūdens sāļums līcī ir pazemināts – 5,2 – 6,7 PSU (Pastors, 1975, Берзиньш, 1980, Berzinsh, 1995, Berzinsh and Zacharchenko, 1996).

Līcis tomēr nav uzskatāms par viendabīgu un ir nosacīti iedalīts piecos rajonos, kas atšķiras pēc dziļuma un hidroloģiskā režīma. (Берзиньш, 1987). Novērojumu punktu - staciju – tīkls vēsturiski izraudzīts, lai vienmērīgi pārstāvētu šos rajonus (4.1. att.). Kā atšķirīga vērtējama piekrastes zona, lai arī Rīgas līcī tā nav spilgti izteikta ar ģeomorfoloģiskām atšķirībām. Tās robeža ir noteikta ar 10-12 metru dziļuma izobātu. Stacijas šeit izvietotas pret upju grīvām un lielākajām apdzīvotajām vietām - t.i., potenciālajiem piesārņojuma avotiem, kā arī relatīvi tīrākos – references – rajonos (4.2. att.).



4.1. att. Novērojumu punktu tīkls Rīgas līča atklātajā daļā.

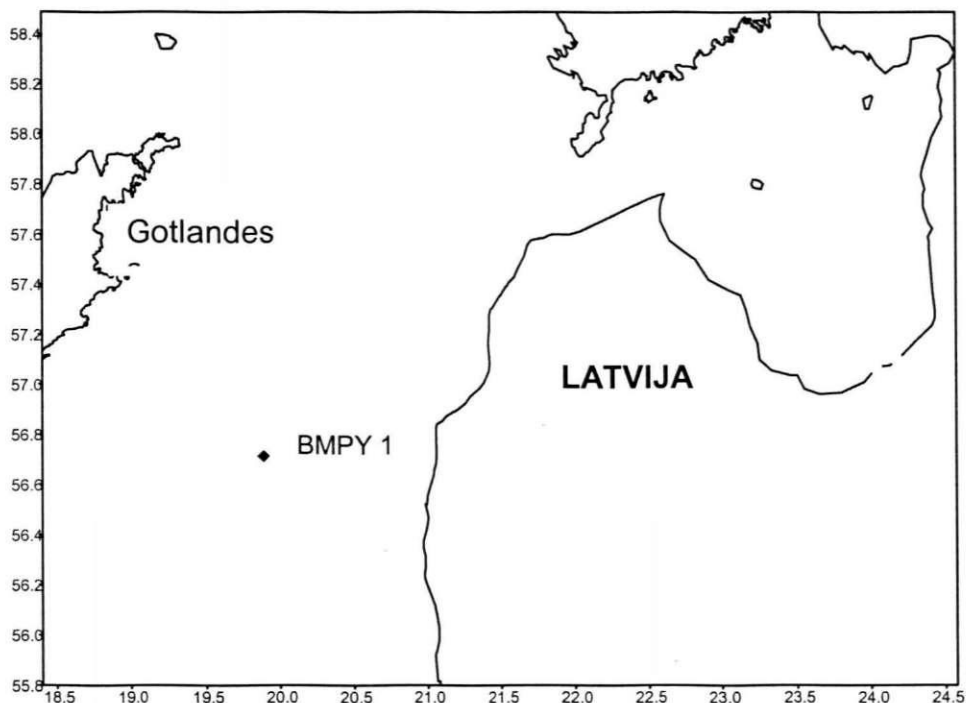


4.2. att. Novērojumu punktu tīkls Rīgas līča piekrastē. Ar sarkanu apzīmētie punkti – potenciālā piesārņojuma rajonos, ar melnu – references rajonos.

b) Gotlandes ieplaka Baltijas jūrā.

Gotlandes ieplaka atrodas Baltijas jūras centrālajā daļā, tā ir vislielākā pēc aizņemtās platības un tās dziļums sasniedz 249 m (Терзиев и др., 1992). Apmēram 70 metru dziļumā izveidojies permanents haloklīns, kas sadala ūdens slāni augšējā, kuru ietekmē saldūdens ieplūdes un meteoroloģiskie apstākļi, un dziļajā sāļajā slānī, kurā nonāk Ziemeļjūras sāļā ūdens ieplūdumi. Siltajā gadalaikā virsējā slānī 15-25 metru dziļumā izveidojas termoklīns, tādējādi sadalot virsējo slāni siltajā sajauktajā un aukstajā vidus slānī. Virsējā slāņa vidējā temperatūra mainās no $-0,2^{\circ}\text{C}$ ziemā līdz $+16^{\circ}\text{C}$ vasarā, bet dziļajā slānī zem haloklīna tā ir $+4- +6^{\circ}\text{C}$. Sāļums virsējā slānī ir $7,2 - 7,7$ PSU, bet dziļajā slānī – $10 - 12,7$ PSU. Sāļuma izmaiņas gada laikā ir nelielas, un nepārsniedz $0,5 - 0,7$ PSU (Терзиев и др., 1992).

Gotlandes ieplakā pētījumi veikti vienā novērojumu punktā ieplakas austrumu daļā (4.3. att.). Stacijas dziļums ir 240 m un tādējādi tajā pārstāvētas visas Gotlandes ieplakas hidroloģiskā režīma īpatnības.



4.3. att. Novērojumu punkts Baltijas jūras Austrumgotlandes ieplakā.

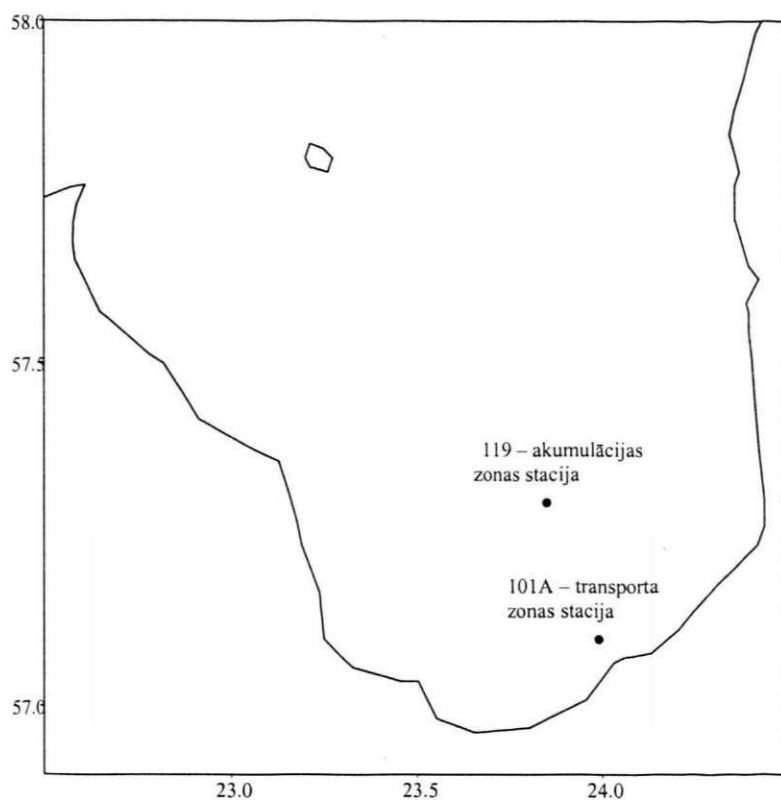
c) bentisko pētījumu rajoni.

Rudenī Rīgas līcī, notiekot konvektīvajai samaisīšanai, pavasarī un vasarā nogrimušais šī gada materiāls tiek uzduļķots un transportēts uz dziļākām līča daļām, ko sauc par uzkrājumu (akumulācijas) zonām. Galvenā uzkrājumu zona ir 40-50 m dziļumā, un izvietota līča dienvidu un dienvidrietumu daļā. Seklākās līča daļas tādējādi ir transporta vai transporta/erozijas zonas. (Carman et al., 1996).

Gruntī mītošie dzīvnieki – zoobentoss – ir ļoti būtiska bentiskās sistēmas funkcionāla sastāvdaļa. Atbilstoši grunts tipu izvietojumam līcī, mainās arī bentiskās faunas sastāvs. Seklajās līča daļās – līdz 13 m dziļumam, kur grunti veido smiltis un detrīta piemaisījumi, dominē gliemene *Macoma balthica* un daudzсарu tārpi *Marenzelleria viridis* un *Nereis diversicolor*. Arī zonā līdz 36 m dziļumam, kur grunts sastāv no smilšu, dūņu un detrīta maisījuma, lielāko daļu bentosa cenozes veido iepriekšminētās sugas un papildus – vēžveidīgais *Monoporeia affinis*. Līča dziļajā daļā – 40-55 m dziļumā – grunts tips ir dūņas ar dažādu oksidācijas pakāpi. Dominējošā grupa šeit ir vēžveidīgie – *M.affinis*, *Pontoporeia femorata* un *Saduria entomon* (JMN, 2004).

Pētījumi veikti divos novērojumu punktos – piekrastes un atklātās daļas, kas attiecīgi pārstāv transporta un uzkrājumu zonas (4.4. att.). Transporta zonas stacijas dziļums 21 metrs, grunti veido smiltis un rupjas smiltis, samaisītas ar detrītu. Grunts ir

pilnībā oksidēta. Uzkrājumu zonas stacijas dziļums ir 44 metri, grunts ir mīksti dubļi. Oksidētais slānis šeit ir 2 cm biezs.



4.4. att. Bentisko pētījumu novērojumu punkti Rīgas līcī.

4.2. Mezozooplanktona paraugu ievākšana un apstrāde.

a) Pelagiāles paraugi.

Zooplanktona paraugi ievākti ar divu veidu tīkliem. Džedi (Juday) tipa tīkls lietots līdz 1993. gadam. Šī tipa tīkls izmantots okeanoloģiskajos zooplanktona pētījumos bijušajā PSRS, bet nevienā citā Baltijas jūras valstī. Latvijai iesaistoties Baltijas jūras monitoringa programmā, kopš 1993. gada zooplanktona paraugi tiek ņemti ar WP-2 (UNESCO, 1968) tipa tīklu, kas Helsinku Komisijas Jūras monitoringa rokasgrāmatā (HELCOM, 1998) paredzēts kā vienīgais iespējamais tīkla veids. Tīklu konstrukciju atšķirības apkopotas 4.1. tabulā. Lai ievāktu pietiekoši daudz datu tīklu salīdzināšanai un varbūtējiem nepieciešamajiem veco datu pārrēķiniem, daļa paraugu līdz 2001. gadam tika ievākta paralēli.

Paraugu apstrāde neatšķiras atkarībā no ievākšanas tīkla tipa. Tie ievākti atsevišķos ūdens slāņos: 0-10 m, 10-20 m, 20-40 m, 40-50 m līča atklātajā (dziļajā) daļā un 0-10 m slānī piekrastes rajonā. Baltijas jūrā paraugi ievākti 0-25 m, 25-50 m un 50-100 m slāņos. Slāņi izvēlēti atbilstoši eifotiskā slāņa biezumam, kas ir

līdzvērtīgs divkāršam Seki dziļumam. Rīgas līcī tas ir apmēram 10 metri, Baltijas jūrā – apmēram 25 m. Tālākie slāņi pieskaņoti aptuvenam termoklīna dziļumam. Slāņu izvēle atšķiras no HELCOM metodē ieteiktās, kurā izmanto termoklīna un haloklīna dziļumu kā slāņu robežas, un 0-25 m (75 m) slāni, ja nav termoklīna vai haloklīna (HELCOM, 1998). Sākot ar 2001. gadu, paraugi Rīgas līcī atklātajā daļā tiek vākti 0-40 m slānī.

4.1. tabula

Džedi un WP-2 tipa tīklu parametri

Tīkla tips	Gredzena diametrs, cm		Konusa sānu garums, cm		Atveres laukums, m ²
	augšējais	vidējais	augšējais	apakšējais	
Džedi	36	50	120	130	0.1
WP-2	57	57	95	165	0.25

Tūlīt pēc ievākšanas paraugi fiksēti ar 40% formalīnu. Pirms identificēšanas un skaitīšanas paraugs skalots caur 100 mikronu acu izmēra tīkliņu, lai atdalītu formalīnu, pēc tam, atkarībā no organismu skaita, koncentrēts vai atšķaidīts. Subparaugi ņemti ar Štempelpipeti, skaitīšanai zem binokulārā mikroskopa izmantota Bogorova kamera (Богоров, 1947). Organismiem noteikta suga vai zemākais iespējamais taksons, airkājvēžiem arī attīstības stadija un dzimums. Sugas grupētas kā airkājvēži (*Copepoda*), kladoceras (*Cladocera*), virpotāji (*Rotatoria*) un citas (meroplanktons). Aprēķinot sugas un tālāk arī kopējo zooplanktona biomasu, organismu individuālās masas atšķīrās atkarībā no ievākšanas tīkla tipa. Paraugiem, kas ievākti ar Džedi tīklu, lietotas no dažādiem literatūras avotiem apkopotās organismu individuālās masas, un to vērtībās netiek ņemtas vērā sezonālās izmaiņas, kas var sasniegt 100 %. Ar WP-2 tīklu ievāktajiem paraugiem izmantotas Baltijas jūras monitoringa programmai izstrādātās organismu individuālās masas (Hernroth, 1985), kuras ir atšķirīgas dažādās sezonās un Baltijas jūras rajonos (4.2., 4.3. tab.).

Tā kā lielu daļu pētījuma veido daudzgadīgo izmaiņu analīze, darba autore veikusi tikai daļu no materiāla ievākšanas un apstrādes, t.i., kopš no 1992. gada. Zooplanktona paraugu ievākšana un apstrāde veikta nacionālās monitoringa programmas ietvaros 1992.- 2003. gadā, 3-8 reizes gadā līča atklātās daļas stacijās un 4-9 reizes gadā piekrastes zonā (4.1., 4.2. att.). Līdz 1994.gadam paraugi 4 reizes gadā ievākti Latvijas Baltijas jūras daļā. 1976.-1990. gadā līča atklātajā daļā un Baltijas jūrā ievāko zooplanktona paraugu apstrāde veikta Latvijas Zivsaimniecības

pētniecības institūtā, pašlaik Latvijas Zivju resursu aģentūrā. Paraugi tikuši ievākti 3-4 reizes gadā – pēc iespējas katrā gada sezonā. Piekrastes daļā materiāls 3 reizes gadā – maijā, augustā, oktobrī - 1982.-1992.g. ievākts un apstrādāts Latvijas Hidrometeoroloģijas aģentūrā.

4.2. tabula

Biomases aprēķiniem izmantotās zooplanktona organismu individuālās masas (mg) paraugiem, kas ievākti ar Džedi tīklu

Taksons	Stadija	Ind. masa			
			Centropages hamatus		0,08
Limnocalanus macrurus		0,35			0,08
		0,35		5	0,06
	5	0,21		4	0,013
	4	0,11		3	0,011
	3	0,11		2	0,009
	2	0,06		1	0,005
	1	0,03	Oithona similis	cop 1-6	0,006
	Pseudocalanus elongatus		0,08	Cyclops spp.	cop 1-6
		0,075	Copepoda larvae	N	0,003
5		0,066	Bosmina longispina		0,01
4		0,033	Evadne nordmanii		0,04
3		0,018	Podon spp.		0,03
2		0,013	Synchaeta spp.		0,006
1		0,007	Keratella spp.		0,001
Acartia spp.		0,026	Fritillaria borealis		0,01
		0,025	Ostracoda		0,05
	5	0,025	Bivalvia larvae		0,01
	4	0,012	Gastropoda larvae		0,01
	3	0,012	Balanus larvae		0,005
	2	0,009			
Temora longicornis	1	0,005			
		0,04			
		0,04			
	5	0,04			
	4	0,013			
	3	0,011			
	2	0,009			
Eurytemora affinis	1	0,005			
		0,03			
		0,025			
	5	0,025			
	4	0,012			
	3	0,012			
2	0,009				
1	0,005				

4.3. tabula

Biomases aprēķiniem izmantotās zooplanktona organismu individuālās masas (mg) paraugiem, kas ievākti ar WP-2 tīklu

Taksons	Stadija	Individuālā masa, mg			
		janv.-marts	apr.-jūn.	jūl.-okt.	okt.-dec.
Acartia bifilosa	N	0,002	0,002	0,002	0,002
	cop 1-3	0,004	0,009	0,004	0,004
	cop 4-5	0,012	0,02	0,013	0,012
		0,015	0,02	0,02	0,02
		0,02	0,03	0,025	0,025
Eurytemora affinis	N	0,002	0,002	0,002	0,002
	cop 1-3	0,005	0,005	0,005	0,005
	cop 4-5	0,013	0,014	0,014	0,013
		0,02	0,04	0,02	0,02
		0,025	0,05	0,025	0,025
Pseudocalanus elongatus	N	0,003	0,003	0,003	0,003
	cop 1-3	0,007	0,008	0,01	0,01
	cop 4-5	0,02	0,02	0,02	0,02
		0,035	0,03	0,035	0,05
		0,05	0,045	0,05	0,055
Centropages hamatus	N	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025
	cop 1-3	0,006	0,006	0,006	0,006
	cop 4-5	0,017	0,015	0,015	0,017
		0,045	0,04	0,04	0,045
		0,055	0,05	0,045	0,05
Temora longicornis	N	0,003	0,003	0,003	0,003
	cop 1-3	0,009	0,006	0,006	0,004
	cop 4-5	0,018	0,015	0,015	0,014
		0,055	0,04	0,045	0,05
		0,06	0,065	0,06	0,05
Nemainīgās ind. masas					
Cyclops sp.	N	0,025			Indivīda garums, mm
	cop 1-3	0,0035	Bosmina longispina	<1.0	0,0025
	cop 4-5	0,013		1.0-1.6	0,007
		0,02		1.6-2.0	0,015
		0,025		2.0-2.5	0,025
Limnocalanus macrurus	N	0,005	Podon spp.	<1.0	0,002
	cop 1-5	0,05		1.0-1.6	0,006
		0,679		1.6-2.0	0,013
		0,517		2.0-2.5	0,025
Bivalvia larvae		0,01	Evadne nordmanni	<1.0	0,002
Polychaeta larvae		0,01		1.0-1.6	0,006
Balanus larvae		0,005		1.6-2.0	0,01
Fritillaria borealis		0,01		2.0-2.5	0,02
			Cercopagis pengoi		0,12

b) Grunts paraugi.

Kladoceras *Bosmina longispina* ilgotu skaita dinamikas pētīšanai grunts paraugi ievākti 2001.gadā reizi mēnesī no aprīļa līdz decembrim piekrastes un atklātās daļas stacijās. Piekrastes stacijā grunts ievākta ar Van Vīna tipa bentosa kausu (atvēruma laukums 0.1 m^2) un atklātās daļas stacijā ar Kajaka tipa grunts koreru. Paraugi ņemti trīs atkārtojumos.

No korera ievāktā parauga tālākai analīzei ņemti virsējie 2 cm. Paraugšs no bentosa kausa iegūts, lietojot plastikāta gredzenu, kam bija tāds pats diametrs kā korera caurulei. Grunts paraugi sijāti caur sietiem ar acu izmēriem 0,2 mm un 0,1 mm, lai atdalītu grunts daļiņas. Izsijātie paraugi fiksēti 4% formalīnā. Laboratorijā paraugi izskaloti, lai atdalītu formalīnu. Ilgotas skaitītas, lietojot stereomikroskopu 20-26x lielā palielinājumā.

4.3. Vides faktoru datu bāzes un datu statistiskā apstrāde.

Rīgas līča un Baltijas jūras vides raksturojumā un vides faktoru ietekmju analīzē izmantotas Jūras monitoringa nodaļas datu bāzes. Lietoti šādi parametri: hidroloģiskie - ūdens temperatūra, sāļums, skābekļa koncentrācija; hidroķīmiskie - neorganisko slāpekļa, fosfora un silīcija sāļu koncentrācija, kopējā slāpekļa un fosfora koncentrācija; hidrobioloģiskie - hlorofila *a* koncentrācija, fitoplanktona sugu sastāvs, skaits un biomasa. *Hidroloģiskie* un *hidroķīmiskie* rādītāji, kas sākotnēji noteikti atsevišķiem dziļuma horizontiem (piem., 0m, 5m, 10m) izteikti kā vidējie aritmētiskie vai vidējie svērtie 0-10m, 0-20m, 30-40m slānī, atkarībā no sezonas un pētījuma mērķiem. *Fitoplanktona* pigmentu - hlorofila *a* - koncentrācija aprēķināta kā vidējā svērtā 0-10m slānī un izteikta kā mg/l. Fitoplanktona šūnu skaits un biomasa aprēķināta 0-10 m vai 0-20 m slānī un izteikta uz m^3 .

Liela mēroga klimatisko izmaiņu ietekmes pētīšanai uz Rīgas līča zooplanktonu izmantots Ziemeļatlantijas oscilācijas indekss (NAOI), ko izsaka kā mēneša rādītāju normalizēta jūras līmeņa spiedienu starpībai Ziemeļatlantijā – starp Lisabonu, Portugālē un Stikisholmuru/Reikjavīku, Islandē. Jūras līmeņa spiediena anomālijas katrā novērojumu stacijā normalizētas, dalot katru sezonālo vidējo spiedienu ar daudzgadīgo vidējo (1864-1983) standartnovirzi. Normalizācija tiek lietot, lai izvairītos no ziemēļu stacijas lielākās variabilitātes dominēšanas datu sērijā. Indeksa pozitīvās vērtības norāda uz stiprāku par vidējo rietumu vēju darbību vidējos platumā grādos (Hurrell, 1995). Darbā izmantoti 1980.-2002. gada NAOI dati no

Harela (Hurrell, 1995 un <http://www.cgd.ucar.edu/~jhurrell>) datu bāzes. NAOI deviāciju dati, kas izmantoti pētījumā, aprēķināti kā ziemas vidējie no decembra-marta mēnešu vidējiem rādītājiem.

4.4. Zooplanktona datu statistiskā apstrāde un analīze.

Zooplanktona *organismu skaits* un *biomasa* gan atsevišķām sugām, gan kopumā aprēķināti attiecīgi kā eks./m³ un mg/m³. Pētījumiem līča dziļajā daļā un Baltijas jūrā, lai samazinātu organismu vertikālās diennakts migrācijas ietekmi, kvantitatīvie rādītāji izteikti kā vidējie svērtie 0-40m (līcī) un 0-100 m (jūrā) slānim. Tālākai datu statistiskai apstrādei analizēts to normālais sadalījums. Ja dati neatbilda normālajam sadalījumam, tie transformēti logaritmējot. Pētījumā par piekrastes zooplanktona cenozes daudzgadīgo dinamiku, lai noteiktu, vai būtiski atšķiras atsevišķās stacijās un gadu grupās iegūtie dati, izmantoti t-testi vidējo rādītāju un Levena (Levene's) testi izkliežu viendabīguma novērtēšanai.

Kladoceru *ilgolu* skaitam aprēķināts vidējais rādītājs no veiktajiem trim mērījumiem un skaits katrā stacijā izteikts uz m². Ilgolu grimšanas ātrums tika aprēķināts pēc Stouksa (Stokes) likuma

$$F = 6\pi a\eta v,$$

kur F ir bremzējošais spēks, a ir daļiņas rādiuss, η ir šķīduma viskozitāte un v ir daļiņas kustības ātrums. Vienlaikus

$$6\pi a\eta v = (4/3)\pi a^3 \rho g,$$

kur ρ ir šķīduma blīvums. Šī vienādība arī tika izmantota ilgolu grimšanas ātruma aprēķināšanai. Ilgolu izmēri publicēti Viitasalo un Katajisto (1994) darbā.

Zooplanktona un vides faktoru saistību noskaidrošanai, kā arī trendu noteikšanai izmantota regresijas analīze, visbiežāk viena regresora un lineāra. Tas nozīmē, ka mainīgais Y tiek aprakstīts kā mainīgā X funkcija:

$$Y = a + bX,$$

kur a ir Y -krustojuma punkts un b ir regresijas koeficients.

Kā sakarības nozīmības rādītājs lietots determinācijas koeficients r^2 , rezultātu būtiskuma minimālais līmenis $\alpha \leq 0,05$ (Sokal and Rohlf, 1997). Ņemts vērā arī atlikuma sadalījums, izmantojot histogrammas.

Trendu noteikšanai un aprēķināšanai izmantots arī nelineāras regresijas modelis, kas sastāv no atsevišķām lineārām regresijām ar lūzuma punktu. Nelineārā

regresijas analīze izmantota, ja laika un vides faktora attiecībā novērots izteikts sakarības izmaiņu gads (=lūzuma punkts). Tādā gadījumā piemērotais vienādojums bija:

$$Y = B_0 + B_1 * X + B_2 * (X - \text{Breakpnt}) * (X > \text{Breakpnt}),$$

kur B_0 ir krustojuma punkts, B_1 pirmās daļas slīpums, B_2 atšķirība slīpumā starp pirmo un otro daļu, and Breakpnt ir aprēķinātais lūzuma punkts starp pirmo un otro daļu. Modeļu atbilstība novērtēta pēc atlikuma sadalījuma (StatSoft, 1995).

Pētījumā par piekrastes zooplanktona cenozes un vides izmaiņu sakarībām lietota lineārās korelācijas metode. Izmantojot analīzē iegūtos rezultātus, jāņem vērā, ka korelācija nenorāda uz cēloņsakarību pazīmju starpā, bet tikai parāda, vai iespējams noraidīt nulles hipotēzi par kovariācijas neesamību starp datu rindām. Ja vides faktoriem ir liels dabiskās variēšanas diapazons, tad organismu atbildes reakcija uz to iedarbību var būt nevis lineāra, bet vienmodāla. Šādos gadījumos ieteicamāka ir kanoniskās atbilstības analīze (CCA; Viitasalo, 1994). Tālākajā pētījumā par atsevišķu sugu dinamiku kā zināms risinājums ir daudzfaktoru analīze, kad atkarīgā mainīgā noteikšanai tiek izmantots neatkarīgo mainīgo kopums. Tādā gadījumā regresijas vienādojums ir

$$Y = a + b_{Y1} X_1 + b_{Y2} X_2 + \dots + b_{Yk} X_k,$$

kur atkarīgais mainīgais Y ir k neatkarīgo mainīgo X funkcija un b_{Yk} attiecīgi ir regresijas koeficients katram X , kas norāda uz katra neatkarīgā mainīgā X nozīmi Y vērtībā, pieņemot, ka pārējie neatkarīgie mainīgie X ir konstanti. Šajā gadījumā X un Y korelāciju dēvē par parciālo korelāciju. Arī daudzfaktoru regresijā sakarības nozīmības rādītājs ir determinācijas koeficients r^2 , kas norāda, cik daudz no atkarīgā mainīgā datu variēšanas izskaidro neatkarīgie mainīgie. (Sokal and Rohlf, 1997)

Pētījumā par zooplanktona sadalījumu Rīgas līcī un to iespaidojošiem faktoriem, izmantotas klāsteranalīze un daudzdimensiju mēroga analīze jeb MDS (multidimensional scaling). *Klāsteranalīze* principā iekļauj sevī dažādus datu klasifikācijas algoritmus, palīdzot organizēt datus jēgpilnās struktūrās tālākai analīzei. Darbā izmantoti hierarhiskās klāsteranalīzes un k -vidējo (k -means) klāsteranalīzes paņēmieni. Hierarhiskās klāsteranalīzes princips ir savienot objektus secīgi lielākās grupās (klāsteros), lietojot kādu līdzības mēru vai distanci. Analīzes rezultātā tiek iegūts klāsteru hierarhiskais koks, klāsteru interpretācija ir datu autora ziņā. K -vidējo klāsteranalīzes pamatā ir jau iepriekšēja klāsteru skaita k iekļaušana analīzes

algoritmā. Analīzes rezultātā tiek izveidoti k klāsteri, kam ir vislielākā iespējamā atšķirība. Tā kā k -vidējo klāsteranalīzes princips ir pretēji vērsts dispersijas analīzei, tad rezultātus var izvērtēt pēc iegūto vidējo atšķirībām, kuras ideālā variantā ir ļoti būtiskas. Otrs rādītājs ir izkliežu virziena mērs - Fišera kritērijs, arī norādot, cik atšķirīgas katram klāsterim ir attiecīgās dimensijas.

MDS analīzei ir priekšrocības gadījumā, kad nav iespējams panākt datu normālsadalījumu un tās izpildei nav nepieciešama datu lineāras sakarības. MDS princips ir analizējamo datu izkārtošana telpā ar noteiktu dimensiju daudzumu, lai attēlotu esošos attālumus (distances). Asu izvēle un orientācija ir paša datu interpretētāja ziņā, tomēr kā atbilstības mērus lieto dažus kritērijus – datu stresu un Šeparda diagrammu. Datu stresa vērtība Φ konkrētajai datu konfigurācijai ir

$$\Phi = \sum (d_{ij} - \delta_{ij})^2,$$

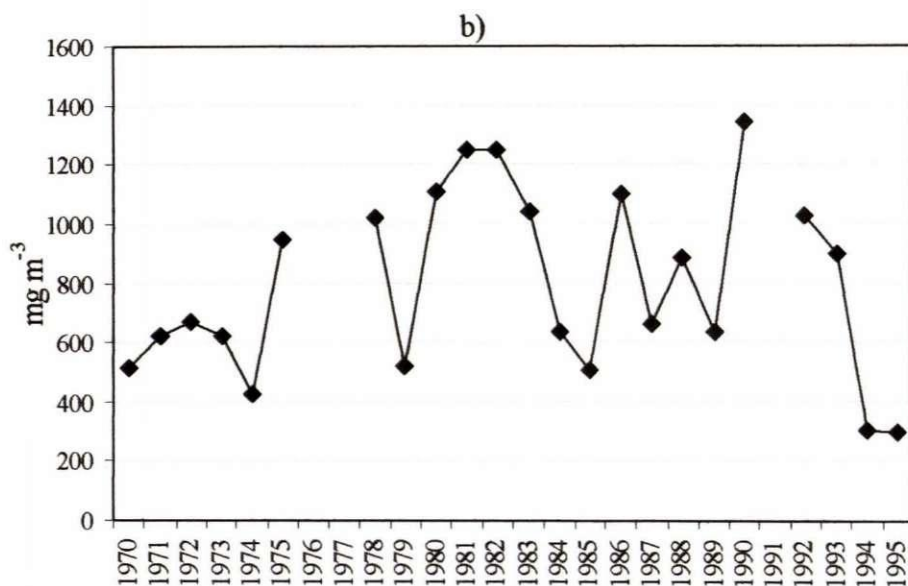
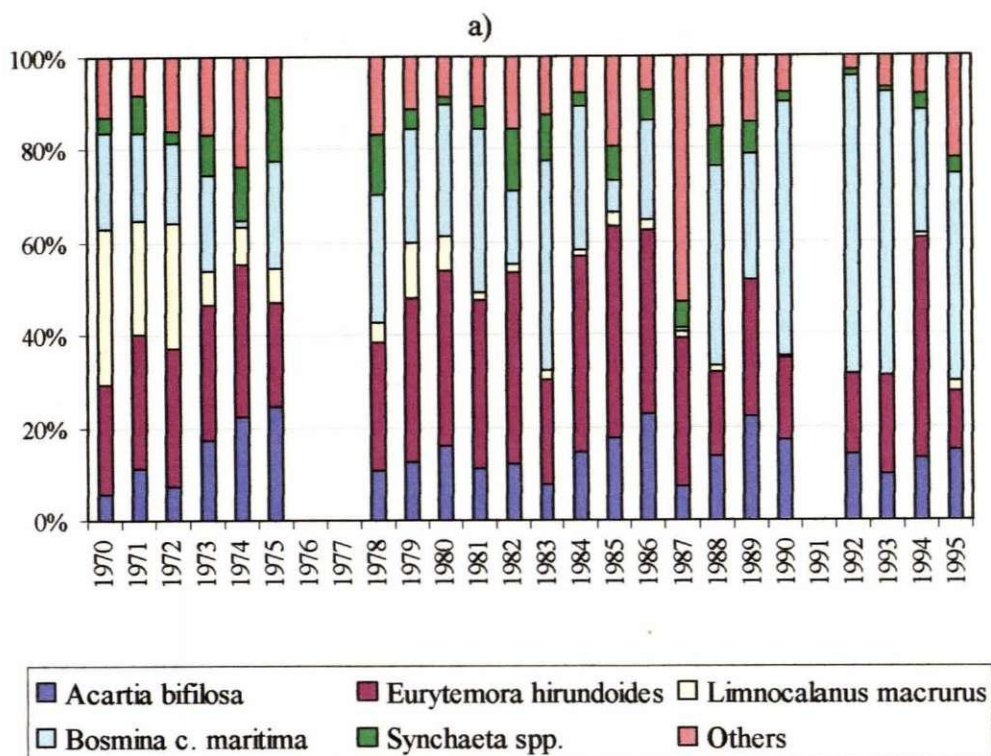
kur d_{ij} ir esošie jeb novērotie attālumi un δ_{ij} ir attēlotie jeb reproducētie attālumi. Pēc iespējas mazāka datu stresa vērtība liecina par reproducēto distanču matricēs atbilstību novēroto distanču matricē. Šeparda diagramma veidojas, novērotās distances attēlojot grafikā pret reproducētajām distancēm. Ja distances ir identiskas, visiem diagrammas punktiem jāveido taisne (StatSoft, 1995). Dimensiju interpretācijai analītiskā veidā var lietot multiplo regresiju.

Datu statistiskā apstrāde un analīzes veiktas ar datorprogrammu STATISTICA 5.0.

5. REZULTĀTI

5.1. Zooplanktona cenozes daudzgadīgā dinamika Rīgas līča atklātajā daļā un Baltijas jūras Gotlandes ieplakas austrumu daļā

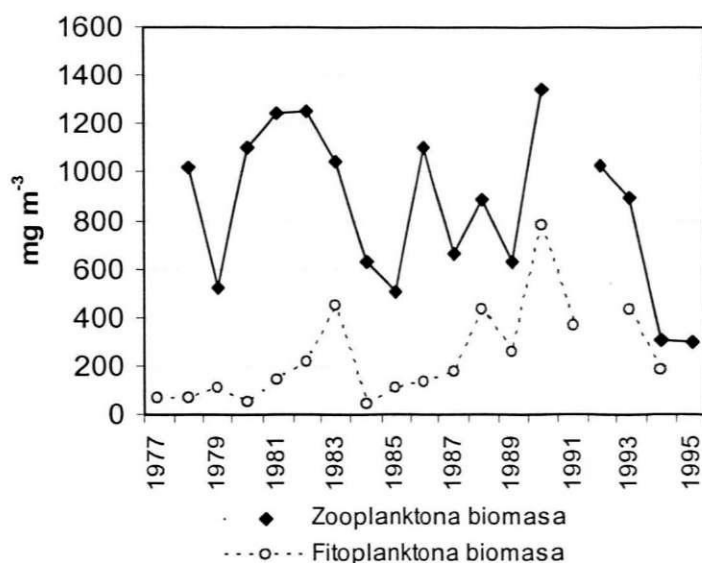
Laikā no 1970. līdz 1995. gadam zooplanktona cenozes izmaiņas analizētas tās maksimālās attīstības posmā – vasarā. Dominējošās sugas pēc biomasas šajā laikā bija airkājvēži *Eurytemora affinis*, *Acartia bifilosa* un 70.gadu sākumā – arī *Limnocalanus macrurus*. No kladocerām lielākā biomasa konstatēta *Bosmina longispina* (5.1.a) att.). Kopējās biomasas vērtības ir plaši variējušas – no 400 līdz 1300 mg m⁻³ (5.1.b) att.).



5.1. att. Sugu sastāva (a) un zooplanktona kopējās biomasas (b) daudzgadīgā dinamika Rīgas līcī 1970.-1995.g. augustā

Zooplanktona biomasas daudzgadīgajā dinamikā šajā laikā var izdalīt atšķirīgas virzības posmus, kas sakrīt ar fitoplanktona biomasas izmaiņām – 1977.-1983.g., 1984.-1990.g., 1991.-1995.g. (5.2.att.). Līdz 1983. gadam, kad pakāpeniski pieauga hlorofila *a* koncentrācija, novērota arī pieaugoša zooplanktona biomasas tendence. Zooplanktona biomasai un hlorofila *a* koncentrācijai 1972.-1983.g.

konstatēta pozitīva saistība – $r^2 = 0,64$ ($p=0,003$, $n=11$). Laikā no 1984. līdz 1990. gadam biomasai vairs nebija viennozīmīgas virzības, tomēr pozitīvā korelācija ar hlorofila *a* koncentrāciju saglabājās – $r^2 = 0,70$ ($p=0,04$, $n=6$). Sākot ar 1991. gadu, kad novērota fitoplanktona biomasas lejupslīde, samazinājās arī zooplanktona biomasa. Saistība ar hlorofilu *a* šajā laikā kļuva vēl izteiktāka – $r^2 = 0,89$ ($p=0,04$, $n=7$).



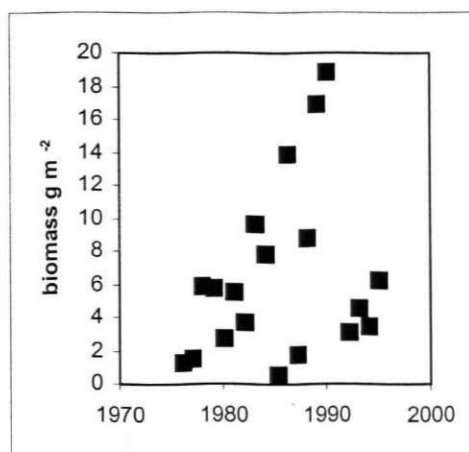
5.2. att. Planktona cenožu kopējo biomasu daudzgadīgā dinamika Rīgas līcī 1970.-1995.g. augustā

Sugu struktūras galvenās izmaiņas izpaudās kā augēdāju sugu *E. affinis* (līdz 1985.g.) un *B. longispina* (līdz 1988.g.) proporcijas pieaugums. Vienlaicīgi gandrīz pilnībā no cenozes izzuda *L. macrurus* (5.1.a att.).

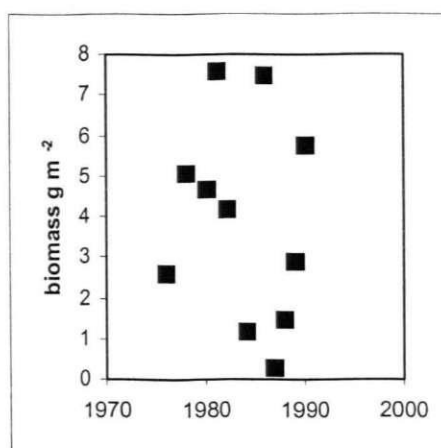
Analizējot zooplanktona cenozes dinamiku atsevišķās līča vietās – divās stacijās ar atšķirīgu dziļumu līča centrā un dienvidu daļā - un visās sezonās (izņemot ziemu), cenozes dominanto sugu sarakstu papildina arī virpotāju pārstāvji *Synchaeta* spp. un *Keratella* spp.. *Synchaeta* spp. lielākais daudzums novērojams pavasarī, bet *Keratella* spp. – vasarā. Kopumā vēžveidīgo daļa zooplanktonā tomēr bijusi vislielākā - 51-99% pavasarī (majā), 84-97% vasarā (augustā) un 68-100% rudenī (oktobrī-novembrī). Biomasas daudzgadīgās izmaiņas aplūkotas nedaudz savādākā laika periodā – no 1976. līdz 1996. gadam (5.3. att.). Līča centrālajā daļā biomasas dinamikai pavasarī

maijs

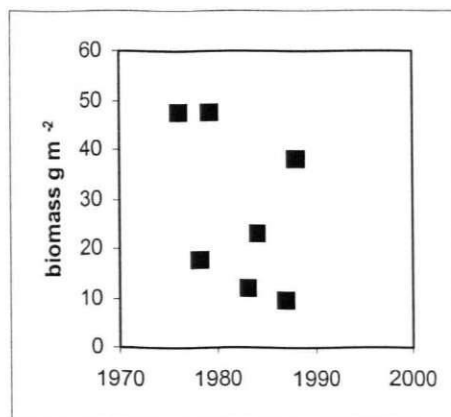
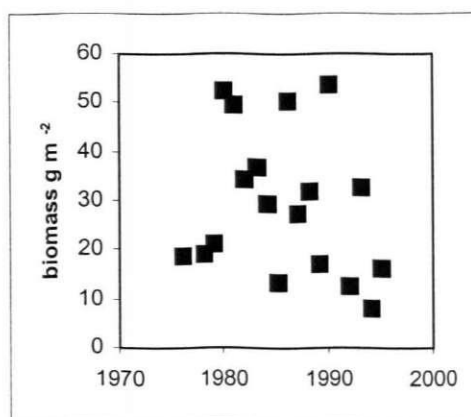
līča centrālā daļa



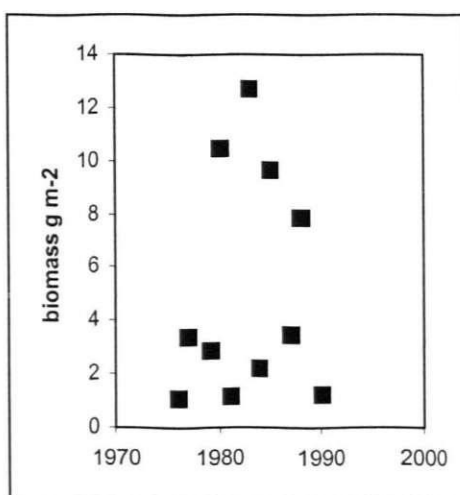
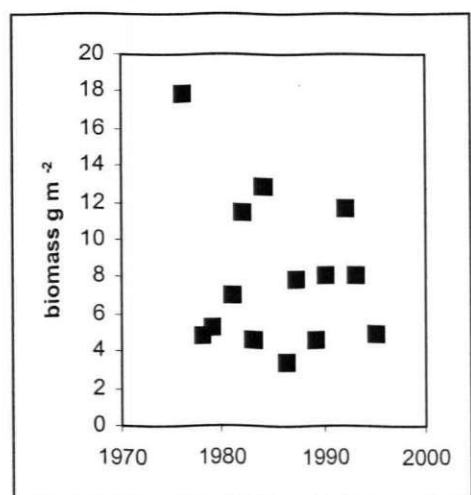
līča dienvidu daļa



augusts



oktobris – novembris



5.3. att. Zooplanktona kopējās biomasas izmaiņas divās līča stacijās 0-50 m (centrālā daļa) un 0-20 m (dienvidu daļa) slānī trīs sezonās 1976.-1996.g.

novērots bimodāls raksturs ar pieaugumu 1976.-1990.g. un sekojošu kritumu pēc 1990.g. Šajā gadījumā 1990.g. ir bijis lūzuma punkts (5.1. tab.).

5.1.tabula.

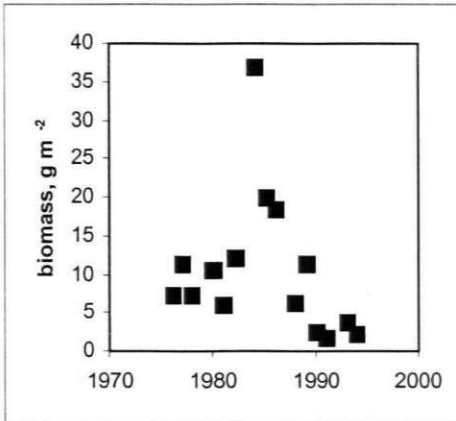
Nelineārās regresijas analīzes rezultāti zooplanktona biomasai liča centrālās daļas stacijā pavasarī 0-50 m slānī

n	20
B0	-1510,64
t	-3,23
p	0,01
B1	0,77
t	3,24
p	0,01
B2	-2,71
t	-0,53
p	0,63
Breakpnt(year)	1990
t	263,42
p	<0,001

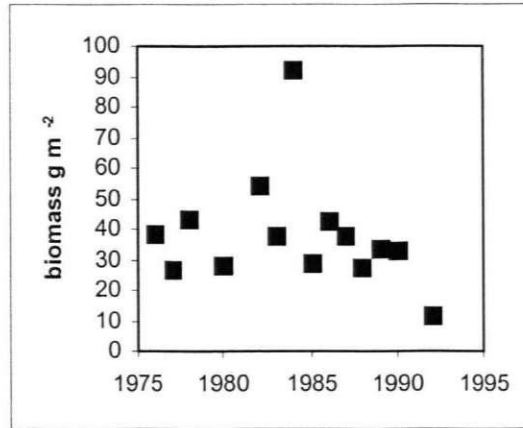
Minētā pieauguma laikā biomasai un ūdens temperatūrai 0-20 m slānī konstatēta pozitīva korelācija – $r^2=0.70$ ($p<0,0001$, $n=13$). Nevienā citā sezonā statistiski nozīmīgas izmaiņas zooplanktona biomasai nav atrastas, kā arī nav bijušas saistības ar vides faktoriem vai fitoplanktona daudzumu.

Šajā pašā laikā Baltijas jūras Austrumgotlandes baseinā zooplanktona cenozi veidoja lielāks sugu skaits. Copepoda pārstāvēja visu gadu sastopamās sugas *Acartia longiremis* un *A. bifilosa*, *Pseudocalanus elongatus*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus* un *Eurytemora affinis*. Pavasarī lielā skaitā konstatēti virpotāji *Synchaeta* spp un *Appendicularia* pārstāve *Fritillaria borealis*, bet vasarā arī kladoocera *Bosmina longispina*. Tāpat kā liči, vēžveidīgo biomasu veidoja lielāko daļu no kopējās - 45-98% pavasarī, 94-99% vasarā un 87-99% rudenī. Daudzgadīgā biomasas dinamika pavasarī stipri variēja (5.4. att.), tomēr pēc 1990. gada novērojams tās kritums, kuru noteica *P.elongatus* daudzuma samazināšanās. Visā novērojumu periodā zooplanktona biomasu pozitīvi korelēja ar ūdens temperatūru 0-100 m slānī - $r^2=0.73$, $p=0.001$, $n=11$. Arī vasarās zooplanktona biomasai nav bijušas virzītas tendences, bet rudenī konstatēta skaidra lineāra biomasas samazināšanās – $r^2=0.44$, $p=0.01$, $n=12$ (5.4. att). Vienlaikus rudens biomasu neizteikti korelēja ar sāļumu - $r^2=0.27$, $p=0.08$, $n=12$.

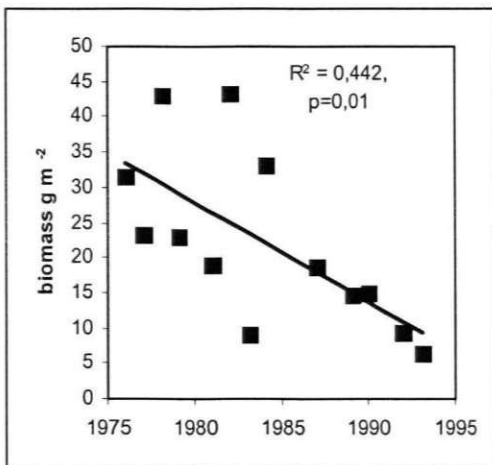
maijs



augusts

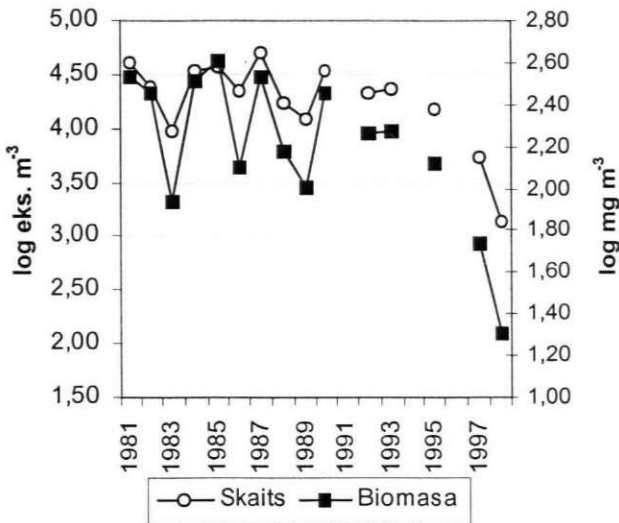


oktobris - novembris



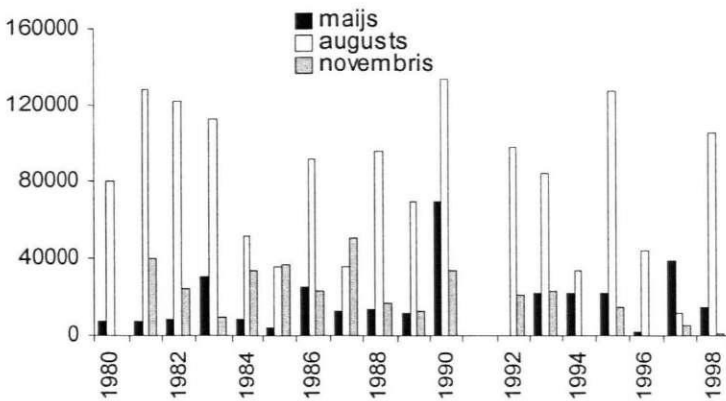
5.4. att. Zooplanktona kopējās biomasas daudzgadīgā dinamika Austrumgotlandē trīs sezonās 1976.-1994.g., 0-100 m slānī.

Aplūkojot zooplanktona skaita sezonālo dinamiku Rīgas līcī, izmantojot 2-6 staciju apvienotos rādītājus, laikā no 1980. līdz 1998. gadam, arī konstatēta dzīvnieku daudzuma samazināšanās 90.gadu sākumā, kaut arī statistiski ticama lejupslīde redzama tikai rudens sezonā (5.5. att.) - $r^2=0.42$ ($p=0,01$, $n=15$), biomasai $r^2=0.44$ ($p=0,01$, $n=15$).



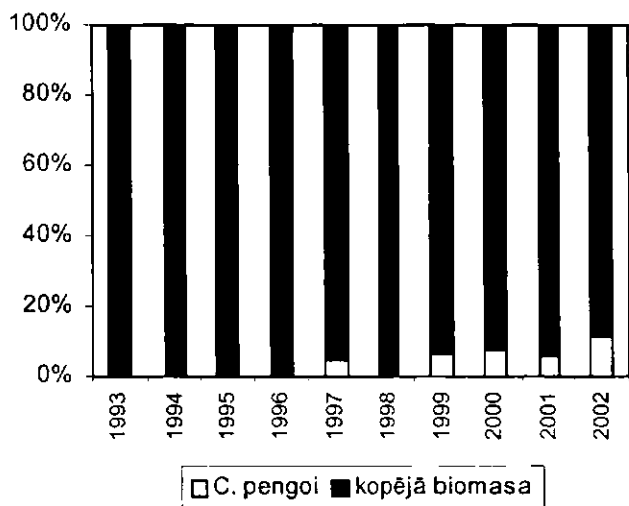
5.5. att. Zooplanktona kopējā skaita ($\log \text{eks. m}^{-3}$) un biomasas dinamika ($\log \text{mg m}^{-3}$) 1980.-1998.g. rudenī Rīgas līcī 0-40 m slānī.

Šajā periodā novērota ziemas aukstuma nozīme – 1996.gada pavasarī pēc bargās ziemas ar ilgstošu ledus klājumu zooplanktona daudzums bija vismazākais novērojumu periodā (5.6. att.).



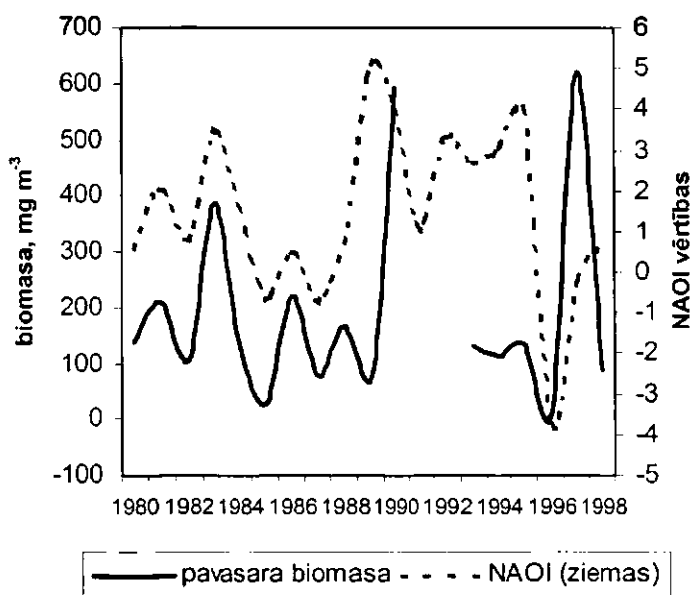
5.6. att. Zooplanktona kopējais skaits (eks. m^{-3}) Rīgas līcī 0-40 m slānī, 1980.-1998.g.

Savukārt ar 90.gadu beigu vasarām (1997. un 1999.g.), kurās bija augsta gaisa un ūdens temperatūra, lielākus apjomus cenozē ieguva Rīgas līcī 1992.g. pirmo reizi atrastā (Lumberg and Ojaveer, 1995) invazīvā kladocera *Cercopagis pengoi* (5.7. att.).

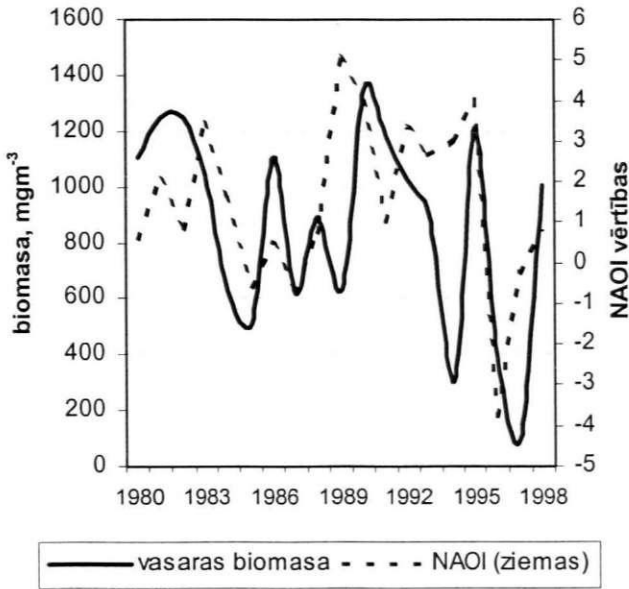


5.7. att. *C. pengoi* biomasas daļas dinamika kopējā vasaras (jūlija-augusta vidējais) biomasā Rīgas līča 0-40 m slānī.

Lai noskaidrotu, cik liela loma Rīgas līča zooplanktona daudzgadīgajā dinamikā ir lielāka mēroga klimatiskiem apstākļiem un to izmaiņām, izmantota augstākminētā laika posma pavasara un vasaras zooplanktona biomasas un Ziemeļatlantijas oscilācijas indekss (NAOI, Hurrell, 1995) ziemeļiem. Līča atklātajā daļā kopējai zooplanktona biomasai un NAOI statistiski ticama saistība nav novērota nevienā sezonā (5.8., 5.9. att.). Arī atsevišķām pavasara daudzskaitlīgajām grupām – airkājvēžiem un virpotājiem – biomasas dinamikai saistību ar NAOI izmaiņām nav.

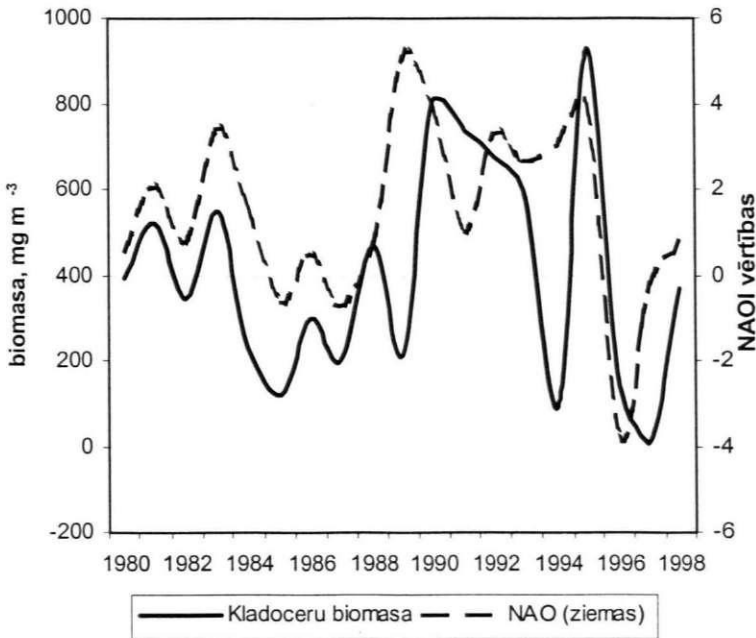


5.8. att. Rīgas līča zooplanktona kopējās pavasara biomasas un NAO ziemeļiem indeksa izmaiņas 1980.-1998.g.



5.9. att. Rīgas līča zooplanktona kopējās vasaras biomasas un NAO ziemas indeksa izmaiņas 1980.-1998.g.

Analizējot vasaras dominējošās zooplanktona grupas – kladoceru – un NAOI attiecības, konstatēta pozitīva sakarība (5.2.tab., 5.10. att.).



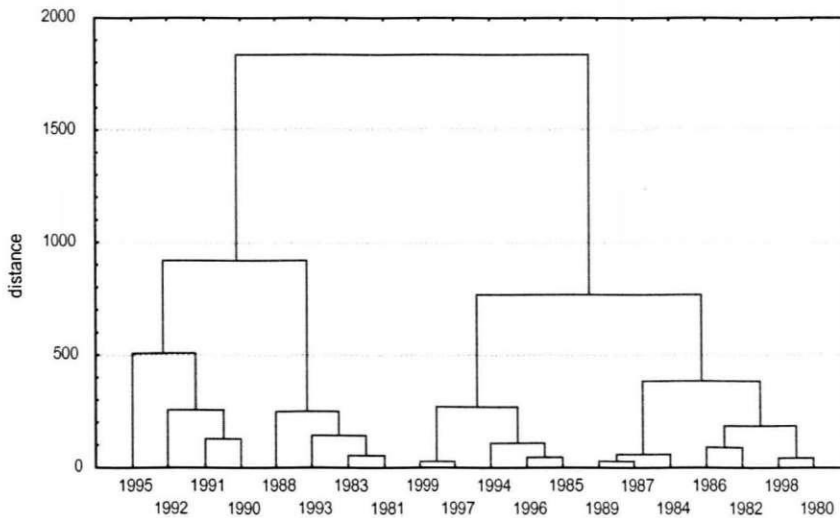
5.10.att. Rīgas līča zooplanktona kladoceru vasaras biomasas un NAO ziemas indeksa izmaiņas 1980.-1998.g.

Izmantojot klāstera analīzi, acīmredzama ir kladoceru biomasas sadalīšanās divās pamatgrupās (5.11. att.).

5.2. tabula

Rīgas līča atklātās daļas zooplanktona biomasas un NAO indeksa Pīrsona korelācijas rezultāti

Mainīgais	R	R ²	p	n
1980-1998				
Kopējā pavasara biomasa	0.26	0.07	0.31	17
<i>Copepoda</i> biomasa	0.16	0.03	0.53	17
<i>Rotatoria</i> biomasa	0.35	0.12	0.17	17
Kopējā vasaras biomasa	0.38	0.15	0.10	19
<i>Cladocera</i> biomasa	0.53	0.28	0.02	19



5.11. att. Kladoцерu biomasas (mgm^{-3}) klāstera analīzes rezultāti.

5.2. Zooplanktona cenozes daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē

Vispirms zooplanktona cenozes daudzgadīgā dinamika aplūkota laikā no 1982. līdz 1996.gadam Rīgas līča dienvidu piekrastē iepretim Lielupes, Gaujas un Daugavas ieplūdes vietām un Rīgas attīrīšanas iekārtu kompleksa (RAIK) izplūdes vietai pie Bolderājas ar mērķi noskaidrot, vai no upēm potenciāli nākušais piesārņojums varētu būt ietekmējis zooplanktona sugu sastāvu un organismu skaitu. Analizēta arī vides faktoru saistība ar zooplanktona daudzuma izmaiņām. Vides faktoru izmaiņas 1988. – 1996.g. līča piekrastē bija sekojošas – ūdens temperatūra pēc 1992.g. pazeminājās, sāļums svārstījās 1 PSV robežās, skābekļa koncentrācija būtiski nemainījās, hlorofila a koncentrācija pakāpeniski pieauga.

Uzskaitot konstatētos zooplanktona taksonus (5.3.tabula), redzams, ka nav būtisku atšķirību ne starp novērojumu punktiem, ne arī starp piekrasti un līča atklāto daļu. Kopumā novēroti 27 taksoni. *Copepoda* grupu principā pārstāvēja 5 – 6 sugas,

jo *Acartia longiremis*, *Centropages hamatus* un *Temora longicornis* ir halofilākas sugas (atklātās jūras) un piekrastē konstatētas epizodiski ļoti nelielā skaitā.

5.3. tabula

Zooplanktona sugas, kas atrastas (+; nav atrastas (-)) Rīgas līcī pret upju ietekām un Rīgas attīrīšanas iekārtu kompleksa izplūdes vietai

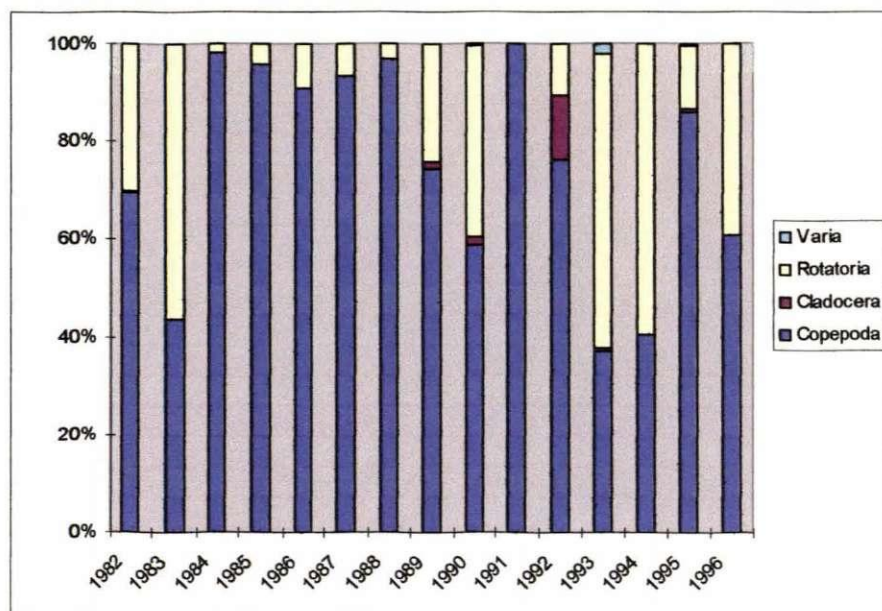
Sugas/taksoni	Gaujas ieteka	Daugavas ieteka	RAIK	Lielupes ieteka
<u>Copepoda</u>	+	+	+	+
<i>Acartia bifilosa</i> Giesbrecht	+	+	-	+
<i>Acartia longiremis</i> Lilljeborg	-	+	+	-
<i>Centropages hamatus</i> Lilljeborg	+	+	+	+
<i>Eurytemora affinis</i> Poppe	+	+	+	+
<i>Limnocalanus macrurus</i> Sars	+	+	+	+
<i>Temora longicornis</i> Müller	+	+	+	+
<i>Cyclopoida varia</i>	+	+	+	+
<i>Mesochra rapiens</i> Schmeil	+	-	-	+
<i>Nitocra</i> sp. Boeck				
<u>Cladocera</u>	+	+	+	+
<i>Bosmina coregoni maritima</i> P.E. Müller	-	+	-	+
<i>Cercopagis pengoi</i> Ostroumov	+	+	+	+
<i>Daphnia</i> sp. O.F. Müller	+	+	+	+
<i>Evadne nordmanni</i> Lovén	+	+	+	+
<i>Podon intermedius</i> Lilljeborg	+	+	+	+
<i>Podon polyphemoides</i> Leuckart				
<u>Rotatoria</u>	+	+	+	+
<i>Brachionus</i> sp. Pallas	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata</i> Mueller	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	+	+	+	+
<i>Keratella cruciformis</i> Thompson	+	+	+	+
<i>Synchaeta baltica</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Synchaeta monopus</i> Plate	+	+	-	+
<i>Synchaeta fennica</i> Rousselet				
<u>Citas</u>	+	+	+	+
<i>Balanus improvisus</i> larvae Darwin	+	+	+	+
<i>Bivalvia</i> larvae	+	+	+	+
<i>Gastropoda</i> larvae	-	-	-	+
<i>Ostracoda</i>	+	+	+	+
<i>Polychaeta</i> larvae				
	24	25	22	26
Kopā: 27 taksoni				

Cladocera grupā konstatētas arī 5 – 6 sugas, lai gan *Daphnia* spp. galvenokārt novērota epizodiski. Kopš 1992. gada paraugos reģistrēta arī Baltijas jūrā invazīvā suga *Cercopagis pengoi*, bet vēl nelielā daudzumā (5-50 eks. m⁻³).

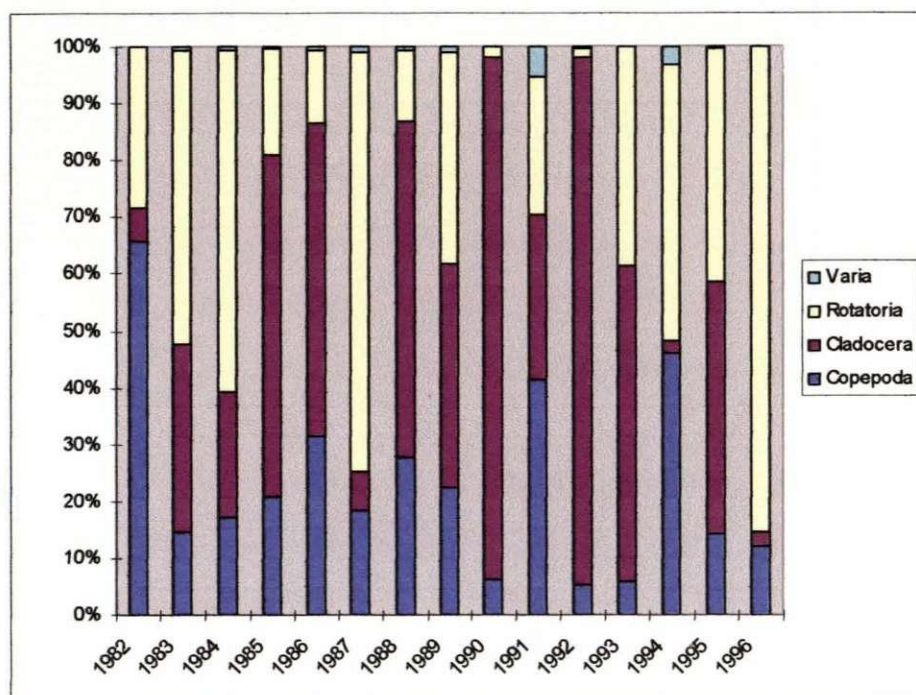
Rotatoria grupu veidoja 6 – 7 sugas, no kurām ar vislielāko organismu skaitu izcēlās *Synchaeta baltica* un *Keratella quadrata*.

Grupu „Pārējās” sugas pārstāvēja galvenokārt meroplanktons – bentiski dzīvojošo organismu kāpuru stadijas. Daudzsartārpu (*Polychaeta*) kāpuri novēroti, sākot ar 1989. gadu. Lai gan tie nav identificēti līdz sugai, visticamāk tie bijuši ap 1990. gadu bentosā introducētā daudzstārpa *Marenzelleria viridis* planktoniskā attīstības stadija.

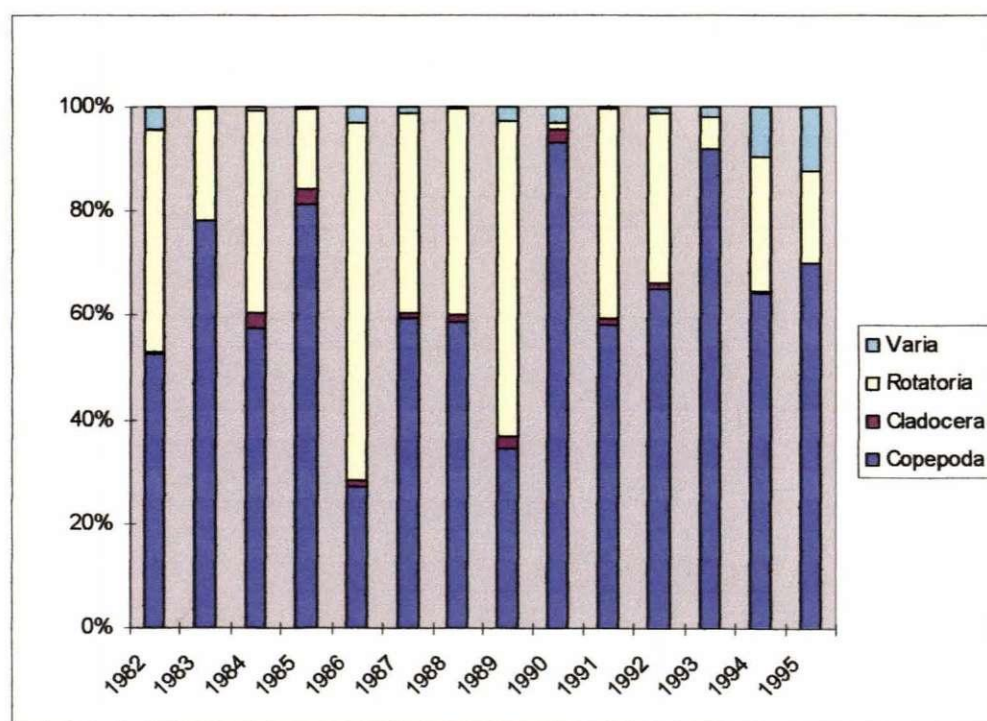
Visos novērojumu punktos zooplanktona grupu sezonālā dinamika sekoja līdzīgai shēmai – *Rotatoria* vai *Copepoda* bija visdaudzskaitlīgākās grupas pavasarī un rudenī, *Rotatoria* un *Cladocera* – vasarā. Meroplanktona organismu daudzums bija relatīvi neliels visās sezonās. Zooplanktona skaits vasarā vienmēr bija lielāks nekā pavasarī un rudenī (5.12. att. a,b,c, 5.13.att.).



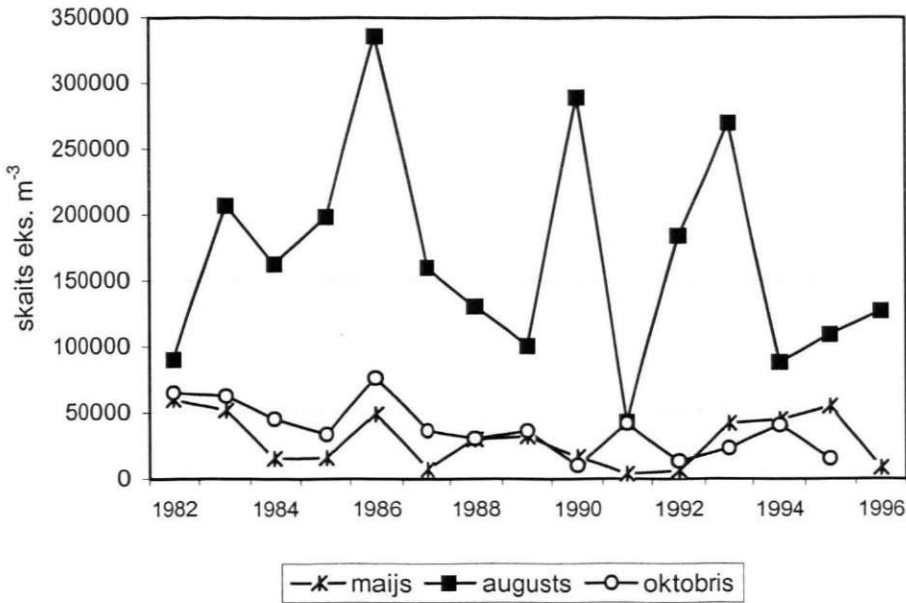
5.12.a att. Taksonomisko grupu struktūra Rīgas līča piekrastē 1982.-1996.g. pavasarī, vidējie rādītāji no 4 stacijām, 0-10 m slānī.



5.12.b att. Taksonomisko grupu struktūra Rīgas līča piekrastē 1982.-1996.g. vasarā, vidējie rādītāji no 4 stacijām, 0-10 m slānī.



5.12.c att. Taksonomisko grupu struktūra Rīgas līča piekrastē 1982.-1996.g. rudenī, vidējie rādītāji no 4 stacijām, 0-10 m slānī.



5.13. att. Zooplanktona skaita (ind. m⁻³) daudzgadīgā sezonālā dinamika Rīgas līča piekrastē, vidējie rādītāji no 4 stacijām, 0-10 m slānī.

Apskatot zooplanktona grupu un kopējā skaita saistību ar vides faktoriem katrā novērojumu punktā, atrastas sekojošas korelācijas (5.4. tabula). Maijā *Copepoda* skaits pozitīvi korelējis ar ūdens temperatūru un negatīvi – ar sāļumu, skābekļa koncentrāciju un hlorofila *a* koncentrāciju divos novērojumu punktos (5.4. tab. a,b). *Cladocera* skaits pozitīvi korelējis ar ūdens temperatūru stacijās pret Gauju un Lielupi. Virpotāju skaits pozitīvi korelējis ar ūdens temperatūru un negatīvi – ar hlorofila *a* koncentrāciju vienā stacijā. Meroplanktona daudzuma dati analīzes veikšanai bija pietiekami tikai novērojumu punktā pret Daugavu, kur konstatēta pozitīva korelācija ar ūdens temperatūru un negatīva – ar sāļumu. Kopējais zooplanktona skaits arī pozitīvi korelējis ar ūdens temperatūru stacijā pret Daugavu un negatīvi – ar sāļumu un hlorofila *a* koncentrāciju pārējās stacijās.

Augustā konstatēta pozitīva *Copepoda* un ūdens temperatūras korelācija visās stacijās, ar hlorofila *a* koncentrāciju – divās stacijās un negatīva – ar sāļumu arī visās stacijās. *Cladocera* daudzums savukārt pozitīvi korelēja ar sāļumu, bet negatīvi – ar temperatūru un hlorofila *a* koncentrāciju visās stacijās. Virpotāju skaits ticami un pozitīvi korelēja tikai ar hlorofila *a* koncentrāciju stacijā pret Gauju. Meroplanktona grupas daudzumam un sāļumam konstatēta pozitīva korelācija stacija pret Gauju un negatīva – ar ūdens temperatūru stacijā iepretim Daugavai. Kopējais zooplanktona skaits negatīvi korelēja ar temperatūru stacijās iepretim Daugavai un Lielupei, un gan pozitīvi, gan negatīvi - ar sāļumu un hlorofilu *a* visās stacijās.

Oktobrī novērojumu skaits nebija pietiekošs statistiskās analīzes veikšanai.

5.4. tabula

Pirsona korelācijas koeficienti zooplanktona daudzuma un vides faktoru korelācijām Rīgas līča piekrastes stacijās pret upju ietekām 1988.-1996.g. Koeficienti ir reizināti ar 100 un vērtības ar būtiskuma līmeni $p < 0.05$ ir *kursīvā*.

a) pret Gaujas ieteku

Zooplanktona grupa	Ūdens temp.		Sāļums		Skābekļa konc.		Hlorofils <i>a</i>	
	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts
Copepoda	39	71	-77	-29	-22	12	-42	92
Cladocera	-8	-44	-8	33	-47	20	32	-51
Rotatoria	7	-3	-2	-17	-14	5	5	26
Varia	*	-5	*	23	*	12	*	*
Viss zooplankt.	16	-12	-44	-30	-5	58	-68	22

b) pret Daugavas ieteku

Zooplanktona grupa	Ūdens temp.		Sāļums		Skābekļa konc.		Hlorofils <i>a</i>	
	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts
Copepoda	51	23	-72	-25	-67	49	-84	-14
Cladocera	59	-44	-11	62	-13	14	8	-76
Rotatoria	-20	-3	4	-9	38	4	*	-11
Varia	*	-5	*	17	*	2	*	*
Viss zooplankt.	56	-33	-3	3	12	5	9	-22

c) pret Lielupes ieteku

Zooplanktona grupa	Ūdens temp.		Sāļums		Skābekļa konc.		Hlorofils <i>a</i>	
	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts	maijs	augusts
Copepoda	12	25	-16	-80	-42	-3	-6	68
Cladocera	33	-61	0	71	12	26	5	-87
Rotatoria	26	-15	-2	4	12	20	-20	6
Varia	*	*	*	*	*	*	*	*
Viss zooplankt.	7	-60	-16	36	-13	18	-54	21

* - nepietiekošs datu daudzums analīzei

Detalizētāka, atsevišķu piekrastes sugu dinamikas analīze veikta nedaudz garākam laika posmam – līdz 1997.g. Aplūkotas trīs skaitliski dominanto sugu – *Bosmina longispina*, *Synchaeta baltica* un *Keratella quadrata* izmaiņu tendences un saistība ar vides faktoriem, ņemot vērā to, ka pēc 1990.gada līča atklātajā daļā konstatēta uzskatāma zooplanktona biomasas samazināšanās. Izmantoti triju upju grīvu tuvumā izvietoto staciju dati, kas pēc Stjūdenta testa rezultātiem apvienoti – gan vides rādītājiem, gan zooplanktona sugām (5.5., 5.6.tab.).

5.5. tabula

Stjūdenta testu, Fišera testu un Levena testu rezultāti ūdens temperatūras (°C) un sāļuma (PSV) datiem trīs piekrastes stacijās

Temperatūra pavasarī

Stacijas	Vid. (SD)	t	b.p.	p	F krit.	p	Levena k.	p Levena
Daugava vs. Lielupe	7.43 (2.64)	-0.19	16	0.86	1.205	0.80	0.019	0.89
Lielupe vs. Gauja	7.68 (2.90)	-0.06	16	0.95	1.065	0.93	0.065	0.80
Gauja vs. Daugava	7.76 (2.99)	0.25	16	0.81	1.283	0.73	0.024	0.88

sāļums

Daugava vs. Lielupe	4.19 (0.58)	-2.09	16	0.05	1.737	0.45	1.252	0.28
Lielupe vs. Gauja	4.69 (0.44)	1.21	16	0.25	3.987	0.07	2.355	0.14
Gauja vs. Daugava	4.30 (0.87)	0.32	16	0.76	2.296	0.26	0.682	0.42

Temperatūra vasarā

Daugava vs. Lielupe	16.69 (2.76)	-0.10	18	0.92	1.227	0.77	0.192	0.67
Lielupe vs. Gauja	16.82 (3.06)	-0.69	17	0.50	1.030	0.98	0.060	0.81
Gauja vs. Daugava	17.79 (3.01)	0.83	17	0.42	1.191	0.79	0.025	0.88

sāļums

Daugava vs. Lielupe	4.68 (0.55)	-1.38	14	0.19	2.307	0.29	0.397	0.54
Lielupe vs. Gauja	5.00 (0.36)	0.81	15	0.43	2.983	0.17	1.379	0.26
Gauja vs. Daugava	4.80 (0.62)	0.41	15	0.69	2.296	0.75	0.215	0.65

5.6. tabula

Stjūdenta testu, Fišera testu un Levena testu rezultāti zooplanktona sugu skaita ($\log_{10}(x+1)m^{-3}$) datiem trīs piekrastes stacijās

Bosmina longispina

Stacijas	Vid. (SD)	t	b.p.	P	F krit.	p	Levena k.	p Levena
Daugava vs. Lielupe	4.36 (0.86)	0.62	28	0.54	1.173	0.78	0.104	0.75
Lielupe vs. Gauja	4.16 (0.93)	-0.55	30	0.59	1.168	0.77	0.085	0.77
Gauja vs. Daugava	4.35 (1.01)	-0.05	28	0.96	1.370	0.58	0.351	0.56

Keratella quadrata

Daugava vs. Lielupe	4.16 (0.48)	-0.84	30	0.41	1.024	0.96	0.197	0.66
Lielupe vs. Gauja	4.30 (0.47)	0.59	30	0.56	1.886	0.23	1.405	0.25
Gauja vs. Daugava	4.18 (0.65)	0.11	30	0.91	1.842	0.25	0.807	0.38

Synchaeta baltica
maijs

Daugava vs. Lielupe	3.09	(0.90)	-0.32	20	0.76	1.541	0.53	3.676	0.07
Lielupe vs. Gauja	3.23	(1.12)	-0.23	23	0.82	1.547	0.46	3.971	0.06
Gauja vs. Daugava	3.32	(0.90)	-0.61	21	0.55	1.004	0.97	0.003	0.95

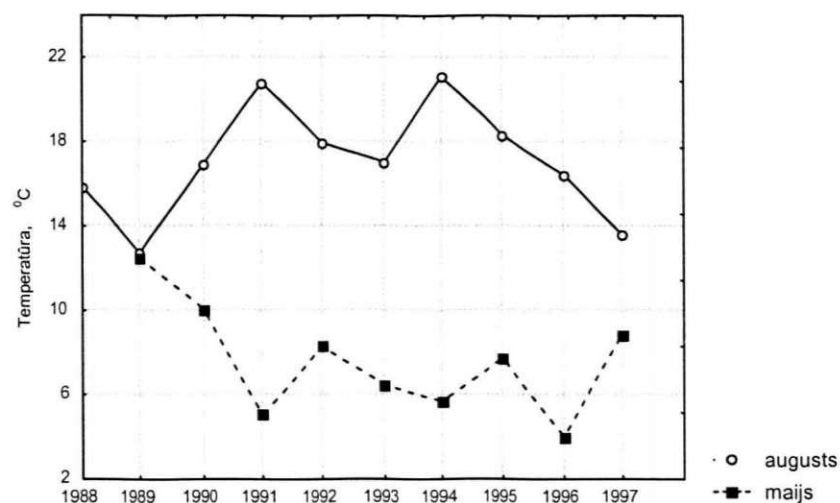
augusts

Daugava vs. Lielupe	3.26	(0.56)	-0.34	23	0.74	2.666	0.11	2.475	0.13
Lielupe vs. Gauja	3.36	(0.91)	-0.05	25	0.96	2.886	0.07	3.973	0.06
Gauja vs. Daugava	3.37	(0.54)	0.55	26	0.59	1.083	0.88	0.403	0.53

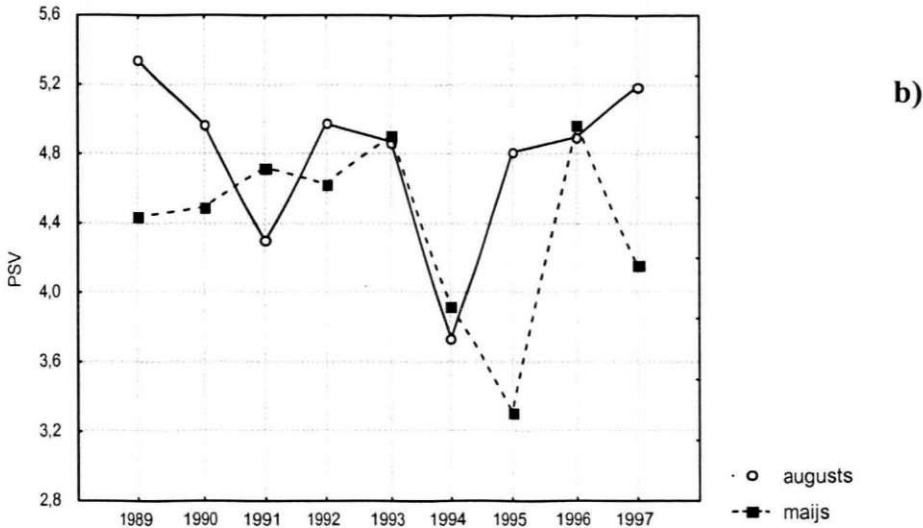
oktobris

Daugava vs. Lielupe	3.71	(0.65)	-0.30	24	0.77	1.140	0.82	0.055	0.82
Lielupe vs. Gauja	3.79	(0.70)	-0.59	23	0.56	2.097	0.23	1.074	0.31
Gauja vs. Daugava	3.93	(0.48)	0.96	23	0.35	1.839	0.32	0.642	0.43

Vides faktoru izmaiņas sezonās (5.14. a,b att.) atspoguļoja ikgadējo mainību bez izteiktas tendences. Ūdens temperatūra svārstījās starp 4,0°C un 7,6°C pavasarī, starp 12,7°C un 21,1°C vasarā. Sāļums mainījās no 3,3 līdz 4,4 PSV pavasarī un no 3,7 līdz 4,8 PSV vasarā.



a)



5.14. att. Sāļuma (a) un temperatūras (b) dinamika Rīgas līča piekrastes stacijās 0-10 m slānī, 3 staciju vidējās vērtības.

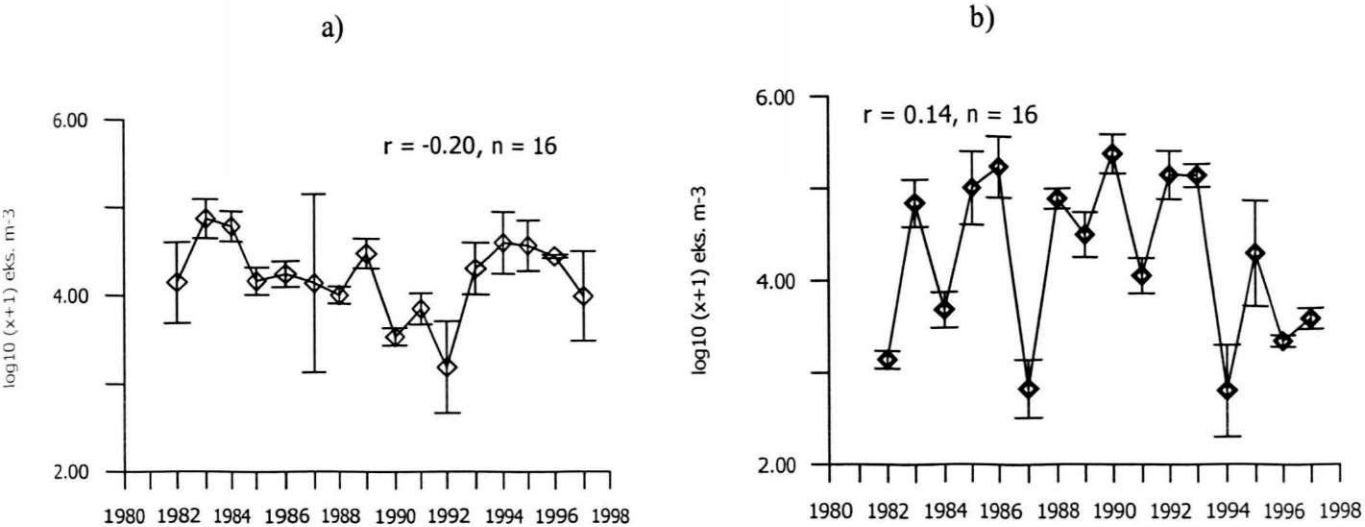
Sugu sezonālā sastopamība bija atšķirīga. *Bosmina longispina* un *Keratella quadrata* konstatētas gandrīz tikai vasarā, bet *Synchaeta baltica* – no pavasara līdz rudenim. *S. baltica* lielākais skaits novērots pavasarī, un itin bieži arī rudenī – sekundārs skaita maksimums (5.7. tab.).

5.7. tabula

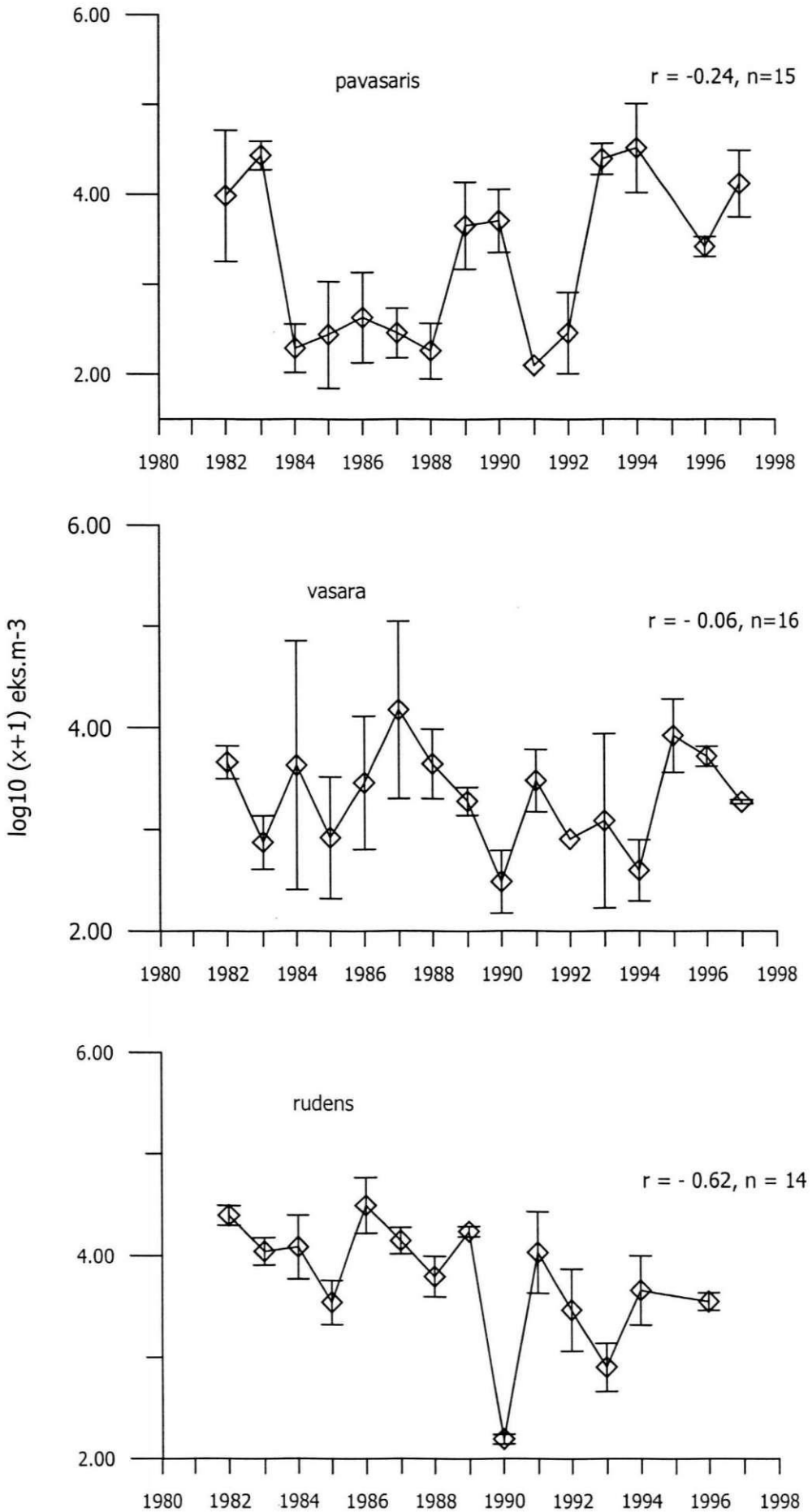
Zooplanktona sugu īpatņu skaits (ind. m⁻³) trīs piekrastes stacijās

Suga	Vid. skaits	Min. skaits	Maks. skaits	n
<i>Bosmina longispina</i>	80100	200	405000	46
<i>Keratella quadrata</i>	29850	400	195000	48
<i>Synchaeta baltica</i>				
pavasaris	10590	100	73400	39
vasara	8380	170	150000	40
rudens	11430	140	61750	41

Vienīgā statistiski ticamā skaita tendence – samazināšanās – konstatēta *S. baltica* rudenī – $r = -0.62$, $p < 0.02$, $n = 13$ (5.16. att.). *B. longispina*, *K. quadrata* un *S. baltica* skaita dinamika pārējās sezonās norādīja tikai uz ikgadējo mainību bez būtiskām tendencēm (5.15. a,b att.).



5.15. a, b att. *Keratella quadrata* un *Bosmina longispina* skaita daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē, vidējā vērtība ar standartnovirzi 0-10 m slānī



5.16. att. *Synchaeta baltica* daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē, pavasara, vasaras un rudens vidējās vērtības ar standartnovirzi 0-10 m slānī.

Salīdzinot katras sugas skaita vidējās vērtības un izkliedi starp gadu periodiem no 1982. līdz 1990.g. un no 1991. līdz 1997.g., nekādas ievērojamas atšķirības netika konstatētas (5.8. tab.). Tādējādi noraidīta hipotēze par zooplanktona daudzuma samazināšanos pēc 1990. gada arī piekrastes zonā.

5.8. tabula

Fišera testa rezultāti, salīdzinot sugu īpatņu vidējo skaitu ($\log_{10}(x+1)m^{-3}$) 1982.-1990. un 1991.-1997.g.

Suga	Iegūtais F kritērijs un tā kritiskās vērtības	Vidējais skaits un s.n. 1982-1990		Vidējais skaits un s.n. 1991-1997	
<i>Bosmina longispina</i>	0.920 $F_{0.05(8;6)} = 4.15$	4.39	0.94	4.05	0.87
<i>Keratella quadrata</i>	0.551 $F_{0.05(8;6)} = 4.15$	4.27	0.41	4.14	0.51
<i>Synchaeta baltica</i> <i>pavasaris</i>	0.585 $F_{0.05(5;8)} = 3.69$	3.09	0.84	3.50	1.03
<i>vasara</i>	0.821 $F_{0.05(8;6)} = 4.15$	3.35	0.52	3.28	0.46
<i>rudens</i>	0.315 $F_{0.05(5;8)} = 3.69$	3.88	0.70	3.52	0.41

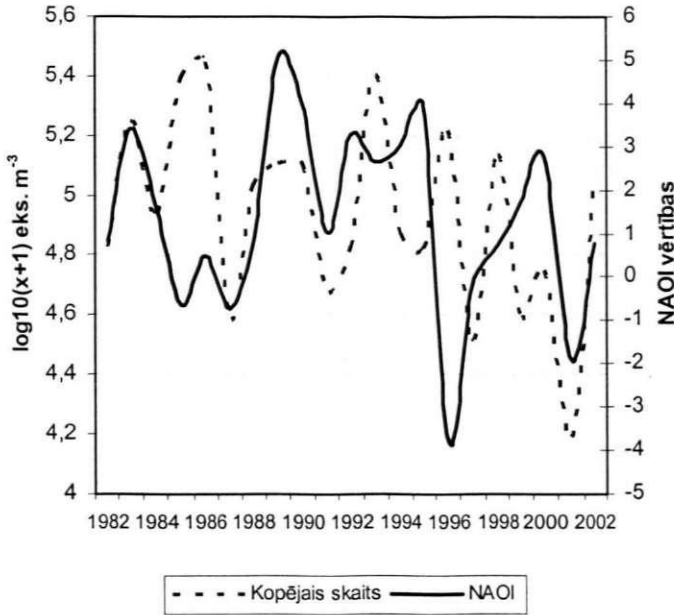
Statistiski būtiska lineāra saistība ar vides faktoru dinamiku izpaudusies tikai sāļuma un *Bosmina longispina* skaitam vasarā. Negatīva korelācija gan novērota arī *Keratella quadrata* skaitam un sāļuma vasaras vērtībam. *Synchaeta baltica* skaits neuzrādīja statistiski būtisku korelāciju ar vides faktoriem. Daudzfaktoru regresijas analizē tādējādi izmantots tikai *B.longispina* skaits un konstatēts, ka 61% *B.longispina* skaita izmaiņu nosaka ūdens temperatūras un sāļuma iedarbība (5.9. tab.). Sāļuma parciālās un semiparciālās korelācijas koeficientu līdzība norāda, ka tieši šī vides faktora variēšana attiecas uz *B.longispina* skaita izmaiņām.

5.9. tabula

Pīrsona korelācijas koeficienti un daudzfaktoru regresijas koeficienti vides faktoriem un zooplanktona sugu īpatņu skaitam ($\log_{10}(x+1)m^{-3}$)

Suga	Mainīgais	R vai multiplais R^2 (*)	Parciālā korelācija	Semi-parciālā korelācija	p
<i>Bosmina longispina</i>	Temperatūra	0.61*	0.68	0.57	0.06
	Sāļums		0.77	0.76	0.02
<i>Keratella quadrata</i>	Temperatūra	-0.51			0.93
	Sāļums	-0.22			0.30
<i>Synchaeta baltica</i>	Spring	-0.20			0.70
	Summer	-0.20			0.70
	Temperatūra	-0.18			0.62
	Sāļums	0.24			0.53

Analizējot lokālo un Ziemeļatlantijas klimata izmaiņu nozīmi piekrastes zooplanktona dinamikā 20 gadu laikā no 1982. līdz 2002. gadam, kā globālo izmaiņu indikatoru izmantojot NAO indeksu, noskaidrots, ka kopējā daudzuma dinamikā vasarā (sezona ar vislabāko datu segumu) NAO nav īpašas nozīmes (5.17. att.).



5.17. att. Piekrastes vasaras zooplanktona kopējā skaita ($\log_{10}(x+1)$ eks.m⁻³, 3-5 staciju vidējais) un NAO ziemas vidējā indeksa dinamika 1982.-2002.g.

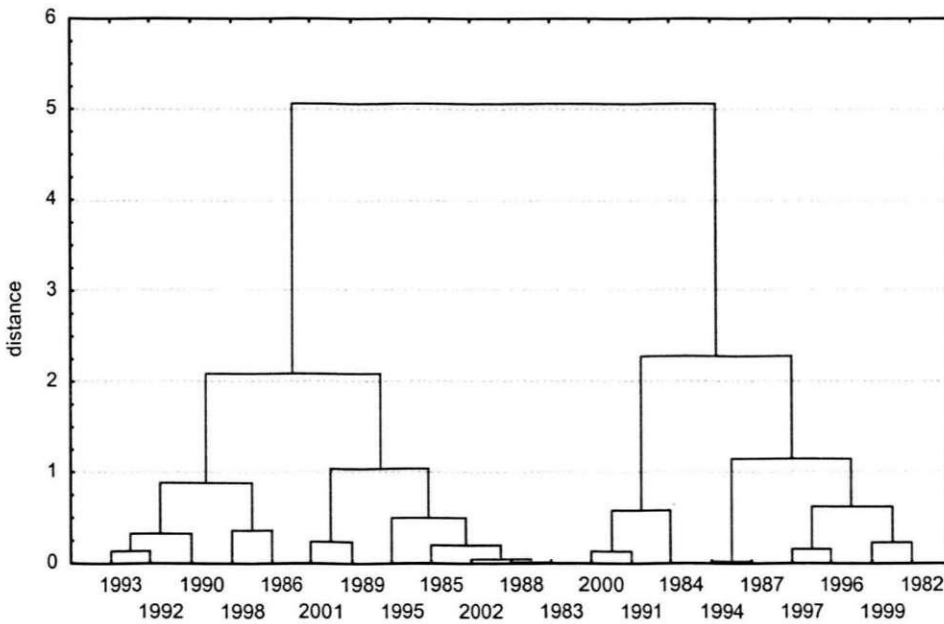
Tomēr sevišķi izteiktu klimatisko parādību signāli – galvenokārt ļoti auksto ziemu veidā 1987., 1991., 2001.g. – izpaužas arī organismu skaita vērtībās. Aplūkota arī atsevišķu sugu un taksonomisko grupu – *Bosmina longispina*, *Keratella quadrata*, *Copepoda* – dinamikas saistība ar NAOI vasarā. Sugu un grupu korelācijas ievērojami atšķirušās, taču nav bijušas statistiski būtiskas.

5.10. tabula

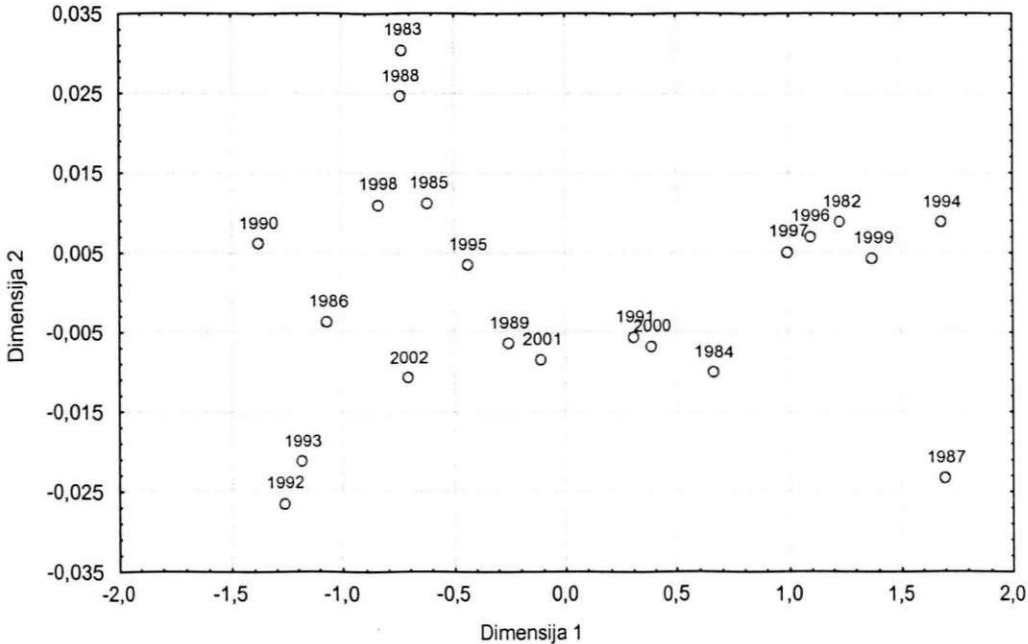
Piekrastes vasaras zooplanktona skaita ($\log_{10}(x+1)$ ind m⁻³) un NAO indeksa Pīrsona korelācijas rezultāti

Mainīgais	R	R ²	p	n
1982-2002				
Kopējais vasaras skaits	0.26	0.07	0.31	17
<i>Copepoda</i> skaits	0.01	0.00	0.98	20
<i>Keratella quadrata</i> skaits	0.14	0.02	0.53	21
<i>Bosmina longispina</i> skaits	0.37	0.14	0.10	21

Izmantojot klāsteranalīzi, *B. longispina* skaitam konstatējamas 2 atšķirīgas gadu grupas (5.18. att.).



5.18. att. *B. longispina* skaita ($\log_{10}(x+1)$ ind m^{-3}) Rīgas līča piekrastē vasarā klāsteranalīzes rezultāti.



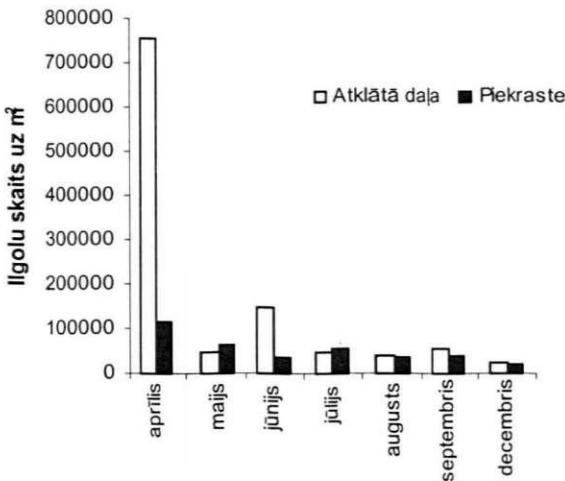
5.19. att. Daudzdimensiju analīze *B. longispina* skaitam Rīgas līča piekrastē vasarā.

Daudzdimensiju analīzē, rotējot ass par 180° , redzams, ka viena dimensija (Dimensija 1) izsaka gadu grupēšanos atkarībā no ūdens temperatūras pavasarī (5.19.att.). Otra ass norāda uz apstākļiem vasaras laikā – ūdens masu stabilitāti, ko

pārsvarā maina vēju darbība. Ūdens masu turbulence ne tikai maina ūdens temperatūru, bet arī sāļumu un barības apstākļus.

5.3. Kladocears *Bosmina longispina* dzīves cikls un dinamika Rīgas līcī.

Pētot *Bosmina longispina* attīstības un telpiskās izplatības raksturu, salīdzināts ilgolu skaits no pavasara līdz rudenim līča atklātās daļas un piekrastes stacijā, kas šajā gadījumā identiskas ar sedimentu akumulācijas zonas un erozijas zonas stacijām. Ilgolu skaits abās stacijās vislielākais bija aprīlī, lai gan atklātās daļas stacijā tas bija aptuveni 7 reizes lielāks. Laikā no aprīļa līdz maijam ilgolu skaits atklātās daļas stacijā samazinājās 15 reizes, bet neliels skaita pieaugums konstatēts jūnijā un septembrī (5.20. att.). Piekrastes stacijā ilgolu skaits pavasarī samazinājās apmēram par 2 reizēm, bet visu vasaru tas saglabājās aptuveni vienā līmenī. Gaidītais ilgolu skaita pieaugums decembrī netika novērots.



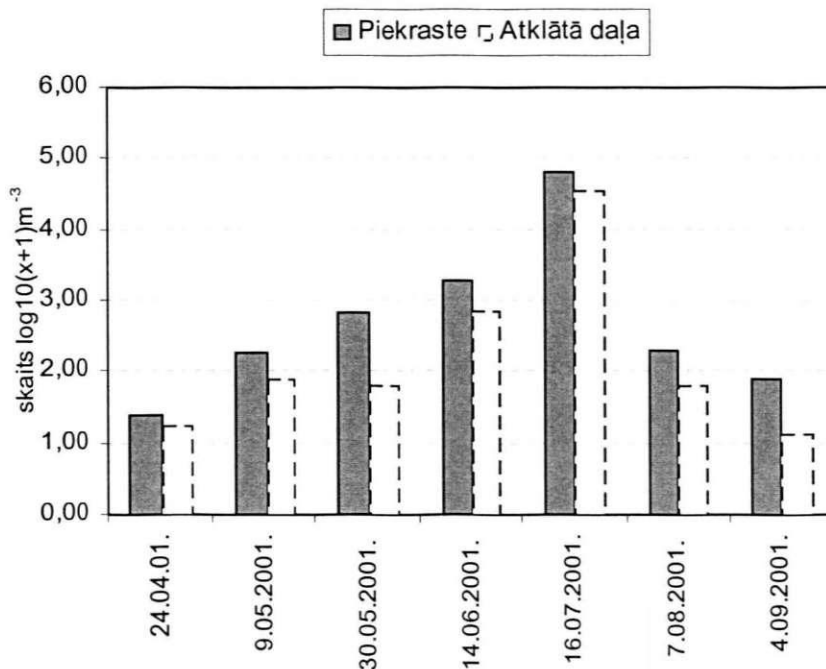
5.20. att. Ilgolu skaita dinamika Rīgas līča divu staciju sedimentu virsējos 2 cm 2001.g.

Pelagiālē *Bosmina longispina* pirmie īpatņi novēroti jau februārī atklātās daļas stacijā, bet piekrastes stacijā – tikai aprīļa beigās (5.11. tab.). *B.longispina* populācijas intensīva attīstība abās stacijās sākās maija beigās – jūnija sākumā (5.21.att.). Maksimālās daudzuma vērtības piekrastes stacijā bija 2 reizes lielākas. *B.longispina* skaita samazināšanās bija ļoti spēja un notika 2 nedēļu laikā jūlija beigās – augusta sākumā.

5.11.tabula

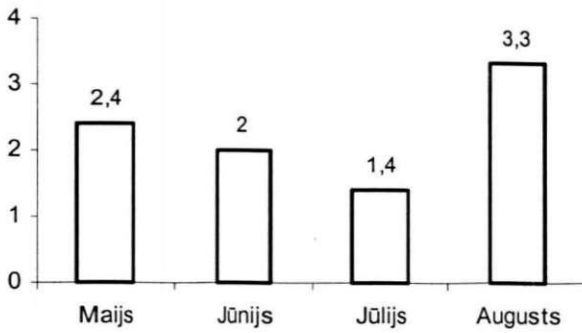
Bosmina longispina skaita dinamika Rīgas līcī 2001.g.

Datums	Skaitis m ⁻³ atkl. daļā	Datums	Skaitis m ⁻³ piekrastē
24.02.	16	24.04.	24
14.03.	8	9.05.	189
29.03.	4	30.05.	690
11.04.	12	14.06.	1862
27.04.	18	16.07.	63357
9.05.	80	7.08.	192
18.05.	64	4.09.	78
16.06.	702		
27.06.	455		
17.07.	36300		
25.07.	26796		
10.08.	65		
29.08.	28		
06.09.	14		



5.21. att. *B.longispina* populācijas dinamika 2001.g. Rīgas līča divās stacijās.

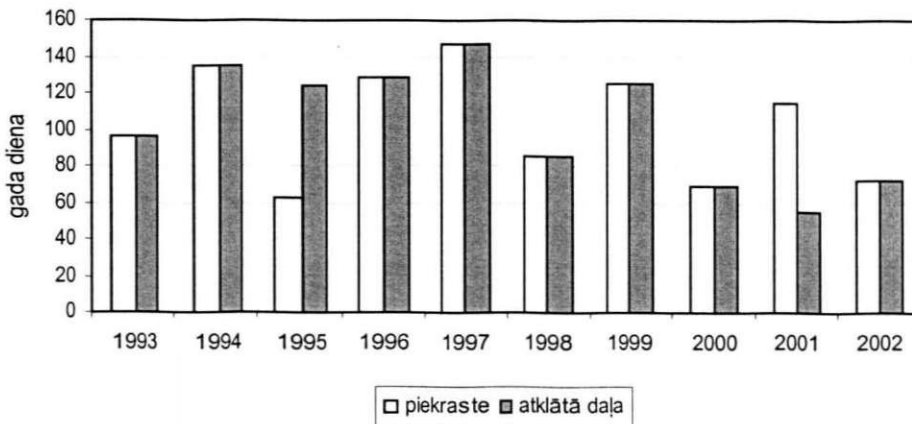
Pirmās *B.longispina* mātītes ar partenogēnētiskajām olām konstatētas maija pirmajā pusē līča piekrastē, bet ar ilgolām jūlija beigās līča piekrastes daļā un augusta sākumā – atklātajā daļā. Partenogēnētisko olu skaits mātīšu olu somās, kas vērtēts pēc novērojumiem visā līča dienvidu un centrālajā daļā, lielāko vērtību sasniedza augustā (5.22. att.).



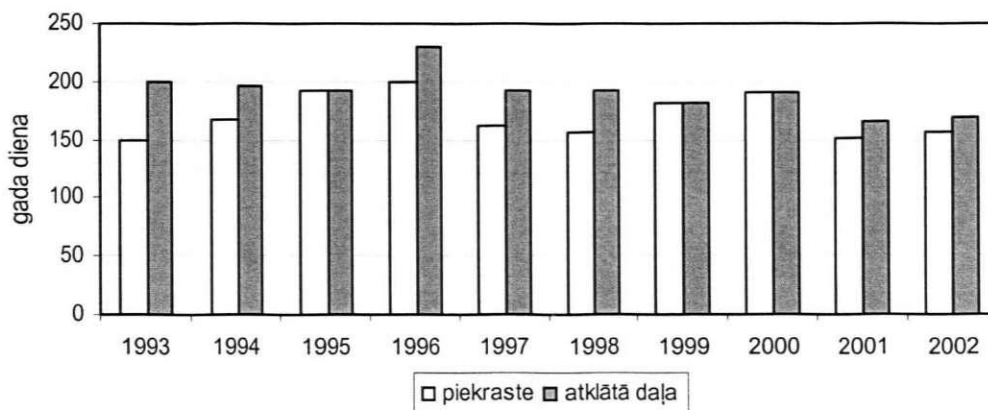
5.22. att. Partenoģenētisko olu vidējais skaits vienas *B. longispina* mātītes olu somā 2001.g.

Aprēķinātais *B. longispina* ilgolu grimšanas ātrums stratificētā ūdens slānī augustā bija gandrīz 19 metri dienā.

Salīdzinot *B. longispina* parādīšanos laiku planktonā – t.i., pirmo sugas pārstāvju izšķilšanos no ilgolām - 1993.-2002.gadā līča piekrastē un atklātajā daļā, lielas atšķirības nav vērojamas, tas lielākoties noticis vienlaicīgi. Nedaudz atšķiras laiks, kad sākas sugas intensīva attīstība (5.23., 5.24. att.).



5.23. att. *B. longispina* īpatņu parādīšanās laiks planktonā Rīgas līča piekrastes un atklātajā daļā 1993.-2002.g.



5.24. att. *B.longispina* intensīvas attīstības sākuma laiks (>20) planktonā Rīgas līča piekrastes un atklātajā daļā 1993.-2002.g.

6. REZULTĀTU ANALĪZE

6.1. Zooplanktona daudzgadīgā dinamika Rīgas līcī un Baltijas jūras Gotlandes ieplakas austrumu daļā

Laikā no 1970. līdz 1990. gadam, kad vasarās vienlaicīgi un acīmredzot saistīti pieauga planktona cenožu biomasa, fitoplanktona biomasa Rīgas līcī korelēja ar fosfora koncentrāciju – $r^2 = 0,63$, $p = 0.06$, $n=7$ (1977-1983) un $r^2 = 0,63$, $p = 0.03$, $n=7$ (1984-1990). Vasarā augšējos slāņos nitrātu un fosfātu koncentrācijas ir ļoti zemas (HELCOM, 1996), tāpēc fitoplanktona šūnām nepieciešamos slāpekļa un fosfora savienojumus nodrošina vertikālais transports un reģenerācija. Neorganisko biogēno vielu reģenerācijā nozīmīga loma ir augēdājam zooplanktonam (Tarapchak and Nalewajko, 1986; Mazumder, 1994). Ja zooplanktons intensīvi izēd fitoplanktonu, tad izšķīdušā un aļģu šūnām pieejamā fosfora saturs ir salīdzinoši liels (Mazumder, 1994). Ir novērots, ka mazāka izmēra sugas (*Cladocera*) darbojas kā fosfora asimilētāji un tādējādi veicina fosfora uzkrāšanos sedimentos, bet tā reģenerācijā galvenā nozīme ir *Copepoda* sugām atšķirīgo barības sastāvu dēļ (Lyche et al., 1996). Tādējādi arī slāpekļa:fosfora (N:P) attiecība zooplanktona atbrīvotajos biogēnos ir atkarīga no zooplanktona sugas (Elser et al., 1994). Zooplanktona organismos oglekļa:slāpekļa:fosfora attiecība principā ir nemainīga, ja arī barības sastāvs mainās. Tātad, lai uzturētu šo stehiometrisko līdzsvaru barības vidē, kam ir mainīgas C:P vai N:P attiecības, zooplanktonam jāpielāgo sava augšanas stratēģija, efektīvi izmantojot limitējošo elementu un ātri atbrīvojot pāri paliekošo (Pertola et al., 2002). Tomēr konstatēts, ka Baltijas jūras sugām *Copepoda* (*Acartia* spp.,

Eurytemora affinis) un *Cladocera* (*Bosmina longispina maritima*) stehiometriskās atšķirības ir nelielas – 1-2% robežās un N:P attiecība tuva Redfilda skaitlim, tāpēc izmaiņas taksonomisko grupu dominancē nevarētu būtiski ietekmēt N un P reģenerāciju (Walve and Larsson, 1999). Taču lielais *B. longispina* daudzums 1988.-1990. gadu sākuma vasarās, pastiprināti asimilējot slāpekli, varēja izraisīt kopējā fosfora pieaugumu un ciānbaktēriju dominanci pēc 1991. gada.

Zooplanktona cenozes pārbīde uz izteiktu augēdāju dominanci 1970. -1988. gadā bija atbildes reakcija uz liča pieaugošo eitrofikāciju šajā laikā. Fitoplanktona biomasai 1991.-1995. gadā samazinoties un dominējot slāpekli fiksējošām ciānbaktērijām, zooplanktona barības apstākļi pasliktinājās. Baltijas jūras dienvidu daļā ir konstatēts, ka *Copepoda* olu producēšana notiek tikai tajā laikā, kad ir augstas kramalģu un citu lielo fitoplanktona sugu koncentrācijas, bet vicaiņu daļa vēžveidīgo barībā ir neliela (Kiørboe & Nielsen, 1994). Acīmredzot sīko fitoplanktonu frakciju dominance Rīgas līcī arī varēja negatīvi ietekmēt airkājvēžu produktivitāti. Tāpat novērots, ka brīvi nārstojošām *Copepoda* sugām kā *Acartia* spp., auglība ir būtiski atkarīga no hlorofila *a* koncentrācijas – barības daudzuma indikatora – ūdenī, pie tam, paaugstinoties ūdens temperatūrai, nepieciešamība pēc barības pieaug, lai kompensētu elpošanas vajadzības (Bunker & Hirst, 2004). Tādējādi vasarā barības limitācija airkājvēžu sugām izpaudās visspilgtāk. *Bosmina* masveida attīstība šajā laika posmā būtu skaidrojama ar sugas labāku pielāgotību barības sastāva izmaiņām – *Bosmina* ģints sugas var nodrošināt savu attīstību, patērējot ciānbaktērijas kā būtisku savas diētas sastāvdaļu (Pel et al., 2003). Tātad zooplanktona daudzgadīgās izmaiņas vasarā būtiski ietekmēja fitoplanktona kvalitātes un daudzuma dinamika, bet vienlaicīgi zooplanktons iespaidoja fitoplanktona sugu struktūru.

Limnocalanus macrurus krasais skaita samazinājums ticis vairākkārt skaidrots ar eitrofikācijas ietekmi – skābekļa koncentrācijas samazināšanos zem termoklīna vasarā (piem., Костричкина и др., 1990). Tomēr stāvoklim uzlabojoties 90. gadu beigās, populācija nav atjaunojusies, kas norāda, ka abiotiskajiem vides faktoriem nav vienīgā loma tās regulācijā. Teorētiski aprēķināts, ka planktona airkājvēžu mirstību par 60-75% procentiem veido izēšana (Hirst, Kiørboe, 2002). Lielajos ezeros Ziemeļamerikā, kur arī konstatēta *L. macrurus* skaita dinamikas sakarība ar eitrofikācijas līmeni, novērota līdzīga skaita saglabāšanās depresīvā līmenī zivju intensīvās barošanās dēļ (Kane et al., 2004). Zivju barošanās kā *L. macrurus*

daudzuma noteicēja 1970.-1990. gados Rīgas līcī pieļauta, airkājvēža daudzumam negatīvi korelējot ar līča reņģu bara lielumu (Sidrevics et al., 1993).

Analizējot zooplanktona dinamiku ietekmējošos faktoros visās sezonās, trīs atšķirīgos rajonos (līcī un Baltijas jūrā) un nedaudz savādākā laika aspektā (1976-1996), saistība ar fitoplanktona izmaiņām vairs nav tik uzskatāma. Fitoplanktona sugu sastāva un kvantitatīvo rādītāju dinamiku acīmredzami ietekmē biogēno vielu koncentrāciju un to attiecību izmaiņas visos novērojumu rajonos. Austrumgotlandē, kur biogēnu koncentrācijas ir relatīvi zemākas un novērots arī to kritums, pavasarī tomēr konstatēts fitoplanktona biomasas pieaugums. To noteica cenozes dominances maiņa – no kramaļģēm uz sekundāri heterotrofo dinoflagelātu *Peridiniella catenata*. Vasarā neorganisko sāļu koncentrāciju samazināšanās sākotnēji izraisīja fitoplanktona biomasas krasu samazināšanos, ko pēc tam kompensēja slāpekli fiksējošo ciānbaktēriju intensīva attīstība. Rīgas līcī ar augstāku ūdens trofiskumu fitoplanktona biomasas pieaugums pavasarī bija saistīts ar fosfora koncentrāciju pozitīvo tendenci 1980. gadu otrajā pusē, tāpēc nozīmīgas izmaiņas sugu struktūrā netika novērotas. Fitoplanktona biomasas kraso samazināšanos 1990. gadu pavasaros izraisīja silikātu daudzuma kritums. Arī 1980. gadu otrās puses vasarās līcī novērota neorganiskā slāpekļa koncentrācijas palielināšanās, izraisot fitoplanktona biomasas pieaugumu, ko 1990. gados nomainīja slāpekļa kritums un ciānbaktēriju attīstības pastiprināšanās. Tomēr šīs nozīmīgās ūdens trofiskuma izmaiņas gan Austrumgotlandē, gan Rīgas līcī nebija skaidri izteiktas zooplanktona cenozes dinamikā, taču hidroloģisko faktoru ietekme bija acīmredzama. Sāluma samazināšanās Austrumgotlandē (6.1.tab.), kas izraisīja *Pseudocalanus elongatus* daudzuma kritumu kopš 1980. gadu vidus un *Bosmina longispina* pieaugumu kopš 1980. gadu beigām atbilst arī Vuorinena u.c. (Vuorinen et al., 1998) secinājumiem par *Copepoda/Cladocera* biomasu attiecības izmaiņām Baltijas jūras ziemeļdaļā.

6.1. tabula

Sāluma daudzgadīgās izmaiņas Austrumgotlandē un divos Rīgas līča rajonos

Rajons un sezona	Ziema	Pavasaris	Vasara	Rudens
Austrumgotlande	R = -0.89, p<0.001, n=19	R = -0.88, p<0.001 n=19	R = -0.62, p=0.01, n=18	R = -0.56, p=0.03, n=16
Rīgas līča centrālā daļa	R = -0.78, p=0.002, n=13	R = -0.76, p<0.001, n=22	R = -0.67, p=0.001, n=22	R = -0.60, p=0.01, n=21
Rīgas līča dienvidu daļa	R = -0.74, p=0.01, n=12	R = -0.29, p=0.21, n=21	R = -0.42, p=0.05, n=22	R = -0.50, p=0.02, n=21

Lai arī Rīgas līcī sāļums 20 gadu laikā samazinājās par 1 PSV, sugu struktūrā un kopējā biomasā krasas pārmaiņas netika novērotas. *Limnocalanus macrurus* daudzuma samazināšanās nebija tieši saistīta ar sāļuma izmaiņām un sugas skaita kritums būtiski nemainīja kopējo biomasas līmeni. Līča iesālūdens sugām šī 1 PSV izmaiņa vēl joprojām ietilpa ekoloģiski optimālo apstākļu diapazonā.

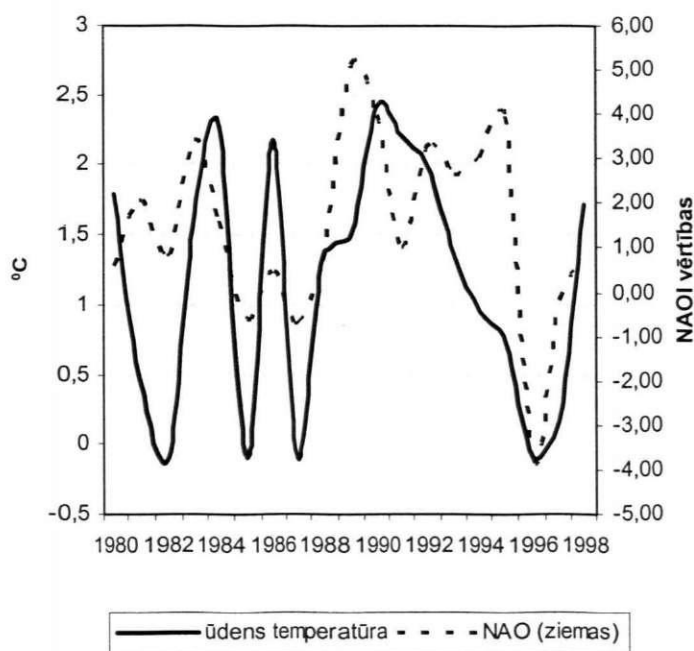
Zooplanktona kopējās biomasas pieaugums pavasarī paaugstinātās ūdens temperatūras rezultātā Rīgas līcī sakrīt ar Dippnera u.c. (Dippner et al., 2000) novērojumiem atklātajā Baltijas jūras daļā. Citās sezonās zooplanktona un vides faktoru saistības trūkumu, ļoti iespējams, nosaka planktonēdāju zivju un mizīdu barošanās, it sevišķi vasaras beigās un rudenī, kas pētījumā nav iekļauta. Flinkmana u.c. (Flinkman et al., 1992) un Viitasalo u.c. (Viitasalo et al., 2001) pētījumos pierādīts, ka Baltijas jūras atklātajā daļā reņģes kā pirmo barībā patērē *Temora longicornis*, savukārt līčos ar zemāku ūdens sāļumu - *Limnocalanus* un *Eurytemora*. Mizīdas *Mysis mixta* un *Neomysis* sp. savukārt barojas gan ar *Copepoda*, gan *Cladocera* sugām (Hansson et al., 1990), patērējot vismaz 15% no zooplanktona produkcijas. Baltijas jūras daļā nevar izslēgt arī *Ctenophora* ietekmi – *Pleurobrachia pileus* barībā ietilpst airkājvēži (Granéli & Turner, 2002), kaut gan *P. pileus* koncentrācijas Baltijas jūrā nav augstas – ap 30 ind.m⁻³.

Atšķirībā no citiem Baltijas jūras rajoniem, Ziemeļatlantijas mēroga klimata izmaiņas zooplanktona dinamiku Rīgas līcī nav ietekmējušas sevišķi uzskatāmi. Līdzīgs rezultāts iegūts, meklējot līča makrozoobentosa un Ziemeļatlantijas oscilācijas indeksa (NAOI) saistību (Dippner & Ikauniece, 2001). NAOI un zooplanktona skaitliskās dinamikas saistību trūkums tādējādi norāda uz lokālo atmosfēras apstākļu lielāku nozīmi pār Ziemeļatlantijas atmosfēras cirkulāciju. Ziemeļjūras piekrastē klimata variēšanas ietekme uz zivju nārsta laiku, izmainot to 2 mēnešu robežās un nosakot arī konkrētā gada nārstošanas sekmes (Dippner, 1997 a, b), kā arī ietekme uz makrozoobentosa biomasu, it sevišķi pavasaros pēc aukstām ziemām (Kröncke et al., 1998) izskaidrojama ar ūdens masu homogenitāti šajā rajonā un ieplūdēm no Lamanša, kuras atkarīgas no klimata izmaiņām. Tādējādi arī ūdens temperatūras saistība ar NAO ir stiprāka nekā līcī ar stratificēto ūdens slāni un lēno ūdens apmaiņu caur diviem nelieliem šaurumiem.

Līča atklātajā daļā gada garumā lielāko biomasas daļu veido *Copepoda* sugas, kuru temperatūras optimums ir plašs, un tāpēc maza izmēra (piem., *Acartia*) airkājvēžu reakcija uz vides apstākļu svārstībām klimata izmaiņu ietekmes rezultātā

faktiski izpaliek (Palomares-García & Gómez-Gutiérrez, 1996). *Copepoda* nelielā izmēra sugu labāka piemērošanās temperatūras izmaiņām ar īsāku dzīves ciklu un vairāk paaudzēm novērota arī El Niño-Dienvidu oscilācijas (ENSO) laikā pie Aļaskas (Park et al., 2004).

Faktiski vienīgais kopīgais signāls Rīgas līcī un Ziemeļatlantijā ir ekstremāli negatīvas NAO deviācijas un attiecīgi bargas ziemas ar ledus segumu līcī. Tā kā pētījumā par vairāku gadsimtu ziemu bardzību Ziemeļbaltijā, kā indikatoru izmantojot ledus iešanu Rīgas ostā, konstatēts, ka periods no 1920. līdz 1990. gadam uzskatāms par atdzišanas periodu, kad ledus iešana ir par 12 dienām vēlāk kā iepriekšējā gadsimtā (Jevrejeva, 2001), tad ziemu, kad līcī klājis ledus, šajā laika posmā ir bijis vairāk kā pēc 1990. gada. Arī Daugavas pavasara noteces (Dippner & Ikauniece, 2001) un ūdens temperatūras saistība ar ziemas NAO indeksu ir bijusi visizteiktākā posmā līdz 1990. gadam (6.1.att.). Konstatēts arī, ka krass NAO indeksa kritums kā, piemēram, 1996.gadā, izraisa izmaiņas Ziemeļatlantijas ūdens cirkulācijā vēl turpmākos 2 gadus (Greene & Pershing, 2003).



6.1. att. Ziemas ūdens temperatūras (februāris) Rīgas līcī un NAO ziemas indeksa dinamika.

Ledus esamība ir spēcīgs vides izmaiņu signāls, kas aizkavē zooplanktona termofilo sugu – kā kladoceras - attīstības sākumu un tāpēc negatīvas NAO novirzes sakrīt ar mazāku populācijas apjomu. Arī klāsteranalīzē izdalītās gadu grupas ir atbilstošas ziemas apstākļiem – pēc bargām ziemām novērojumu laikā dzīvnieku ir bijis mazāk, pēc siltām attiecīgi vairāk.

6.2. Zooplanktona daudzgadīgā dinamika Rīgas līča piekrastē

Piekrastes zooplanktona cenozes sezonālā dinamika 1982. – 1996.g. principā neatšķirās no atklātajā daļā novērotās (Kostrichkina, 1996; Line & Sidrevics, 1995), kaut arī piekrastes vides apstākļi gada laika ievērojami mainās (Кице и др., 1979). *Copepoda* un *Rotatoria* ir pavasara un rudens dominantās grupas abās līča daļās. Vasarā *Copepoda*, *Cladocera* un *Rotatoria* skaita attiecība piekrastē atšķiras no atklātās daļas, jo *Copepoda* daļa piekrastē ir mazāka. Parādības cēlonis meklējams sugu atšķirīgajos dzīves ciklos un stratēģijās. Kladoceras un virpotāji tiek uzskatīti par *r* tipa sugām, kas labāk piemērojas videi ar neparedzamām un arī sezonālām izmaiņām. Airkājvēži savukārt pieder pie *K* tipa, kuru tik izteikti neietekmē krasas īslaicīgas izmaiņas, bet kurām raksturīga lēnāka vairošanās ar plašāku sezonālo izplatību (Allan, 1976).

Atšķirība no literatūrā iepriekš minētā līča piekrastes sugu skaita – 132 (Ларановска, 1974) vai 39 (Simm, 1995, Rīgas līča ziemeļaustrumu daļā) ir atkarīga no paraugu ņemšanas stratēģijas (attālums no upju grīvām, paraugu ņemšanas biežums) un arī sugu identifikācijas līmeņa. Veiktajā pētījumā izmantotajā materiālā *Cyclopoida* dzimtas un *Daphnia* ģints pārstāvji netika noteikti līdz sugai. Netika atrastas arī literatūrā minētās saldūdens sugas. To pārstāvju daudzums gan līcī ir neliels (Ларановска, 1974; Line & Sidrevics, 1995).

Tāpat veiktie novērojumi atšķirās attiecībā uz invazīvās sugas *Cercopagis pengoi* daudzumu. Dažos avotos tās sastopamība tiek dēvēta par „masveida invāziju” (Ojaveer & Lumberg, 1995; Simm, 1995) un ticis minēts, ka 1990. gadu sākumā fitoplanktona sugu sastāvs ir bijis labvēlīgs *C. pengoi* attīstībai (Tenson, 1995). Šāds pats iemesls tiek nosaukts izskaidrojot otras invazīvās sugas – daudzсарu tāрpa *Marezzelleria viridis* parādīšanos un attīstību: pavasara fitoplanktona sugu struktūra Rīgas līcī ir līdzīga novērotajam Ziemeļamerikas upju grīvās, kas ir sugas izcelsmes vieta (Tenson, 1995). Daudzсарu tāрpa kāpurī piekrastes zooplanktona парaugos parādījās 1990. gadā.

Temperatūras un sāļuma ietekmei zooplanktona cenzē ir relatīvi grūti izsekot stipri mainīgajos apstākļos iepretim upju grīvām. Tomēr zooplanktona daudzumu pavasarī piekrastē, tāpat kā atklātajā daļā, iespaidoja ūdens temperatūra, ar kuru statistiski ticami un pozitīvi korelēja airkājvēžu un kladoceru skaits. Virpotāju skaita un temperatūras saistības trūkumu vistīcamāk noteica paraugu ņemšanas laiks.

Airkājvēžu negatīva korelācija ar sālumu pavasarī konstatēta arī Baltijas jūras ziemeļu daļas piekrastē (Vuorinen & Ranta, 1987; Viitasalo, 1994). Novērota ļoti nelielu sāluma izmaiņu (ap 1 PSU) ietekme uz *Eurytemora affinis* daudzumu, tādējādi norādot, ka *E. affinis* ir izteikta iesālūdens suga.

Vasarā novērotā kladoceru un sāluma pozitīvā korelācija un atbilstošā negatīvā korelācija ar temperatūru ir izskaidrojama ar *Podon polyphemoides* dominēšanu vairākās vasarās, jo šai sugai optimālāka ir vide ar augstāku sālumu un zemāku temperatūru (Ackerfors, 1969; Viitasalo, 1994). Maza kladoceru skaita (paraugu ievācot vēl vasarā) sakritība ar vēja vai pastiprinātas upju noteces izraisītu sāluma samazināšanos būtu otrs iemesls pozitīvajai kladoceru un sāluma saistībai. Piekrastes zooplanktona kopējais skaits vasarā un rudenī bija lielāks nekā atklātajā daļā (Костричкина и др., 1990), tādējādi norādot, ka rajonos pret upju grīvām, kur vākts materiāls, ilgstoši nelabvēlīgi vides apstākļi nav bijuši. Zooplanktona sugām šeit nav konstatētas krasas skaita lejupslīdes tendences vai izzušana.

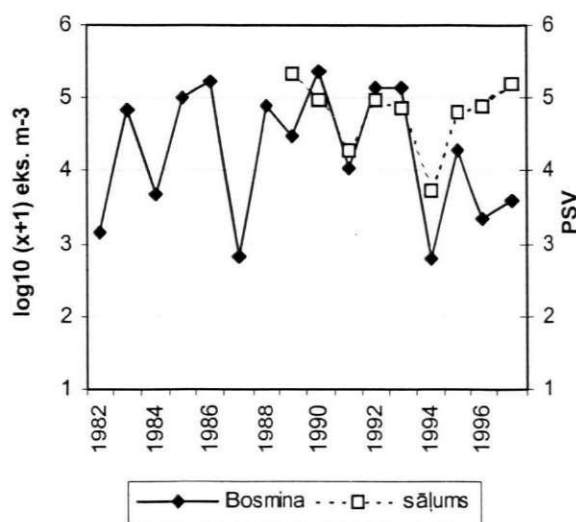
Zooplanktona cenožē neizpaudās arī līča atklātajā daļā konstatētās izmaiņas planktonā pēc 1991. gada. Atklātajā daļā to izraisīja biogēnu, it sevišķi slāpekļa, koncentrāciju samazināšanās (sk. 6.1.nod.). Kaut arī piekrastes biogēnu daudzgadīgo datu rindas rindas ir ievērojami īsākas – tikai kopš 1980. gadu beigām -, koncentrāciju nozīmīgas svārstības 1990. gadu sākumā nav novērotas (JMN, nepublicēti dati). Tātad fitoplanktona attīstība nav tikusi ierobežota un attiecīgi barības daudzums zooplanktonam ir bijis pietiekošs. Tomēr virzītas izmaiņas konstatētas tikai *Synchaeta baltica* skaitā rudenī. Trendu trūkumu izskaidro vairāki faktori. Viens no tiem ir jau minētā vides nestabilitāte. Piekrastes rajonos vasarā galveno ūdens masu cirkulāciju izraisa vēja darbība, kā rezultātā veidojas apvelingi – ūdens no līča dziļajiem slāņiem ar zemāku temperatūru un augstu biogēnu saturu ieplūst piekrastē. Tādējādi, atkarībā no paraugu ievākšanas brīža, piekrastes zooplanktona cenožē var būt vai nu tikai daži dzīvnieki no dziļajiem slāņiem vai arī liels daudzums virpotāju un kladoceru, kas intensīvi izmanto vietēja mēroga fitoplanktona masveida attīstību.

Otrs iemesls trendu trūkumam ir izēšanas ietekme. Eitrofās sistēmās virpotāju *Keratella quadrata* skaitu var kontrolēt plēsīgie virpotāji (*Asplanchna* sp.) un ciklopu kārtas airkājvēži, neatkarīgi no fitoplanktona daudzuma (Conde-Porcuna & Declerck, 1998). Kaut arī Rīgas līča piekrastē šo potenciālo plēsēju skaits nepārsniedz 1% no kopējā zooplanktona apjoma, iespējama efekts nevar tikt ignorēts. Izēšanas ietekme

lielākoties būtu netieša – selektīvi izēdot mātītes ar olām vai veicinot papildus morfoloģisko struktūru pret izēšanu radīšanu, tādējādi mainot vielmaiņu un samazinot demogrāfisko potenciālu (Conde-Porcuna & Declerck, 1998). Piekrastes rajonos uzturas liels daudzums planktonisko zivju kāpuru (Latvijas Zivsaimniecības gadagrāmata, 1997). Zivju kāpuri eitrofos ūdeņos barībā vispirms izvēlas lielāka izmēra sugas (airkājvēžus) (Rajasilta & Vuorinen, 1983) un kladoceras tiek patērētas, kad airkājvēžu skaits ir neliels. Pētītajā rajonā kladoceru daļa zooplanktonā lielākoties ir lielāka nekā airkājvēžu, tādējādi iespējams, ka *Bosmina* ir zivju kāpuru nozīmīgs barības resurss.

Kā zooplanktona daudzuma variēšanas iemesls minama arī mijiedarbība ar bentiskajām cenzēm. Bentosa klātbūtne var nomākt pelaģiskās faunas reakciju uz barības vielu pieplūdi samaisītos piekrastes ūdeņos (Sullivan et al., 1991), kādi ir arī Rīgas līcī. Tā kā atsevišķi pētītās sugas visas producē ilgolas, tad bentiskās faunas darbības efekts ir pretrunīgs: olu patērēšana barībā un olu pārnese uz sedimentu virspusi, t.i. izšķilšanās veicināšana. Iespējams tomēr, ka kopējais bentosa faunas efekts ir pozitīvs (Viitasalo, 1994), kas varētu būt arī līča gadījumā, jo suga, kas potenciāli varētu iznīcināt ilgolas – amfipods *Monoporeia affinis* piekrastē ir nelielā skaitā (Gaumiga & Lagzdinsh, 1995).

Bosmina longispina un sāļuma pozitīvā korelācija ir pretrunā ar citiem novērojumiem Baltijas jūrā (Vuorinen & Ranta, 1988; Viitasalo et al., 1990). Pētījumā sāļuma deviācijas sakrīt ar *B. longispina* variēšanu (6.2. att.).



6.2. att. *B. longispina* skaita ($\log_{10}(x+1)$ ind m⁻³) un sāļuma izmaiņas (PSV) Rīgas līča piekrastē, vidējais rādītājs no 3 stacijām jūlijā – augustā, 1982.-1997.g.

Negatīva sāļuma anomālija nozīmē palielinātu upju ūdens ieplūdi un ūdens staba stratifikāciju, jo saldūdens paliek virsējā slānī. Tādējādi ūdens samaisīšanās ir kavēta, kas var negatīvi iespaidot ilgotu attīstību (Viitasalo & Katajisto, 1994). Lielāka upju ūdens ieplūde nozīmē arī augstākas barības vielu koncentrācijas, lielāku fitoplanktona daudzumu un sekojošu lielāku sedimentāciju, kas var izraisīt ilgotu aprakšanu. *Bosmina* skaita krasās izmaiņas, iespējams, norāda uz to, ka suga nav pilnībā pielāgojusies Baltijas jūras vides lielajam sezonālajam svārstībam (Kankaala, 1983). *B. longispina* un sāļuma pozitīvā korelācija apstiprina arī to, ka pārāk mazs sāļums (2 PSV) ir sugai kaitīgs (Purasjoki, 1958).

Keratella quadrata un sāļuma eksistējošā, bet nebūtiskā negatīvā korelācija, visticamāk, norāda uz sugas saldūdens izcelsmi un arī novērojumu skaita trūkumu. Ziemeļbaltijas piekrastes rajonos ir konstatēta negatīva sāļuma un *K. quadrata* skaita sakarība (Vuorinen & Ranta, 1988; Viitasalo, 1994).

Synchaeta baltica skaitu pavasarī ūdens temperatūra iespaido vairāk, nekā to atspoguļo korelācija. Pēc aukstām ziemām, kad līcī ir klājis ledus, šīs sugas planktonā pavasarī nav (1985) vai tās skaits ir mazs (1987, 1991). Paraugu ievākšanas laiks arī ietekmē konstatēto sugas skaitu. Ja paraugu ņemšana ir notikusi vienreiz maijā, tad dažādos gados tā ataino ļoti atšķirīgus populācijas attīstības etapus. *S. baltica* zemāks skaits vasarā kā rudenī saistāms ar barības kvalitāti – fitoplanktona sugu sastāvu. *Synchaeta* populācijā novērots pieaugums, kad fitoplanktonā dominēja liela izmēra kramaļģes (Johansson, 1987). Rīgas līcī liela izmēra kramaļģes sastopamas divas reizes gadā – aprīlī – maijā un oktobrī (Kalveka, 1996). *S. baltica* skaita negatīvā tendence rudenī varētu būt saistīta ar fitoplanktona biomasas samazināšanos rudenī 1990. gados lielo kramaļģu trūkuma dēļ (Kalveka et al., 2002).

Tāpat kā līča atklātajā daļā, lielāka mēroga klimata izmaiņu konsekvences piekrastes zooplanktona cenožē neizpaudās tieši. NAO indeksam pieaugot, kas konstatēts 1990. gados, ziemas Ziemeļeiropā kļūst maigākas, bet virs Baltijas jūras palielinās nokrišņu daudzums un attiecīgi upju ieplūdes (Hänninen, 1999). Tomēr upju ieplūžu apjoms jūrā vēl atkarīgs no upju morfoloģiskajām īpašībām. Tādējādi pēc 1990. gada hidroloģiskās izmaiņas līcī ir plaši variējušas no gada uz gadu un klimata izmaiņu konstatēšana tiešā saistībā ar biotiskajiem elementiem ir apgrūtināta, kā jau konstatēts iepriekš arī attiecībā uz makrozoobentosu (Dippner & Ikauniece, 2001). Arī sugu struktūras dēļ - pārsvarā *r* tipa sugas - ietekmju novērtēšana ir sarežģīta. Tā, piemēram, pēc 1996.gada ziemā novērotās zemākās NAOI vērtības,

vasarā konstatēts *Keratella* sp. otrais lielākais skaits 1982.-2002.gada periodā, attiecīgi paaugstinot arī kopējā skaita līmeni. Pieņemot, ka liča piekraste ir nozīmīga kladoceru populāciju pārziemošanas vieta (sk. 5.3. nod.), tad ziemas apstākļu signāls ir jūtams *Bosmina* skaitā caur sugas bentiskās attīstības fāzi – ilgolām, kuru izšķilšanos piekrastē tieši nosaka temperatūra. Klāsteranalīzē izveidoto gadu grupu kritērijs ir dzīvnieku skaits atbilstoši ziemas barguma līmenim. Daudzdimensiju analīze norāda uz vēl papildus momentu, kas būtisks populācijas izvietojumā (skaita vērtība novērojumu brīdī) – ūdens masu stabilitāti. Vasarā šis parametrs ietekmē planktona cenožu sadalījumu līcī: vēju darbības rezultātā radītie apvelingi maina sugu sastāvu un kvantitatīvos lielumus, kā arī modificē to barības apstākļus. Iespējams, ka pēc 1999. gada vasaras biomasas un klimata izmaiņu sakarību modificē plēsīgā kladocera *Cercopagis pengoi*. 1999.g. tās skaits pirmo reizi pārsniedza 100 ind. m⁻³.

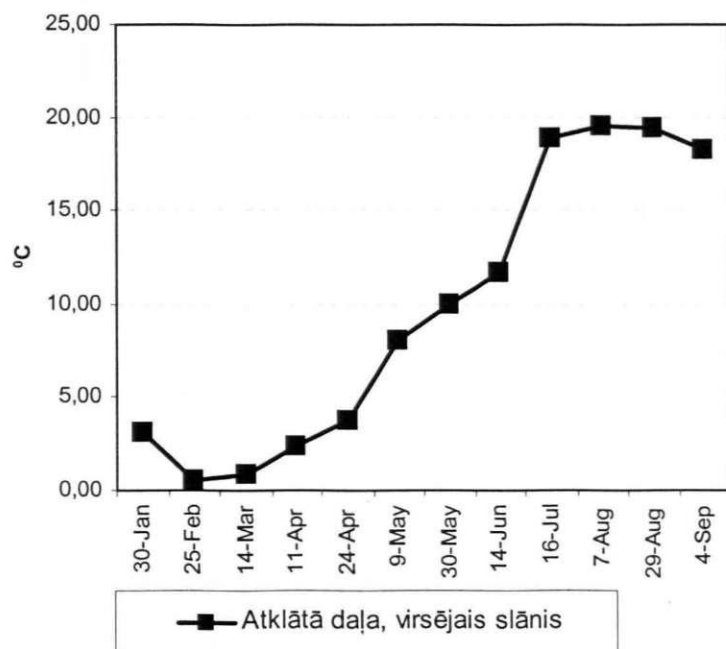
6.3. Kladoceras *Bosmina longispina* dzīves cikls un dinamika Rīgas līcī.

Kaut arī attīstības sezonas sākumā – aprīlī - ilgolu izvietojums līcī atbilda hipotēzei par to akumulāciju atklātās daļas stacijas sedimentos, gada beigās – decembrī - *Bosmina longispina* ilgolu skaits virsējā sedimentu slānī palika vasaras līmenī. Decembrī ūdens konvektīvā samaisīšanās līcī jau bija beigusies un tādējādi beidzies arī sedimentācijas materiāla, kopā ar kuru pārvietojas arī ilgolas, transports. Pirmā ilgolu iztrūkuma iespēja sedimentos varētu būt, ka ilgolas nav sasniegušas grunti un vēl joprojām ir ūdens slānī. Maz ticams, jo noskaidrots, ka piemēram, airkājvēža *Temora longicornis* olu grimšanas ātrums ir 13,40-25,43 metri dienā Longailendas šaurumā (Tang et al.,1998). Ņemot vērā baseinu sāļuma atšķirības (>14 PSV Longailendas šaurumā un < 6 PSV līcī), *T.longicornis* olu grimšanas ātrums līcī bija 4,74 metri dienā. Lai gan nebija iespējams veikt kladoceru ilgolu blīvuma mērījumus, tomēr jāņem vērā to izmēra pārsvars un tādējādi arī svars (Viitasalo & Katajisto, 1994), ko liecināja arī aprēķinātais ilgolu grimšanas ātrums – 18,97 metri dienā. Akumulācijas zonas stacijas dziļums ir 44 metri, tātad grunts sasniegšanai ilgolām jāgrimst 2,31 diena jeb 56 stundas. Pēdējie *B.longispina* īpatņi ūdens slānī novēroti augusta beigās, tā ka ilgolu nogulsnešanās septembra sākumā bija beigusies.

Otra iespēja olu trūkumam var būt uzduļķošanās, kuras dēļ piegrunts ūdens slānī ilgolu ir vairāk nekā sedimentos. Rīgas līcī nozīmīgu uzduļķošanos izraisa piegrunts straumes kā reakcija uz zema spiediena apgabalu klātbūtni (Floderus et al., 1999). Tad piegrunts straumju ātrumi palielinās no parastajiem 7-15 cm s⁻¹ to 25-30

cm s⁻¹. Tomēr laika apstākļos pirms paraugu ievākšanas septembrī un decembrī zema spiediena apgabali nav novēroti. Papildus tam, olu uzduļķošanās no sedimentiem var notikt, ja grunts bīdes ātrums U* ir lielāks nekā olu grimšanas ātrums W (Tang et al., 1998). Rīgas līcī U* 1 m dienā, jo šeit nav paisuma – bēguma parādību, kas izraisītu olu uzduļķošanu. Iespējams gan, ka izmaiņas ilgotu izvietojumā izraisīja 2001. gada novembra vētra – pūšot spēcīgam ziemeļu-ziemeļrietumu vējam, ūdens slāņi līcī tiek savstarpēji pārvietoti.

Trešā iespēja ir izēšana – ilgotu producētāju un pašu ilgotu. *B. longispina* mātītes ar ilgotām olu maisos ir plēsējiem labāk pamanāmas, un ņemot vērā izmēru teoriju kladoceru barībā (Bernardi et al., 1987), tās ir piemērots barības objekts pirmkārt jau plēsīgajai kladocerei *Cercopagis pengoi*. *Bosmina* skaita samazināšanās, kuras iemesls ir *C. pengoi* daudzuma pakāpenisks pieaugums ar maksimumu tieši 2001. gadā, novērots Rīgas līča ziemeļu daļā – Pērnavas līcī (Ojaveer et al., 2003). Pētītajā Rīgas līča daļā 2001. gadā *C. pengoi* ir konstatēts visās novērojumu stacijās līča piekrastē un atklātajā daļā, tomēr tā skaits ir bijis vidēji 2 reizes mazāks kā Pērnavas līcī – apm. 180 ind. m⁻³ un vairāk kā 400 ind. m⁻³, attiecīgi. Tomēr ņemot vērā līdzīgo maksimālo *B. longispina* skaitu līča atklātajā daļā un Pērnavas līcī 2001. gadā – ap 30 000 ind. m⁻³, *C. pengoi* ir bijusi nozīmīga loma kladoceru skaita regulācijā. Piekrastes daļā, kur *Bosmina* skaits bija 2-3 reizes lielāks, izēšanas spiediens nav bijis tik jūtams, uz ko norāda arī augstākas skaita vērtības augustā. *C. pengoi* funkcionāli un morfoloģiski līdzīga saldūdens suga – *Leptodora kindtii*, ja tās skaits ir ap 150 ind.m⁻³, var patērēt 48,3 mgm⁻³ mezozooplanktona biomasas diennakts laikā, pārsvarā mazās kladoceru sugas *Ceriodaphnia* sp. un *Bosmina* sp. (Мордухай-Болтовская, 1958). Izslēdzot citus *Bosmina* mirstības cēloņus un vides apstākļu ietekmi planktona izvietojumā, *C. pengoi* būtu bijis iespējams izēst *B.longispina* jūlija vidus populācijas apmēru – ap 300 mgm⁻³ biomasas – nedēļas laikā. Ja pēc kladoceru barības objektu skalas *C. pengoi* var patērēt ne tikai pieaugušos *B. longispina* īpatņus, bet arī jaunās kladoceras, tad populācijas blīvums strauji krītas (de Bernardi et al., 1987), kas tādējādi izskaidro vairāk kā 400 reizes lielo skaita samazināšanos 2 nedēļu laikā līča atklātajā daļā 2001. gadā. Par izēšanas nozīmību liecina arī fakts, ka vides apstākļi divu nedēļu laikā nemainījās, ūdens temperatūra (6.3. att.) joprojām bija optimāla un partenogēnētisko olu daudzums mātīšu olu somās (maksimāli 6) norādīja uz populācijas attīstības turpināšanos.

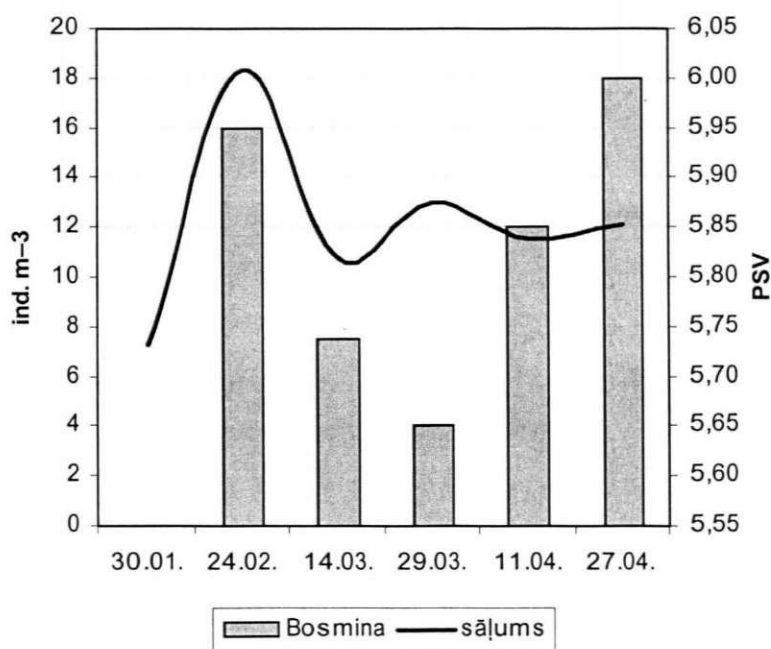


6.3. att. Ūdens temperatūras dinamika Rīgas līča atklātās daļas stacijā 2001.g.

Pašu ilgolu patērēšana bentiskās faunas barībā būtu nozīmīga līča dienvidrietumu un dienvidaustrumu daļā, kur ir lielākais vēžveidīgo *Monoporeia affinis* daudzums – līdz 89% no kopējā makrozoobentosa skaita. Līča centrālajā daļā, kur veikti novērojumi, *M. affinis* un zoobentosa kopumā skaits līdz 2003.g. bija stipri zems relatīvi nelabvēlīgo vides apstākļu dēļ (JMN, 2003). *M. affinis* skaita saistība ar planktona vēžveidīgo attīstības sekmēm no ilgolām konstatēta tikai *Eurytemora affinis* gadījumā. Attiecībā uz *B. longispina* novērots, ka no ilgolām izšķīlušos kladoceru skaits samazinās *M. affinis* klātbūtnē, bet nav atrasta izteikta sakarība ar amfipodu daudzumu (Albertsson & Leonardsson, 2001).

Nākošajā – 2002.gadā – *B.longispina* skaits bija nedaudz zemāks nekā 2001.g., bet piekrastē vidēji augstāks kā iepriekšējā gadā – attiecīgi ap 15 000 ind. m⁻³ un ap 80 000 ind. m⁻³. Neskatoties uz masveida izēšanu, populācijai bija pietiekoši resursi = ilgolu skaits, lai sekmīgi attīstītos nākošajā gadā. Acīmredzot, līcī piekrastes erozijas zonas ir vienlīdz svarīgas ilgolu akumulācijai kā dziļākās sedimentu akumulācijas zonas. Par jūras airkājvēžu un kladoceru ilgolu attīstības iniciatoru uzskata temperatūras (Egloff et al., 1997; Guerrero & Rodriguez, 1998) vai sāļuma izmaiņas (Viitasalo & Katajisto, 1994). Tomēr temperatūras nozīme ir būtiska seklos rajonos, kur nenotiek ūdens masu stratifikācija un Baltijas jūrā tas ir ne vairāk kā 20-25 m dziļumā (Kankaala, 1983). Rīgas līča akumulācijas zonas stacija ir līdzīga

Ziemeļbaltijas novērojumu vietai ar vairāk kā 40 m dziļumu, slāņa stratifikāciju, praktiski nemainīgu ūdens temperatūru dziļajā slānī un mazu ūdens caurspīdību (Katajisto et al., 1998), kurā konstatētajam airkājvēžu ilgolu daudzumam nav atrasta saistība ar airkājvēžu daudzumu ūdens slānī. Stratifikācijai beidzoties rudens sākumā, airkājvēžu ilgolas sāk savu attīstību, bet *B.longispina* ūdens temperatūra vairs nav optimāla. Ja par iniciatoru pieņem ūdens masu kustību un rezultējošās sāļuma izmaiņas, tad zināmā mērā tas izskaidro *B.longispina* parādīšanos ūdens slānī atklātajā daļā jau ziemā, kad līča apakšējos slāņos ieplūst sāļāka ūdens masas no Baltijas jūras – 2001. gada ziemā sāļums uz brīdi paaugstinājās par 0,28 PSV (6.4. att.).



6.4. att. *B. longispina* skaits un ūdens sāļums 2001. g. janvārī – aprīlī.

Savukārt vasarā sāļā ūdens ieplūdumi paildzina stratifikāciju un attiecīgi kavē ilgolu attīstības iespējas, jo slānī zem termoklīna veidojas lieli vertikālā blīvuma gradienti, kas kavē termoklīna padziļināšanos un silto virsējo ūdeni ieplūšanu dziļajos slāņos (JMN, 2003).

Var pieņemt, ka iniciējošam signālam trūkstot, *B.longispina* ilgolas līča dziļajā slānī sāk izšķīlšanos pēc noteikta miera perioda, kura laikā tiek patērēts dzeltenuma maiss (Egloff et al., 1997). Spriežot pēc ļoti tuvā parādīšanās laika ūdens slānī gan piekrastē, gan atklātajā daļā, patēriņa perioda beigās acīmredzot sakrīt ar laiku, kad piekrastē paaugstinās ūdens temperatūra. Savukārt tālākā populācijas attīstība atkarīga no vides apstākļiem (Egloff et al., 1997). Ja izšķīlšanās notiek labvēlīgos vides apstākļos, „akumulācijas zonas” indivīdi papildina no piekrastes ar straumēm

izplatījušās „erozijas zonas” kladoceras. Plūsma no krasta uz attālākiem rajoniem ir galvenais *B.longispina* izplatīšanās veids Baltijas jūras atklātajā daļā (Purasjoki, 1958).

SECINĀJUMI

1. Pēc 1970. gada notikušās izmaiņas barības vielu koncentrācijās Rīgas līcī visbūtiskāk ietekmēja zooplanktona vasaras cenozi – palielinoties barības bāzes apjomam, pieauga kopējā biomasa un mainījās sugu struktūra. Palielinājās augēdāju sugu – *Eurytemora affinis*, *Bosmina longispina* – īpatsvars cenzē un būtiski samazinājās oligotrofā airkājvēža *Limnocalanus macrurus* skaits.
2. *B. longispina* dominance 1988.-1990.g. vasarās un spēja asimilēt slāpekli bija viens no faktoriem, kas ietekmēja barības vielu koncentrāciju attiecību maiņu pēc 1991. gada un sekojošo barības bāzes kvalitātes pasliktināšanos. Slāpekļa deficīta apstākļos dominējot ciānbaktērijām, zooplanktona vasaras cenozes biomasa samazinājās. *L. macrurus* daudzuma krasi lejupslīdi noteica kombinēts nelabvēlīgu vides apstākļu un intensīvas zivju barošanās iespaids.
3. Rīgas līča atklātajā daļā līdz 1990. gadam konstatētais pavasara cenozes biomasas pieaugums bija saistīts ar ūdens temperatūras dinamiku. Kaut arī sāļums līcī 1976.-1996. gadā samazinājās par 1 PSV, tas joprojām atbilda dominējošo sugu ekoloģiski optimāliem apstākļiem un neizraisīja skaita kritumu.
4. Lai gan Baltijas jūras Austrumgotlandes baseinā laikā no 1970.gadu vidus līdz 1990.gadu otrajai pusei konstatētas barības vielu koncentrāciju attiecību izmaiņas un fitoplanktona sugu struktūras pārkārtošanās, zooplanktona cenozes izmaiņas nebija saistītas ar barības bāzes svārstībām. Zooplanktona skaits pavasarī mainījās temperatūras ietekmē, bet rudenī skaita samazināšanos - galvenokārt sezonas dominējošam airkājvēzim *Pseudocalanus elongatus* - noteica Baltijas jūras pakāpeniski lejupslīdošais sāļums.
5. Rīgas līča gan atklātās, gan piekrastes daļas zooplanktona cenozes lielāka – Ziemeļatlantijas - mēroga atmosfēras apstākļu izmaiņas nav tieši un izteikti

iespaidojušas. Vienīgā konstatētā statistiski būtiskā sakarība ir līča atklātās daļas kladoceru skaita vasarā 1980.-1998. g. un Ziemeļatlantijas oscilācijas (NAO) ziemas indeksa pozitīvā saistība. Sakarību trūkums ar citām zooplanktona grupām skaidrojams ar plašāku temperatūras optimumu (*Copepoda*) vai labāku pielāgošanās spēju izmaiņām (*Rotatoria*).

6. Vietējo apstākļu un Ziemeļatlantijas klimata izmaiņu saistība vislabāk izpaužas kā bargas ziemas ar ledus segumu līcī. Ledus esamība vai neesamība tādējādi ir faktors, kas nosaka zooplanktona termofilo sugu attīstības sākumu. Piekrastes daļas cenozes sadalījumu ietekmē arī ūdens masu nestabilitāte – vēju radītie apvelingi, kas izmaina sugu sastāvu un kvantitatīvos lielumus, kā arī modificē to barības apstākļus.

7. Rīgas līča piekrastes zooplanktona pētījumos laikā no 1982. līdz 1996. gadam konstatēti 27 taksoni. Atrastas arī šajā laika posmā Rīgas līcī introducējušās sugas – daudzšarņains *Marenzelleria viridis* (kāpuru forma; kopš 1989.g.) un kladocera *Cercopagis pengoi* (kopš 1992.g.). Zooplanktona skaits vasarā un rudenī vienmēr piekrastē bija augstāks nekā līča atklātajā daļā, piekrastē nav konstatētas arī kādas atsevišķas sugas vai grupas negatīvas skaita tendences, tādējādi norādot, ka potenciāli piesārņotākā piekrastes zonā tomēr nav bijuši hroniski nelabvēlīgi vides faktori. *Copepoda* un *Rotatoria* ir pavasara un rudens dominantās grupas abās līča daļās. Vasarā *Copepoda*, *Cladocera* un *Rotatoria* skaita attiecība piekrastē atšķiras no atklātās daļas, jo *Copepoda* daļa piekrastē ir mazāka. Parādības cēlonis meklējams sugu atšķirīgajos dzīves ciklos un stratēģijās.

8. Analizējot piekrastes dominanto sugu - *Bosmina longispina*, *Synchaeta baltica* un *Keratella quadrata* - dinamiku 1982.-1997. gadā, noskaidrots, ka, atšķirībā no līča atklātās daļas, piekrastē nav novērota zooplanktona daudzuma samazināšanās tendence pēc 1990. gada. Vienīgais negatīvais skaita trends konstatēts *S.baltica* rudenī, kas skaidrojams ar barības kvalitātes izmaiņām - lielo rudens kramaļģu trūkumu fitoplanktona biomasā 1990. gados.

9. Tikai *Bosmina longispina* skaitam 1982.-1997.g. konstatēta statistiski būtiska saistība ar piekrastes vides faktoriem – pozitīva ar ūdens sāļumu, un sāļuma svārstības noteikušas skaita izmaiņas. Rīgas līča piekrastē negatīva sāļuma anomālija nozīmē

kavētu ūdens samaisīšanos vai barības vielu pieplūdi ar sekojošu pastiprinātu sedimentāciju, kas traucē *B.longispina* ilgolu attīstību.

10. Pētot kladoceras *Bosmina longispina* populācijas attīstību, konstatēts, ka līča piekrastes erozijas zonas ir tikpat svarīgas *B.longispina* ilgolu bāzes kā dziļākās sedimentu akumulācijas zonas. Noskaidrots, ka *B.longispina* attīstības sākumu no ilgolām nepiemērotos vides apstākļos dziļākajā līča daļā var izraisīt ūdens masu pārvietošanās – ieplūde no Baltijas jūras piedibens slānī. Savukārt vasarā, termofilo kladoceru attīstībai labvēlīgos apstākļos, *B.longispina* skaitu būtiski ietekmē plēsīgā invazīvā kladocera *Cercopagis pengoi*, barojoties gan ar pieaugušajiem, gan jaunajiem *Bosmina* īpatņiem.

LITERATŪRAS SARAKSTS

- Ackerfors, H. (1969) Ecological zooplankton investigations in the Baltic Proper 1963-1965. In: *Series Biology. Report No.18. Inst. of Mar. Res., Lysekil.*, 137 p.
- Adrian, R. 1997. Calanoid-cyclopoid interactions:evidence from a 11-year field study in a eutrophic lake. *Freshwater Biology* 38, 315-325.
- Adrian, R., Hansson, S., Sandin, B., De Stasio, B., Larsson, U. (1999) Effect of food availability and predation on a marine zooplankton community – a study on copepods in the Baltic Sea. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 84, 6, 609-626.
- Albertsson, J., Leonardsson, K. (2001) Deposit-feeding amphipods (*Monoporeia affinis*) reduce the recruitment of copepod nauplii from benthic resting eggs in the northern Baltic Sea. *Marine Biology*, 138, 793-801.
- Andersson, M., Van Nieuwerburgh, L., Snoeijs, P. (2003) Pigment transfer from phytoplankton to zooplankton with emphasis on astaxanthin production in the Baltic Sea food web. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 254, 213-224.
- Allan, J. D. (1976) Life history patterns in zooplankton. *Am. Nat.*, 110, 165-180.
- Berzinsh, V., Zaharchenko, E. (1996) Hydrography. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 61-63.
- Berzinsh, V. (1995) Hydrology. In: *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Ojaveer, E. (ed.). Estonian Academy Publishers, Tallinn, pp.7-32.
- Bonnet, D., Frid, C. (2004) Seven copepod species considered as indicators of water-mass influence and changes: results from a Northumberland coastal station. *ICES J. of Mar. Sci.*, 61 (4), 485-491.
- Boyd, C.M., Smith, S.L., Cowles, T.J. (1980) Grazing patterns of copepods in the upwelling system off Peru. *Limnol. Oceanogr.*, 25(4), 583-596.
- Brooks, J.L., Dodson, S.I. (1965) Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150, 28-35.
- Bunker, A.J., Hirst, A.G. (2004) Fecundity of marine planktonic copepods: global rates and patterns in relation to chlorophyll a, temperature and body weight. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 279: 161-181.
- Carman, R., Aigars, J., Larsen, B. (1996) Carbon and nutrient geochemistry of the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Mar. Geol.*, 134, 57-76.
- Ceitlina, M. (1996) Macrozoobenthos. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 71.

- Chinnery F.E., Williams J.A. (2003) Photoperiod and temperature regulation of diapause egg production in *Acartia bifilosa* from Southampton Water. Mar. Ecol. Prog. Series, 263: 149-157.
- Conde-Porcuna, J.M.; Declerck, S. (1998) Regulation of rotifer species by invertebrate predators in a hypereutrophic lake: selective predation on egg-bearing females and induction of morphological defences. J.Plankton Res. 20, 605-618.
- De Bernardi, R., Giussani, G. and Manca, M. (1987) Cladocera: Predators and prey. Hydrobiologia, 145, 225-243.
- Dippner, J.W. (1997a) SST anomalies in the North Sea in relation to the North Atlantic Oscillation and the influence on the theoretical spawning time of fish. German Journal of Hydrography, 49, 2/3, 267-276.
- Dippner, J.W. (1997b) Recruitment success of different fish stocks in the North Sea in relation to climate variability. German Journal of Hydrography, 49, 2/3, 277-293.
- Dippner, J. W., Kornilovs, G., Sidrevics, L. (2000) Long-term variability of mesozooplankton in the Central Baltic Sea. Journ.of Marine Systems, 25, 23-31.
- Dippner, J. W., Ikaunieca, A. 2001. Long-term zoobenthos variability in the Gulf of Riga in relation to climate variability. Journ.of Marine Systems, 30 (3-4): 155-164.
- Dutz, J. (1998) Repression of fecundity in the neritic copepod *Acartia clausi* exposed to the toxic dinoflagellate *Alexandrium lusitanicum*: relationship between feeding and egg production. Mar. Ecol. Progr. Series, 175, 97-107.
- Egloff, D.A., Fofonoff, P.W., Onbé, T. (1997). Reproductive biology of marine cladocerans. Advances in Marine Biology, 31, 79-167.
- Elser, J. J., Hasset, R.P. (1994) A stoichiometric analysis of the zooplankton-phytoplankton interaction in marine and freshwater ecosystems. Nature, 370, 211-213.
- Fetter, M., Shvetsov, F., Daviduk, A. (1999) Long-term changes in the feeding of herring and sprat in the Eastern Baltic. Abstracts of BASYS 3rd Annual conference.
- Flinkman, J., Vuorinen, I., Aro, E. (1992) Planktivorous Baltic herring (*Clupea harengus*) prey selectively on reproducing copepods and cladocerans. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49, 73-77.
- Flinkman, J., Aro, E., Vuorinen, I., Viitasalo, M. (1998) Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down and bottom-up processes at work. Mar. Ecol. Progr. Series, 165, 127-136.
- Floderus, S., Jähmlich, S., Ekeboom, J., Saarso, M. (1999). Particle flux and properties affecting the fate of bacterial productivity in the benthic boundary layer at a mud-bottom site in South-Central Gulf of Riga. Journ. of Marine Systems, 23, 233-250.

- Flössner, D. (1972) Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda. Fischläuse, Branchiura. Die Tierwelt Deutschlands, 60, S. 501.
- Gaumiga, R.; Lagzdinsh, G. (1995) Macrozoobenthos. In Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990, pp. 198-212. Ed. by E.Ojaveer. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 277 p.
- Gilbert, J.J.(1994) Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. Limnol. Oceanogr. 39(6), 1286-1297.
- Gilbert, J.J., Schreiber, D.K. (1998) Asexual diapause induced by food limitation in the rotifer *Synchaeta pectinata*. Ecology, 79 (4), 1371-1381.
- Granéli, E., Turner, J.T. (2002) Top-down regulation in ctenophore-copepod-ciliate-diatom-phytoflagellate communities in coastal waters: a mesocosm study. Mar. Ecol. Progr. Series, 239, 57-68.
- Greene C.H., Pershing A.J. (2003) The flip-side of the North Atlantic Oscillation and modal shifts in slope-water circulation patterns. Limnol. Oceanogr. 48 (1), 319-322.
- Guerrero, F., Rodrigues, V. (1998) Existence and significance of *Acartia grani* resting eggs (Copepoda:Calanoida) in sediments of a coastal station in the Alboran Sea (SE Spain). Journ. of Plankt. Res., 20, 305-314.
- Hansson, S., Larsson, U., Johansson, S. (1990) Selective predation by herring and mysids, and zooplankton community structure in a Baltic Sea coastal area. Journ. of Plankt. Res., 12, 1099-1116.
- Hays, G.C., Harris, R.P., Head, R.N. (1997) The vertical nitrogen flux caused by zooplankton diel vertical migration. Mar. Ecol. Progr. Series, 160, 57-62.
- HELCOM (1996) Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 263 p.
- HELCOM (1998) Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM EC MON 3/98.
- Henroth, L. (ed.) (1985) Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Mesozooplankton biomass assessment. BMB Publications No.10, 32 p.
- Hernroth, L., Ackerfors, H. (1979) The zooplankton of the Baltic proper. A long-term investigation of the fauna, its biology and ecology. Fish. Board. Sweden, Inst. Mar. Res., No.2, 160 p.
- Hwang S.-J., Heath, R.T. (1999) Zooplankton bacterivory at coastal and offshore sites of Lake Erie. Journ. of Plankt. Res., 21, 699-719.

- Hänninen, J. (1999) Consequences of large scale perturbations to marine ecosystems and their species composition. *Annales Universitatis Turkuensis*, 128, 1-14.
- Hänninen, J., Vuorinen, I., Kornilovs, G. (2003). Atlantic climate factors control decadal dynamics of a Baltic Sea copepod *Temora longicornis*. *Ecography*, 26, 672-678.
- Isla, J.A., Anadón, R. (2004) Mesozooplankton size-fractionated metabolism and feeding off NW Spain during autumn: effects of a poleward current. *ICES J. of Mar. Sci.*, 61 (4), 526-534.
- Jansone, B. (1996) Chlorophyll "a". Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 69.
- Jevrejeva, S. (2001) Severity of winter seasons in the northern Baltic Sea between 1529 and 1990: reconstruction and analysis. *Climate Research*, 17, 55-62.
- JMN(2003). Jūras vides monitorings. Atskaite. Rīga.
- JMN (2004). Jūras vides monitorings. Atskaite. Rīga.
- Johansson, S. (1987) Factors influencing the occurrence of males in natural populations of *Synchaeta* spp. *Hydrobiologia*, 147: 323-327.
- Johansson, S. (1992) Regulating factors for coastal zooplankton community structure in the Northern Baltic Proper. Doctoral thesis, University of Stockholm, 34 p.
- Kalveka B. (1996) Phytoplankton. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 70.
- Kalveka, B., Jaanus, A., Ledaine, I. (2002) Phytoplankton. Environment of the Baltic Sea Area 1994-1998. *Balt. Sea Environ. Proc. No.82 B*, 91-92.
- Kane, D.D., Gannon, J.E., Culver, D.A. (2004) The Status of *Limnocalanus macrurus* (Copepoda: Calanoida: Centropagidae) in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 30(1):22-30.
- Kankaala, P. (1983) Resting eggs, seasonal dynamics, and production of *Bosmina longispina maritima* (P.E. Müller) (Cladocera) in the northern Baltic proper. *J. Plankton Res.*, 5, 69-85.
- Katajisto, T., Viitasalo, M., Koski, M. (1998) Seasonal occurrence and hatching of calanoid eggs in sediments of the northern Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 163, 133-143.
- Kirk, K.L. (1997) Egg size, offspring quality and food level in planktonic rotifers. *Freshwater Biology*, 37, 515-521.

- Kjørboe, T., Nielsen, T.G. (1994) Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. 1. Copepods. *Limnol. Oceanogr.*, 39(3), 493-507.
- Kornilovs, G., Möllmann, C., Sidrevics, L., Berzinsh, V. (2004) Fish predation modified climate-induced long-term trends of mesozooplankton in a semi-enclosed coastal gulf. *ICES CM*, L:13.
- Koski, M., Klein Breteler, W., Schogt, N. (1998) Effect of food quality on rate of growth and development of the pelagic copepod *Pseudocalanus elongatus* (Copepoda, Calanoida). *Mar. Ecol. Progr. Series*, 170, 169-187.
- Kostrichkina, E. (1996) Mesozooplankton. Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 -1993. Background Document Balt. Sea Environ. Proc. No.64 B, 68-70.
- Kotta, J., Simm, M., Kotta, I., Kanošina, I., Kallaste, K., Raid., T. (2004). Factors controlling long-term changes of the eutrophicated ecosystem of Pärnu Bay, Gulf of Riga. *Hydrobiologia*, 514, 259-268.
- Kröncke, I., Dippner, J.W., Heyen, H., Zeiss, B. (1998) Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 167, 25-36.
- Kurmayer, R., Jüttner, F. (1999). Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *Journ. of Plankt. Res.*, 21, 659-683.
- Latvijas Zivsaimniecības gadagrāmata. (1997) Zivju Fonds, Riga, 272 lpp.
- Line, R., Sidrevics, L. (1995) Zooplankton of the Gulf of Riga. In: *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Ojaveer, E. (ed.). Estonian Academy Publishers, Tallinn, pp.175-187.
- Lumberg, A., Ojaveer, E. (1991) On the environment and zooplankton dynamics in the Gulf of Finland in 1961-1990. *Proc. Estonian Acad. Sci.*, 1, N3, 131-140.
- Lyche, A., Andersen, T., Christoffersen, K., Hessen, D.O., Berger Hansen, P.H., Klysner, A. (1996) Mesocosm tracer studies. 1. Zooplankton as sources and sinks in the pelagic phosphorus cycle of a mesotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 41 (3), 460-474.
- Mauchline J. (1998) The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33, 710 p.
- Mazumder, A. (1994) Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting zooplankton community structure: Potential mechanisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 401-406.

- McQueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L. (1986) Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43, 1571-1581.
- Merrell, J.R., Stoecker, D.K. (1998) Differential grazing on protozoan microplankton by developmental stages of the calanoid copepod *Eurytemora affinis* Poppe. *Journ. of Plankt. Res.*, 20, 289-304.
- Meyer-Harms, B., Reckermann, M., Voss, M., Siegmund, H., von Bodugen, B. (1999) Food selection by calanoid copepods in the euphotic layer of the Gotland Sea (Baltic Proper) during mass occurrence of N₂-fixing cyanobacteria. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 191, 243-250.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Sidrevics, L. (2000) Long-term dynamics of main mesozooplankton species in the central Baltic Sea. *Journ. of Plankt. Res.*, 22, 2015-2038.
- Möllmann, C., Köster, F.W. (2002) Population dynamics of calanoid copepods and the implications of their predation by clupeid fish in the central Baltic Sea. *Journ. of Plankt. Res.*, 24, 959-978.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, F.W., Hinrichsen, H.-H. (2003) The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the central Baltic Sea. *Fish. Oceanogr.*, 12, 360-368.
- Møller E.F., Thor P., Nielsen T.G. (2003) Production of DOC by *Calanus finmarchicus*, *C.glacialis* and *C.hyperboreus* through sloppy feeding and leakage from fecal pellets. *Mar Ecol Prog Ser* 262: 185-191.
- Nielsen, T.G., Munk, P. (1998) Zooplankton diversity and the predatory impact by larval and small juvenile fish at the Fisher Banks in the North Sea. *Journ. of Plankt. Res.*, 20, 2313-2332.
- Ojaveer E., Lumberg, A., Ojaveer, H. (1998) Highlights of zooplankton dynamics in Estonian waters (Baltic Sea). *ICES Journ. of Mar. Sci.*, 55 (4), 748-755.
- Ojaveer, H. (2002) Environmental impacts on fish and ecosystem effects of fishing in the Baltic Sea. *EMI Rep. Ser. No.11*, Tallinn, 52 p.
- Ojaveer, H., Lumberg, A. (1995) On the role of *Cercopagis* (*Cercopagis*) *pengoi* (Ostroumov) in Pärnu Bay and the NE part of the Gulf of Riga ecosystem. *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol.*, 5 (1/2), 20-25.
- Ojaveer, H., Lankov, A., Eero, M., Kotta, J., Kotta, I., Lumberg, A. (1999) Changes in the ecosystem of the Gulf of Riga from the 1970s to the 1990s. *ICES Journ. of Mar. Sci.*, 56 (Suppl.), 33-40.
- Ojaveer, H., Simm, M., Lankov, A. (2004) Population dynamics and ecological impact of the non-indigenous *Cercopagis pengoi* in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Hydrobiologia*, 522 (1-3): 261-269.

- Paffenhöffer, G.-A. (ed.) (2001) Future marine zooplankton research – a perspective. Marine Zooplankton Colloquium 2. Mar. Ecol. Progr. Series, 222, 297-308.
- Pastors, A. (1975) Baltijas jūra un Rīgas jūras līcis. Latvijas PSR ģeogrāfija, 2.izd. Rīga, 54.-74.lpp.
- Palomares-García, R., Gómez-Gutiérrez, J. (1996) Copepod community structure at Bahia Magdalena, Mexico during El Niño 1983-84. Est., Coast. Shelf. Sci., 43, 583-595.
- Park W., Sturdevant, M., Orsi, J., Wertheimer, A., Fergusson, E., Heard, W., Shirley, T.(2004) Interannual abundance patterns of copepods during an ENSO event in Icy Strait, southeastern Alaska. ICES Journ. of Mar. Sci., 61, 464-477.
- Pel, R., Hoogveld, H., Floris, V. (2003). Using the hidden isotopic heterogeneity in phyto- and zooplankton to unmask disparity in trophic carbon transfer. Limnol. Oceanogr., 48(6), 2200-2207.
- Pertola, S., Koski, M., Viitasalo, M. (2002) Stoichiometry of mesozooplankton in N- and P-limited areas of the Baltic Sea. Mar. Biol., 140, 425-434.
- Planque, B., Taylor, A.H. (1998) Long-term changes in zooplankton and the climate of the North Atlantic. ICES J. of Mar. Sci., 55 (4), 644-654.
- Purasjoki, K. J. (1958) Zur Biologie der Brackwasserkladocere *Bosmina coregoni maritima* (P.E.Müller). Ann. Zool. Soc. "Vanamo", 19, 1-117.
- Rajasilta, M., Vuorinen, I. (1983) A field study of prey selection in planktivorous fish larvae. Oecologia, 59, 65-68.
- Ranta, E., Vuorinen, I. (1990). Changes in species abundance relations in marine mesozooplankton at Seili, Northern Baltic Sea, in 1967-1976. Aqua Fennica, 20, 171-180.
- Reinikainen M., Lindvall F., Meriluoto J.A.O., Repka S., Sivonen K., Spoff L., Wahlsten M. (2002) Effects of dissolved cyanobacterial toxins on the survival and egg hatching of estuarine calanoid copepods. Marine Biology 140, 577-583
- Roman, M. R., Gauzens, A.L., Rhinehart, W.K., White, J.R. (1993) Effects of low oxygen waters on Chesapeake Bay zooplankton. Limnol.Oceanogr. 38 (8), 1603-1614.
- Schaffner, W.R., Hairston Jr., N.G., Howarth, R.W. (1995) Feeding rates and filament clipping by crustacean zooplankton consuming cyanobacteria. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25, 2375-2381.
- Scheuerell M.D., Schlinder D.E., Litt A.H. Edmondson W.T. (2002) Environmental and algal forcing of *Daphnia* production dynamics. Limnol.Oceanogr. 47 (5), 1477-1485.

- Schmidt, K., Jónasdóttir, S. (1997) Nutritional quality of two cyanobacteria: How rich is 'poor' food? *Mar. Ecol. Progr. Series*, 151, 1-10.
- Sell, A.F., van Keuren, D., Madin L.P. (2001) Predation by omnivorous copepods on early developmental stages of *Calanus finmarchicus* and *Pseudocalanus* spp. *Limnol. Oceanogr.*, 46(4), 953-959.
- Sidrevics, L., Line, R., Berzinsh, V., Kornilovs, G. (1993) Long-term changes of zooplankton abundance in the Gulf of Riga. ICES, C.M. 1993/L:15.
- Simm, M. (1995) Zooplankton in the northeastern part of the Gulf of Riga. In: *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Ojaveer, E. (ed.). Estonian Academy Publishers, Tallinn, pp.169-175.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (1997) *Biometry*. 3rd edn. W.H. Freeman & Co. New York, 887 p.
- Sommer, F., Stibor, H., Sommer, U., Velimirov, B. (2000) Grazing by mesozooplankton from Kiel Bight, Baltic Sea, on different sized algae and natural seston size fractions. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 199, 43-53.
- STATISTICA. (1995) StatSoft Inc.
- Stemberger, R.S., Gilbert, J.J. (1987) Rotifer threshold food concentrations and the size-efficiency hypothesis. *Ecology*, 68 (1), 181-187.
- Stemberger, R.S., Herlihy, A.T., Kugler, D.L., Paulsen, S.G. (1996) Climatic forcing on zooplankton richness in lakes of the northeastern United States. *Limnol. Oceanogr.* 41 (5), 1093-1011.
- Strake, S. (2002) The contribution of nonindigenous *Cercopagis pengoi* (Ostroumov) in the mesozooplankton community and its population structure in the Gulf of Riga. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 51, 2, 91-102.
- Sullivan, B.K., Doering, P.H., Oviatt, C. A., Keller, A.A., Frithsen, J.B. (1991) Interactions with the benthos alter pelagic food web structure in coastal waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 2276-2284.
- Suthers, I.M., Taggart, C.T., Kelley, D., Rissik, D., Middleton, J.H. (2004) Entrainment and advection in an island's tidal wake, as revealed by light attenuation, zooplankton, and ichthyoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 49 (1), 283-296.
- Tang, K.W., Dam, H.G., Feinberg, L.R. (1998) The relative importance of egg production rate, hatching success, hatching duration and egg sinking in population recruitment of two species of marine copepods. *Journ. of Plankt. Res.*, 20, 1971-1987.
- Tarapchak, S.J., Nalewajko, C. (1986) Synopsis: Phosphorus-plankton dynamics symposium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 293-299.

- Tenson, J. (1995) Phytoplankton of the Pärnu Bay. In: Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990. Ojaveer, E. (ed.). Estonian Academy Publishers, Tallinn, pp. 105-127.
- UNESCO (1968) Monographs on oceanographic methodology. 2. Zooplankton sampling. Paris, 174 pp.
- Urban-Rich, J., McCarty, J.T., Shailer, M. (2004) Effects of food concentration and diet on chromophoric dissolved organic matter accumulation and fluorescent composition during grazing experiments with the copepod *Calanus finmarchicus*. ICES J. of Mar. Sci., 61 (4), 542-551.
- Uriarte, I., Cotano, U., Villate, F. (1998) Egg production of *Acartia bifilosa* in the small temperate estuary of Mundaka, Spain, in relation to environmental variables and population development. Mar. Ecol. Progr. Series, 166, 197-205.
- Uye S. (1994) Replacement of large copepods by small ones with eutrophication of embayments: cause and consequence. Hydrobiologia 292/293, 513-519.
- Uye S. (1996) Induction of reproductive failure in the planktonic copepod *Calanus pacificus* by diatoms. Mar Ecol Prog Ser 133, 89-97.
- Uye S., Liang D. (1998) Copepods attain high abundance, biomass and production in the absence of large predators but suffer cannibalistic loss. Journal of Marine Systems 15: 495-501.
- Valdés, L., Moral, M. (1998) Time-series analysis of copepod diversity and species richness in the southern Bay of Biscay off Santander, Spain, in relation to environmental conditions. ICES J. of Mar. Sci., 55 (4), 783-792.
- Verity, P.G., Smetacek, V. (1996) Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. Mar. Ecol. Progr. Series, 130, 277-293.
- Viitasalo, M. (1994) Seasonal succession and long-term changes of mesozooplankton in the northern Baltic Sea. Finn. Mar. Res., 263, 39.
- Viitasalo, M., Vuorinen, I., Ranta, E. (1990) Changes in crustacean mesozooplankton and some environmental parameters in the Archipelago Sea (Northern Baltic) in 1976-1984. Ophelia, 31: 207-217.
- Viitasalo, M.; Katajisto, T. (1994) Mesozooplankton resting eggs in the Baltic Sea: identification and vertical distribution in laminated and mixed sediments. Mar. Biol., 120: 455-465.
- Viitasalo, M., Vuorinen, I., Saesmaa, S. (1995) Mesozooplankton dynamics in the northern Baltic Sea: implications of variations in hydrography and climate. Journ. Plankt. Res., 17, 1857-1878.

- Viitasalo, M., Flinkman, J., Viherluoto, M. (2001): Zooplanktivory in the Baltic Sea: a comparison of prey selectivity by *Clupea harengus* and *Mysis mixta*, with reference to prey escape reactions. Mar. Ecol. Progr. Series 216, 191-200.
- Vuorinen, I. (1987) Vertical migration of *Eurytemora* (Crustacea, Copepoda): a compromise between the risks of predation and decreased fecundity. Journ. of. Plankt. Res., 9, 1037-1046.
- Vuorinen, I., Ranta, E. (1987) Dynamics of marine meso-zooplankton at Seili, Northern Baltic Sea, in 1967 - 1975. Ophelia, 28, 31-48.
- Vuorinen, I.; Ranta, E. (1988) Can signs of eutrophication be found in the mesozooplankton of Seili, Archipelago Sea? Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6: 126-140.
- Vuorinen, I., Hänninen, J., Viitasalo, M., Helminen, U. and Kuosa, H. (1998) Proportion of copepod biomass declines with decreasing salinity in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Sciences, 55, 767-774.
- Vuorinen, I., Hänninen, J., Kornilovs, G. (2003) Transfer-function modelling between environmental variation and mesozooplankton in the Baltic Sea. Progress in Oceanography, 59, 339-356.
- Walve, J., Larsson, U. (1999) Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of crustacean zooplankton in the Baltic Sea: implications for nutrient recycling. Journ. of. Plankt. Res., 21, 2309-2321.
- Walz, N. (1995) Rotifer populations in plankton communities: Energetics and life history strategies. Experientia, 51, 437-453.
- Wang, W.-X., Reinfelder, J.R., Lee B.-G., Fisher, N.S. (1996) Assimilation and regeneration of trace elements by marine copepods. Limnol. Oceanogr., 41(1), 70-81.
- Warren, G.J. 1983. Predation by *Limnocalanus* as a potentially major source of winter naupliar mortality in Lake Michigan. J. Great Lakes Res., 9 (3), 389-395.
- Wylie, J.L., Currie, D.J. (1991) The relative importance of bacteria and algae as food sources for crustacean zooplankton. Limnol. Oceanogr., 36(4), 708-728.
- Xu Y., Wang W.-X. (2003) Fates of diatom carbon and trace elements by the grazing of a marine copepod. Mar Ecol Prog Ser 254: 225-238.
- Yoon, W.D., Shim, M.B., Choi, J.K. (1998) Description of the developmental stages in *Acartia bifilosa* Giesbrecht (Copepoda: Calanoida) Journ. of Plankt. Res., 20, 923-942.
- Yurkovskis, A., Line, R., Bramane, A. (1976) Phosphorus and the seasonal dynamics of phyto-, bacterio- and zooplankton in the Baltic Sea in 1974. Ann. Biol., 31, 75-79.

Yurkovskis, A., Line, R., Bramane, A. (1978) Nutrient conditions and seasonal cycles of phyto- and zooplankton in the Baltic proper and the Gulf of Riga in 1976. *Ann. Biol.*, 33, 73-77.

Yurkovskis, A., Line, R., Krumberga, I. (1979) Nutrient conditions and phyto- and zooplankton development in the Baltic proper and the Gulf of Riga in 1977. *Ann. Biol.*, 34, 103-109.

Берзиньш, В. (1980) Межгодовые и сезонные изменения солености вод Рижского залива. Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря, 15, 3-12.

Берзиньш, В. (1987) Гидрологическое районирование открытой части Рижского залива. Гидрохимическая и гидробиологическая характеристика и районирование прибрежной части Балтийского моря, Рижского и Финского заливов. Рига, с. 7-20.

Богоров, В.Г. (1947) Инструкция для проведения гидробиологических работ в море (планктон и бентос). М.-Л. вып. 18, с. 5-19.

Кице М. Р., Лагановска Р.Ю., Берзиня И.Я. (1979) Структурные особенности распределения зоопланктона в прибрежной мелководной зоне Рижского залива. Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии, тезисы докладов XX научной конференции. Рига, Зинатне, с. 155-157.

Костричкина Е.М., Оявеер Э.А. (1982) Многолетние изменения зоопланктона и темпа роста сельди в Рижском заливе. *Гидробиол. журн.* 18, вып. 1, с. 48-54.

Костричкина Е.М., Юрковский А. К., Берзиньш В., Лине Р.Я. (1988) О влиянии океанографических условий на многолетнюю динамику численности зоопланктона в Рижском заливе. Режимобразующие факторы, гидрометеорологические и гидрохимические процессы в морях СССР. Л., с. 281-289.

Костричкина Е.М., Юрковский А. К., Берзиньш В., Лине Р.Я. (1990) Многолетние изменения зоопланктона в связи с эвтрофикацией Рижского залива. *Гидробиол. журн.* 26, вып. 5, с. 10-16.

Лагановска Р.Ю. (1974) Видовой состав зоопланктона Рижского залива. *Биология Балтийского моря.* Рига, с. 199-218.

Лагановска Р.Ю. (1974) Сезонные изменения в распределения биомассы организмов зоопланктона южной части Рижского залива. *Биология Балтийского моря.* Рига, с. 218-244.

Лагановска Р.Ю., Берзиня И.Я. (1982) Зоопланктон. Влияние дноуглубления и отвала грунта на гидробиоценозы Балтийского моря. Рига, с. 59-99.

Лагановска Р.Ю., Берзиня И.Я. (1987) Зоопланктон прибрежной части Балтийского моря, Рижского и Финского заливов и его распределение по

условно-разграниченным районам. Гидрохимическая и гидробиологическая характеристика и районирование прибрежной части Балтийского моря, Рижского и Финского заливов. Рига, с. 96-163.

Лагановска, Р.Ю., Качалова, О.Л. (1990) Гидробиологические исследования Балтийского моря. Рига, Зинатне, 291 с.

Николаев, И. (1960) Планктон и рыбная продуктивность Балтийского моря. Рига, 56 с.

Терзиев, Ф.С., Рожков, В.А., Смирнова, А.И. (1992) Балтийское море. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, т. 3, Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 447 с.

Фреймане, С.О. (1967) Изучение закономерностей динамики численности зоопланктона Балтийского моря и Рижского залива с применением корреляционного метода. Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря, вып. 3, с. 77-96.

Фреймане, С.О. (1968) Применение дифференциального закона и числовых характеристик распределения для изучения биологии и динамики численности зоопланктона. Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря, вып. 4, с. 46-60.

PUBLICĒTO DARBU SARAKSTS

I. Ikauniece A., Ceitlina M. 1998. Zooplankton community in the zones of ecological risk in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Proc. Latv.Acad.Sci.*, 52 (Suppl.), 62-68.

II. Yurkovskis A., Kostrichkina E., Ikauniece A. 1999. Seasonal succession and growth in the plankton communities of the Gulf of Riga in relation to long-term nutrient dynamics. *Hydrobiologia*. 393: 83-94.

III. Ikauniece A. 2001. Regulation of zooplankton species abundance: the results of marine monitoring in the coastal zone. *Environment International* 26, 175-181.

IV. Anda Ikauniece, E.Kostrichkina, B.Kalveka and M.Mazmacs. 2003. Factors structuring the plankton communities in the Eastern Gotland Basin and the Gulf of Riga, Baltic Sea. *ICES C.M.* 2003/P14