

Eiropas savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda Rīcības programmas zivsaimniecības attīstībai 2014.-2020.gadā prioritātes “Veicināt integrētās jūrlietu politikas īstenošanu” atbalstāmā pasākuma “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā” projekta Nr. 17-00-F06803-000001 ietvaros noslēgtā (iepirkuma identifikācijas Nr. VARAM 2016/54)

**Līguma Nr IL/106/2017
NOSLĒGUMA ZIŅOJUMS**



**BIOĻĪGISKĀS DAUDZVEIDĪBAS (D1) INDIKATORU
IZSTRĀDE, APROBĀCIJA, ROBEŽVĒRTĪBU DEFINĒŠANA,
SASAISTE AR GALVENAJĀM SLODZĒM UN JŪRAS VIDES
STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS**

Izpildes termiņš: 20.06.2022

Rīga, 2022

Saturs

Kopsavilkums	5
Ievads	6
1. Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikators.....	7
1.1. Pamatziņojums	7
1.1.1. Novērtējums.....	7
1.1.2. Ekoloģiskā aktualitāte	7
1.1.3. Politiskā aktualitāte.....	8
1.1.4. Indikatora koncepts	9
1.1.5. Indikatora precizitātes (ticamības) nodrošināšana un attīstības iespējas	10
1.2. Indikatora izstrādes metodika un pamatojums.....	12
1.2.1. Indikatora izstrādes vēsture.....	12
1.2.2. Indikatora izstrādes metode	13
1.2.3. Datu kopa.....	13
1.2.4. Mesodinium rubrum datu ekstrapolēšana	17
1.2.4.1. M. rubrum ekoloģijas apraksts	17
1.2.4.2. Modeļa apraksts un rezultāti	18
1.2.5. Fitoplanktona taksonomisko grupu (klāsteru) veidošana.....	20
1.2.6. Klāsteru saistība ar vides parametriem.....	20
1.2.7. Rezultāti: fitoplanktona sabiedrības parametru pielietojuma iespējas vides novērtēšanā	21
1.2.7.1. Datu vērtību variēšana.....	21
1.2.7.2. Fitoplanktona klāsteru sadalījums	23
1.2.7.3. Fitoplanktona klāsteru saistība ar vides parametriem	29
1.2.7.4. Fitoplanktona daudzveidības saistība ar klāsteru dinamiku.....	29
2. Diatomu/Dinoflagelātu indekss	35
2.1. Ievads.....	35
2.2. Indikatora izstrādes metode.....	36
2.2.1. Dia/Dino indeksa aprēķināšana	36
2.2.2. Robežvērtības (GES) noteikšana	37
2.3. Rezultāti: Dia/Dino indeksa pielietojamība vides novērtēšanā	38
2.3.1. Datu kopa.....	38
2.3.2. Dia/Dino indeksa rezultāti.....	40
2.3.3. Robežvērtības (GES) noteikšana	43

2.3.4.	Rezultāta precizitātes nodrošināšana un monitoringa rekomendācijas.....	44
2.3.5.	Novērtējums periodam 2013-2019.....	45
3.	Zooplanktona funkcionālās daudzveidības indikators	47
3.1.	Pamatziņojums	47
3.1.1.	Novērtējums.....	47
3.1.2.	Ekoloģiskā aktualitāte un indikatora koncepts	47
3.1.3.	Politiskā aktualitāte.....	49
3.1.4.	Indikatora precizitātes nodrošināšana un attīstības iespējas	50
3.2.	Indikatora apraksts	51
3.2.1.	Metodes apraksts.....	51
3.2.1.1.	Funkcionālās daudzveidības indeksi	51
3.2.1.2.	Datu bāze	51
3.2.1.3.	Datu izpēte un analīze.....	54
3.2.1.4.	Rezultāti	55
3.2.1.4.1.	Zooplanktona taksonu daudzveidība Latvijas jūras ūdeņos un to funkcionālās pazīmes.....	55
3.2.1.4.2.	Zooplanktona funkcionālā daudzveidība Latvijas jūras ūdeņos.....	56
3.2.1.4.3.	nbsp – kopējais sugu skaits populācijā.....	58
3.2.1.4.4.	FRic – populācijas funkcionālā bagātība	61
3.2.1.4.5.	FEve – populācijas funkcionālais vienmērīgums	64
3.2.1.4.6.	FDiv – populācijas funkcionālā novirze	67
3.2.1.4.7.	FDis – populācijas funkcionālā izkliede	71
3.2.1.5.	Funkcionālās daudzveidības indeksu saistība ar vides parametriem test-reģionā (Rīgas līča atklātā daļa)	75
4.	Bento-pelāģiskās vides sasaiste Rīgas līcī.....	80
4.1.	Rīgas līča bento-pelāģiskās vides raksturojums	80
4.2.	Bento-pelāģiskās sasaistes novērtēšanas indikatora izveide.....	86
5.	Makrozoobentosa funkcionālās daudzveidības indikators.....	87
5.1.	Ievads.....	87
5.2.	Fitobentosa un zoobentosa savstarpējā mijiedarbība un nozīme jūras ekosistēmā	88
5.3.	Indikatoru izmantošanas prakse ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai pēc bentiskajām sabiedrībām	89
5.3.1.	Bentosa funkcionalitāte kā papildus kritērijs ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai	90

5.3.2.	Vides indikatora definēšanas un izvēles koncepts.....	91
5.3.3.	Bioloģiskās daudzveidības, sugu bagātības un izlīdzinātības novērtējums pēc Šenona-Vīnera indeksa. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs.....	92
5.3.4.	Ekoloģiskās kvalitātes vērtējums pēc Latvijas fitobentosa indikatora PEQI. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs	94
5.3.5.	Biotopu kvalitātes novērtēšana pēc Igaunijas indeksa (Torn et al., 2017) - Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs	98
5.3.6.	Vides stāvokļa novērtēšana pēc Vācijas multimetriskā indeksa MarBIT. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs	102
5.3.7.	Indikatoru salīdzinājums un izvērtējums	105
5.4.	Makrozoobentosa funkcionālās daudzveidības indikators	106
5.4.1.	Zonēšana pēc gaismas iespiešanās –fotiskā un afotiskā zona, šo zonu atšķirīgas funkcijas	106
5.4.2.	Zonēšana pēc grunts sastāva	107
5.4.3.	Viļņu iedarbības un reljefa ietekme	109
5.4.4.	Spiedieni un to savstarpējā saistība.....	111
5.4.5.	Funkcionālā daudzveidība – sugas, dalījums pa zonām, zonu funkcija un sabiedrību funkcijas	113
5.4.6.	References stāvoklis.....	115
5.4.7.	Jūras piekrastes cieto grunšu biotopu apakštipu identificēšana	116
5.4.8.	Novērtēšanas līmeņi – transektu pieeja un indikatori.....	117
	5.4.8.1. Zemūdens video filmēšana un attēlu analīze	117
	5.4.8.2. Zinātniskā zemūdens niršana un zemūdens fotografēšana.....	118
6.	Bentisko biotopu klasifikācija.....	121
7.	BQI indekss, un makrofitu un angiospermu izslēgšana no novērtējuma sistēmas pārejas ūdeņiem	124
	Izmantotā literatūra:.....	125
1.	PIELIKUMS. Makrozoobentosa novērtēšanas metodes pārejas ūdeņiem.....	133
1.	Introduction	134
2.	Description of national assessment methods.....	134
2.1.	Methods and required BQE parameters.....	135
2.2.	Sampling and data processing	135
2.3.	National reference conditions	136
2.4.	NATIONAL boundary setting.....	137
2.5.	PRESSURES ADDRESSED.....	138

3. WFD compliance checking.....	141
4. IC Feasibility checking.....	142
4.1. Typology.....	142
4.2. Pressures addressed.....	143
4.3. Assessment concept.....	143
4.4. conclusion on the Intercalibration feasibility.....	143
5. Description of the biological communities.....	143
5.1. Description of the biological communities at HIGH status.....	144
5.2. DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT GOOD status.....	144
5.3. Description of the biological communities at moderate status.....	144
6. References.....	144
2. PIELIKUMS. Makrofītu un angiospermu izslēgšana no pārejas ūdeņu novērtējuma.....	147
1. Introduction.....	148
2. ARGUMENTS USED FOR EXCLUDING SPECIFIC BQE.....	148

KOPSAVILKUMS

Eiropas Savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda projekta Nr. 17-00F06803-000001 ietvaros noslēgtā līgumdarba “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā (Līguma Nr. IL/106/2017) (turpmāk tekstā – Līgumdarbs) ietvaros tika veikts pētījums, lai celtu zināšanu kapacitāti un iegūtu nepieciešamo datu materiālu 1. Raksturlieluma “Bioloģiskā daudzveidība tiek saglabāta. Dzīvotņu sastopamība, kā arī sugu izplatība un skaits atbilst esošajiem fiziogēogrāfiskajiem, ģeogrāfiskajiem un klimatiskajiem apstākļiem” vides stāvokļa novērtēšanai.

Pētījuma laikā galvenais uzsvars bija uz pelāģisko un piekrastes bentisko biotopu bioloģiskās daudzveidības raksturošanu. Pelāģiskajiem biotopiem tika attīstīts un testēts fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikators, Diatomu/Dinoflagelātu indekss un Zooplanktona funkcionālās daudzveidības indikators, tā aizpildot zināšanu kapacitātes deficītu par pelāģisko biotopu pirmproducentu bloku. Novērtējot Rīgas līča pelāģiskā biotopa fitoplanktona sabiedrības daudzveidības stāvokli un zooplanktona funkcionālo daudzveidību 2013.g.-2017.g.periodam, vasaras sezonā, tika konstatēts, ka tas kopumā ir vērtējams kā labs. Savukārt, vērtējot pelāģiskā biotopa stāvokli 2013.g.-2019.g.pavasara sezonām pēc Diatomu/Dinoflagelātu indeksa, vērtējums Rīgas līča atklātās daļas un piekrastes ūdeņos ir slikts. Vienlaicīgi ir jāatzīmē, ka pārejas ūdeņiem šai pašā periodā vērtējums ir labs.

Analizējot piekrastes biotopu stāvokļa raksturošanas iespējas pēc makrozoobentosa funkcionālās daudzveidības, tika testēti vairāki jau izmantošanā esoši indeksi – Šenona-Vīnera indekss, PEQI indekss, Igaunijas indekss un Vācijā izstrādātais multimetriskais indekss. Izvērtējot katra izmantotā indikatora pielietojumu, var secināt, ka iegūtais rezultāts variēja no slihta līdz vidējam, nevienā gadījumā nesasniedzot labu rezultātu. Jo komplicētāks indikators, jo plašāku informāciju tas spēj sniegt, kā tas ir, piemēram, Igaunijas vai Vācijas indikatora gadījumā. Izmantojot ekoloģisko informāciju, tiek iegūta pilnīgāka informācija par norisēm ekosistēmā savukārt PEQI un Šenona – Vīnera indeksa gadījumā novērtējums ir ekonomiski izdevīgāks un relatīvi ātrāks. Jāpiemin, ka jebkura indikatora izvēles gadījumā būtisks ir eksperta vērtējums un viedoklis interpretējot iegūtos rezultātus. Tomēr bioloģiskai daudzveidībai kā vides kvalitātes noteikšanas indikatoram ir atrodamas arī vājās puses. Piemēram, esošie indeksi nepietiekami labi novērtē sugu nomaīņas efektus, t.i., tradicionālās sugas nomaina ne tik tradicionālas, bet ja tās ir sarakstā, tad problēma netiek konstatēta. Tāpat ir nepieciešams ņemt vērā zonējumu pēc gaismas iespiešanās dziļuma, substrāta pieejamības un fizikālās iedarbības. Attiecīgi, projekta ietvaros tika uzsākts darbs pie makrozoobentosa funkcionālās daudzveidības novērtēšanas sistēmas pilnveidošanas, kas ir jāturpina turpmākos projektos.

IEVADS

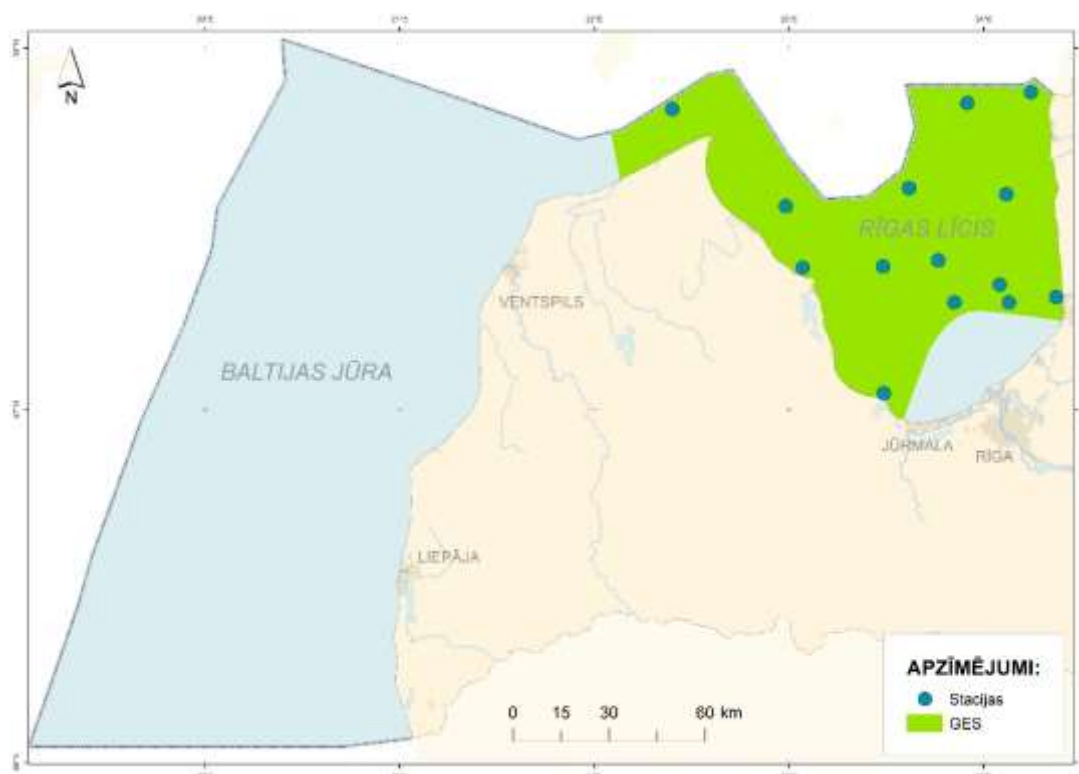
Eiropas Savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda projekta Nr. 17-00F06803-000001 ietvaros noslēgtā līgumdarba “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā (Līguma Nr. IL/106/2017) (turpmāk tekstā – Līgumdarbs) ietvaros tika veikts pētījums, lai celtu zināšanu kapacitāti un iegūtu nepieciešamo datu materiālu 1. Raksturlieluma “Bioloģiskā daudzveidība tiek saglabāta. Dzīvotņu sastopamība, kā arī sugu izplatība un skaits atbilst esošajiem fiziogēogrāfiskajiem, ģeogrāfiskajiem un klimatiskajiem apstākļiem” vides stāvokļa novērtēšanai. Pētījums galvenokārt fokusējas uz 1. Raksturlieluma kritērijiem: pelāģiskām dzīvotnēm - D1C6 (primārais kritērijs) – Dzīvotņu tipa stāvokli, t.sk., tā biotisko un abiotisko struktūru un funkcijas nav skārusi nelabvēlīga ietekme antropogēno slodžu dēļ, un bentiskām dzīvotnēm – D6C5 (primārais kritērijs) – Tas, kādā platībā antropogēno slodžu dēļ ir nelabvēlīgi ietekmēts dzīvotnes stāvoklis, t.sk. ir mainījusies tās biotiskā vai abiotiskā struktūra un funkcijas.

1. FITOPLANKTONA SABIEDRĪBAS DAUDZVEIDĪBAS INDIKATORS

1.1. PAMATZĪNOJUMS

1.1.1. Novērtējums

Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības stāvoklis vērtēts Latvijas teritoriālajos Rīgas līča ūdeņos (neiekļaujot reģionus tiešā upju noteces ietekmes zonā; [1.1. attēls](#)), kas atbilst Jūras stratēģijas pamatdirektīvas 2008/56/EK (JSD) Baltijas jūras reģionam (JSD 4.pants) un HELCOM Rīgas līča apakšreģionam. **Fitoplanktona sabiedrības daudzveidība periodā no 2013. līdz 2017. gadam kopumā vērtējama kā laba**, lai gan norāda mainību no gada uz gadu testētajos parametros ([1.2.attēls](#)).



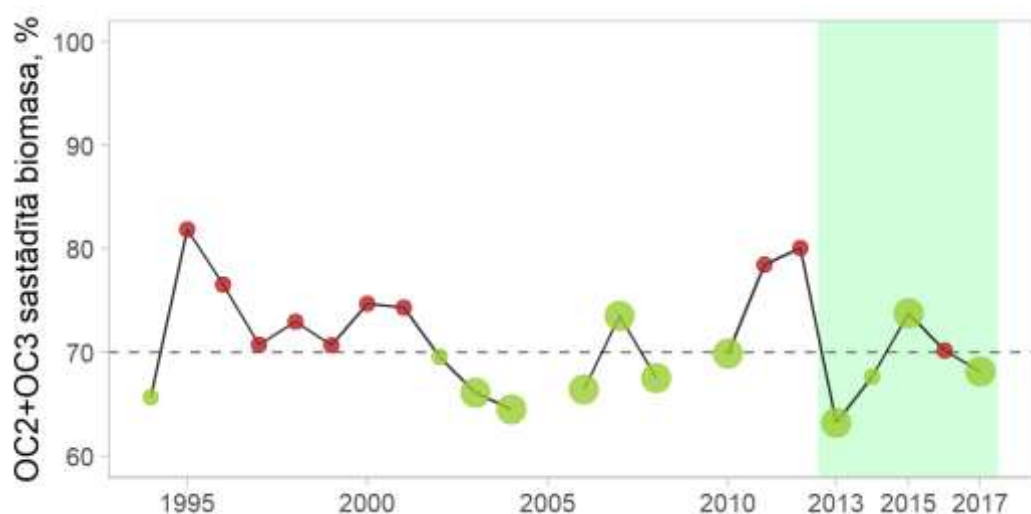
1.2. attēls. *Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikatora testēšanas reģions un vides novērtējums (zaļš – GES). Punkti norāda datu ievākšanas lokācijas punktus*

1.1.2. Ekoloģiskā aktualitāte

“Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikators” (turpmāk - indikators) raksturo kopējā sugu skaita un dominējošo sugu kopu sastādīto biomasas daļu atkarībā no fosfora (t.i. eutrofikācijas) ietekmes ([1.3. attēls](#)). Šāda fitoplanktona sabiedrības analīze apraksta fitoplanktona kā barības ķēdes pamatelementa spēju adaptēties dažāda veida vides izmaiņām, atsaucoties uz ekoloģijas teorijā aprakstīto saistību starp bio-daudzveidību un pielāgošanās spēju (*diversity-stability*; piem., [Ives & Carpenter, 2007](#); [McCann, 2000](#)). Ilgtermiņa analīze ([1.2. attēls](#)) norāda uz laiku no 1994. līdz 2001. gadam kā uz periodu ar samazinātu fitoplanktona bioloģisko daudzveidību. Šis periods sakrīt ar

lejupejošu tendenci eitrofikācijas definētajā vides stāvoklī (HELCOM, 2009 Figure 2.13), kas liecina par indikatora potenciālo spēju uztvert eitrofikācijas radītās izmaiņas.

Pelaģiskajā cenzē fitoplanktons ir viens no galvenajiem pirmprodukcijas ražotājiem. Fitoplanktona sabiedrība ir veidota no dažādām funkcionālajām grupām, kas katra var dominēt kādā no gada periodiem. Mainoties vides apstākļiem, tiek sekmēta kādas noteiktas grupas, sugu kopas vai atsevišķas sugas dominānce, kas var ietekmēt ekosistēmas funkcionēšanu, izmainot barības un oglekļa pieejamību augstākajiem trofiskajiem līmeņiem, piemēram, zooplanktonam, kas tālāk kā kaskādes efekts pāriet arī uz citiem barības ķēdes līmeņiem. Aļģu masveida attīstības gadījumos, tām atmirstot, palielinās detrita sedimentācija, kas ietekmē mikrobiālo barības ķēdi, skābekļa koncentrācijas ūdenī un ekosistēmas līdzsvaru kopumā.



1.4. attēls. Rīgas līča fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikatora dinamika periodā 1994-2017. Novērtējuma periods (2013-2017) iekrāsots: zaļā krāsā (ja GES), sarkanā krāsā (ja nGES). Punktu izmērs norāda vai noteiktā sugu skaita robeža (≥ 34) ir sasniegta (lielie punkti) vai nav sasniegta (mazie punkti). Raustītā līnija atdala OC2 un OC3 klāsteru veidotās biomasas GES robežu (70%). Sarkanie punkti norāda uz nGES stāvokli, zaļie punkti uz GES stāvokli. 2005. un 2009. gada fitoplanktona dati netiek izmantoti mazās (nereprezentatīvās) datu kopas dēļ

1.1.3. Politiskā aktualitāte

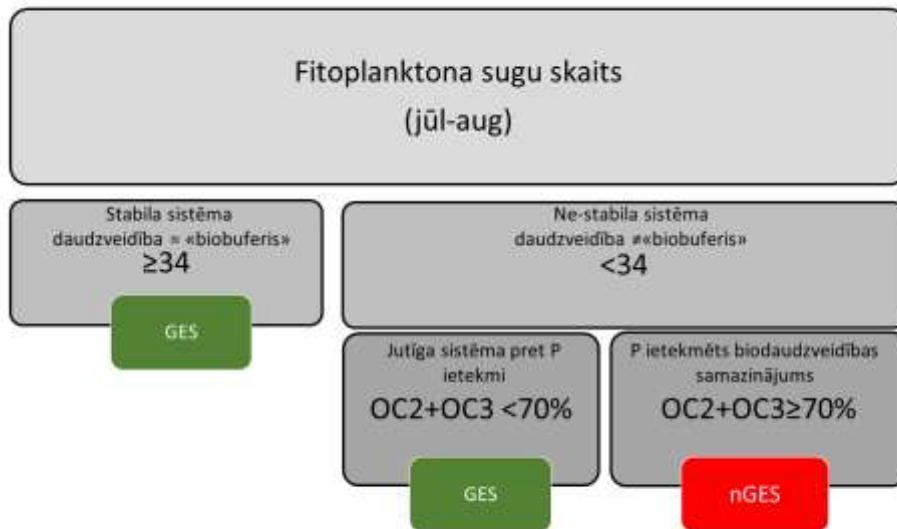
Indikatora politiskā aktualitāte un pielietojamība atbilst JSD, HELCOM BJRP un Riodežaneiro Konvencijas “par bioloģisko daudzveidību” (Riodežaneiro Konvencija) izvirzītajiem mērķiem un uzdevumiem (sīkāk 1.1. tabulā).

1.1. tabula. "Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikatora" politiskā aktualitāte

	Primāra nozīme	Sekundāra nozīme
JSD (2010/477/ES)	1.3. Populācijas stāvoklis 1.6.1. Tipisko sugu un sabiedrību stāvoklis 5.2.4. Cilvēka darbību izraisītās izmaiņas floras sugu sastāvā	1.2. Populācijas lielums 4.3.1. Funkcionāli nozīmīgu izraudzīto grupu daudzuma tendences
BJRP	Eitrofikācijas segments: <ul style="list-style-type: none"> • Alģu masveida savairošanās dabiskā līmenī • Augu un dzīvnieku izplatība un sastopamība dabiskā līmenī Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments: <ul style="list-style-type: none"> • Plaukstošas un līdzsvarotas augu un dzīvnieku sabiedrības 	- Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments: <ul style="list-style-type: none"> • Dzīvotņu, un ar tām saistīto sugu, izplatība, sastopamība un kvalitāte ir saskaņā ar dominējošajiem fiziogrāfiskajiem, ģeogrāfiskajiem un klimata apstākļiem
Riodežaneiro Konvencija	-	7. pants. Objektu noteikšana un monitorings atbilstoši I pielikumā dotajām kategorijām I pielikums. 1. Ekosistēmas un dzīvesvides: raskturīgas ar lielu daudzveidību (...)

1.1.4. Indikatora koncepts

Indikators balstīts uz divu soļu novērtējumu (1.5. attēls). Pirmkārt, jānovērtē vispārējais sugu skaits fitoplanktona sabiedrībā. Gadījumā, ja sugu skaits pārsniedz 34 sugas (ieskaitot), tad tiek pieņemts, ka fitoplanktona sabiedrība pietiekami daudzveidīga, lai adaptētos vides izmaiņām neietekmējot bioloģisko daudzveidību, un secīgi, vides stāvoklis fitoplanktonam – labs (GES). Savukārt, ja sugu skaits zemāks par 34 sugām, tad jāveic tālāks novērtējums, analizējot cik lielu daļu fitoplanktona biomasas sastāda konkrētas sugu kopas (OC2+OC3; sīkāk sk. sadaļu "1.2. Indikatora izstrādes metodika un pamatojums"). Ja šī daļa ir lielāka par 70 % (ieskaitot), tad uzskatāms, ka bioloģiskā daudzveidība samazināta paaugstinātas kopējās fosfora koncentrācijas dēļ un ekosistēma vērtējama kā ne-labvēlīga (nGES). Bet, ja OC2+OC3 sastāda mazāku daļu nekā 70%, tad vide vērtējama kā GES, jo fitoplanktona sabiedrībā vidēji nav izteikti dominējošas grupas un bio-daudzveidības samazinājuma iespējamība ir statistiski nebūtiska.



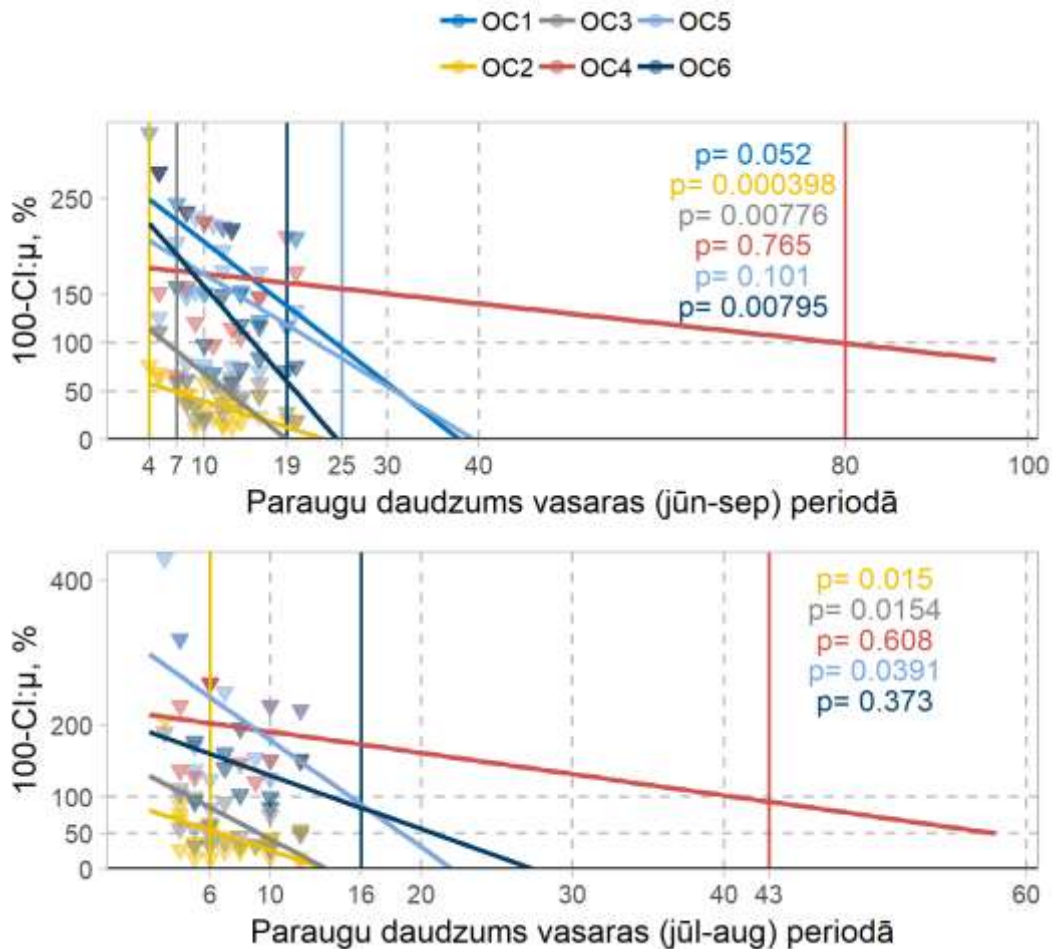
1.6. attēls. Fitoplanktona sabiedrības biodaudzveidības indikatora koncepts. OC2+3 – klāsteru OC2 un OC3 kopējā sastādītā biomasas daļa

Indikators darbojas Rīgas līča piekrastes un atklātajā daļai (neiekļaujot reģionus tiešā upju noteces ietekmes zonā; 1.7. attēls). Indikatora aprobācija Latvijas teritoriālo ūdeņu Baltijas jūras piekrastē uz šo brīdi nav iespējama nepietiekama datu apjoma dēļ, savukārt pārejas ūdeņos indikatora konceptā izmantotās sakarības netika konstatētas.

Indikatora izstrādes laikā analizēts, kurā vasaras periodā ir vismazākās izmaiņas fitoplanktona sabiedrībā stabilu ūdens vides apstākļu dēļ, lai tas reprezentatīvi varētu atainot situāciju no gada uz gadu. Kā pamat-periods tika definēts jūnijs-septembris, tomēr datu analīzes un indikatora izstrādes laikā periods sašaurināts uz jūlijs-augusts. Šajā periodā raksturīga augsta ūdens temperatūra, zema N:P attiecība un fitoplanktona sukcesijas mainība nav liela, kas atļauj izvērtēt tās mainību ilgtermiņā. Indikatora izstrādei izmantoti paraugi, kas iegūti Nacionālās monitoringa programmas ietvaros saskaņā ar HELCOM monitoringa vadlīnijām.

1.1.5. Indikatora precizitātes (ticamības) nodrošināšana un attīstības iespējas

Definētā fitoplanktona sugu kopa (OC2+OC3) sastāv no tipiskām vasaras sugām, kas uzrāda 100% klātbūtni paraugos, kas vākti jūlija-augusta periodā, kā arī to mainība gadu no gada ir neliela. Līdz ar to reprezentatīvu gada vērtību iespējams sasniegt, ja periodā jūlijs-augusts ievākti 6 paraugi (1.4. attēls - OC2 un OC3 mainīgie) visā staciju tīklā, tomēr fitoplanktona biomasa mēdz būt izklidēta telpā, tāpēc šis būtu uzskatāms par minimālo nepieciešamo. Savukārt, lai nodrošinātu augstu ticamību indikatora vērtībām, nepieciešams aptvert pēc iespējas lielāku staciju skaitu. Respektīvi, augsta ticamība konkrētajam indikatora konceptam ir nodrošināta, ja periodā jūlijs-augusts ievākti vismaz 12 paraugi (1.4. attēls - OC2 un OC3 mainīgie) visā staciju tīklā (1.8. attēls).



1.4. attēls. Attiecības starp 95% ticamības intervāla augstāko robežu un attiecīgo vidējo aritmētisko klāsteru sastādīto biomasas daļu (CI:μ, izteiktu %) novirze no 100% sakritības, atkarībā no datu kopas lieluma jūnija-septembra periodā (augšējais grafiks) un jūlija-augusta periodā (apakšējais grafiks). Līnija attēlo lineārās regresijas līkni. Krāsas atbilst attiecīgiem klāsteriem. Vertikālās līnijas norāda robežu virs kuras vidējā vērtība uzskatāma par reprezentatīvu

Jānorāda, ka indikatora attīstībai un tā darbības sfēras paplašināšanai būtu rekomendējama arī pārējo sugu kopu sastādītās biomasas iekļaušana "Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikatora" konceptā vai arī citu saistītu/nesaistītu fitoplanktona sabiedrības indikatoru izstrādē, kas šobrīd liegta lielas datu variācijas dēļ (1.4. attēls), ko varētu risināt ar paraugošanas skaita palielināšanu. Attiecīgi secinām, ka jūn-sep periods ir mainīgāks, un, aptverot visu šo periodu, paraugu daudzumu vajadzētu palielināt līdz 25 paraugiem periodā (1.4. attēls), kas teorētiski atļautu OC5 un OC6 sugu kopu iesaisti fitoplanktona daudzveidības izmaiņu un slodžu ietekmes izvērtēšanā. Savukārt, lai apsvērtu OC4 iekļaušanu, nepieciešami vismaz 80 paraugi periodā (1.4. attēls).

Neskatoties uz to, ka jūl-aug periods no gada uz gadu neuzrāda tik augstu fitoplanktona sabiedrības mainību, tomēr, lai iekļautu OC5 un OC6 indikatora konceptā, būtu jāpalielina analizēto paraugu daudzums periodā vismaz uz 16 (1.4. attēls). Bet, lai nodrošinātu augstu ticamību OC5 un OC6 vidējām vērtībām, nepieciešami attiecīgi 22 un 27 paraugi. Savukārt, lai aptvertu visu fitoplanktona sabiedrību (arī OC4 sugu kopu), nepieciešami vismaz 43 paraugi jūlijs-augusts periodā (1.4. attēls).

Kā arī apsverama līdzīga indikatora izveide Latvijas teritoriālo ūdeņu Baltijas jūras piekrastē, tomēr šāda uzstādījuma sasniegšanai nepieciešama paraugošanas intensitātes palielināšana, jo šobrīd datu bāze ir nepietiekama. Savukārt pārejas ūdeņi ir jāanalizē atsevišķi, jo to fitoplanktona sabiedrības dinamika būtiski atšķiras no O-C zonas. Lai gan jānorāda, ka arī pārejas ūdeņu datu bāze ir mazāka kā O-C zonā, tieši staciju skaita dēļ, kas līdzsvarojams ar paraugošanas reižu pieaugumu.

1.2. INDIKATORA IZSTRĀDES METODIKA UN PAMATOJUMS

1.2.1. *Indikatora izstrādes vēsture*

Indikatora "Fitoplanktona sugu kopu klāsteri saistībā ar vides faktoriem" ("Fitoplanktona klāsteru indikators") izstrāde aizsākta Baltijas Ģeogrāfiskajā Interkalibrācijas Grupā (BALTIC GIG) no 2008. līdz 2011. gadam. Datu analīzē tika izmantoti fitoplanktona monitoringa dati no 1993. līdz 2008. gadam. Rezultātā Rīgas līča piekrastei, pārejas ūdeņiem un atklātajai daļai tika izdalīti 7 fitoplanktona ģinšu klāsteri un ar *Generalised Additive modelling* metodi (GAM) noteiktas sakarības ar vides apstākļiem (vēja ātrums, sāļums, temperatūra, N_{tot} , P_{tot} , N ietilpība (slodzes), P ietilpība (slodzes) un upju notece). Galvenais secinājums bija, ka 3 no klāsteriem uzrādīja sakarības ar vides – eitrofikācijas faktoriem, un nepieciešams turpināt darbu pie tālākas indikatora izstrādes.

Indikatora izstrāde turpinājās projekta "*Inovātikas pieejas jūras bioloģiskās daudzveidības monitoringam un dabas vērtību aizsardzības stāvokļa novērtēšanai Baltijas jūrā*" (MARMONI) ietvaros no 2010. līdz 2015. gadam, kad datu rindas tika pagarinātas līdz 2012. gadam un tika izvēlēts viens klāsteris, kam sakarības ar eitrofikācijas faktoriem bija vislabākās. Ņemot vērā šī klāsteru sadalījumu pa gadiem tika izvēlēts atskaites periods (2007. - 2009.g.), kad tā procentuālā daļa (nepārsniedzot 2%) kopējā biomasā bija viszemākā un dominēja klāsteris ar vislielāko ģinšu skaitu. Galvenie secinājumi bija, ka indikators ir veidots izmantojot visus pieejamos fitoplanktona datus ģinšu līmenī sākot no 1993. gada un būtu vēlams datu apstrādē iekļaut arī senākus datus, sākot no 70-tajiem gadiem un analizēt padziļinātākā – sugu līmenī.

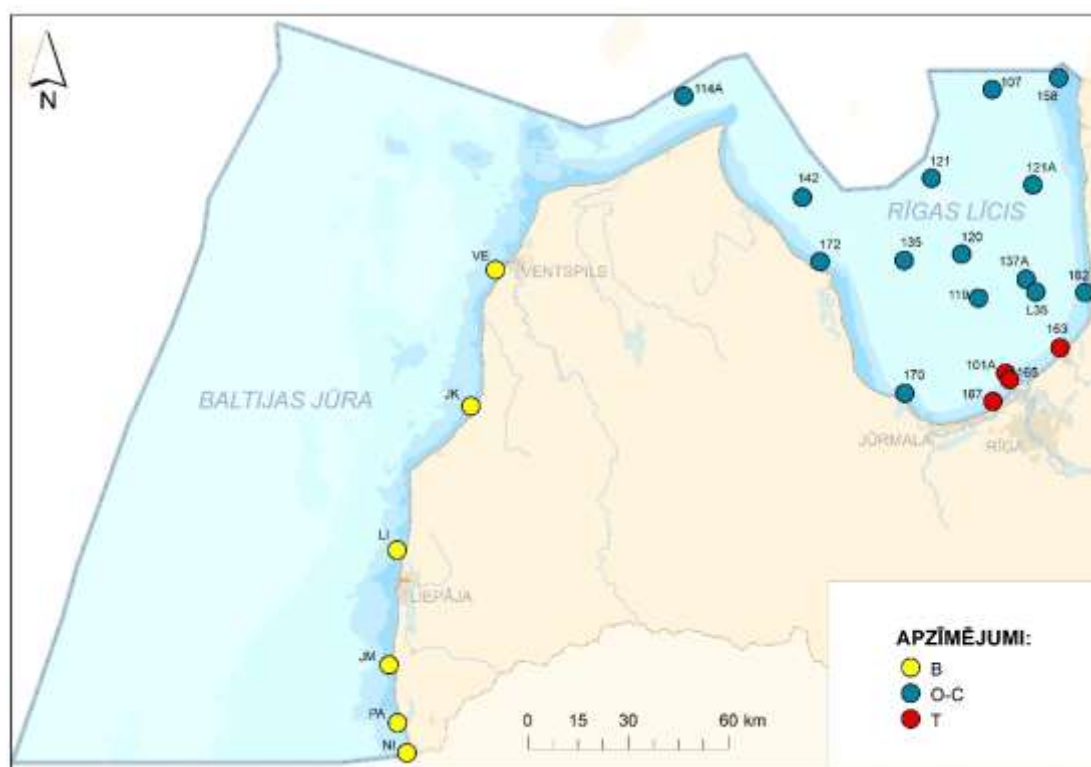
Pēc MARMONI projekta beigām indikators tika izvirzīts kā HELCOM Baltijas jūras vides novērtēšanas kandidāt-indikators un uzsākta indikatora apraksta veidošana saskaņā ar HELCOM vadlīnijām, taču finansiālu iemeslu dēļ indikatora tālāka izstrāde tika pārtraukta.

Kopsavilkumā var uzsvērt sekojošus iepriekš veikto darbu secinājumus, kas kalpo kā šī indikatora izstrādes darba uzdevumi:

- sagrupēt fitoplanktona sabiedrību sugu līmenī,
- izvērtēt iespēju papildināt analīzi ar senākiem datiem,
- apskatīt fitoplanktona grupu (sugu līmenī) saistību ar vides parametriem,
- izvirzīt konceptuālu indikatora shēmu.

1.2.2. Indikatora izstrādes metode

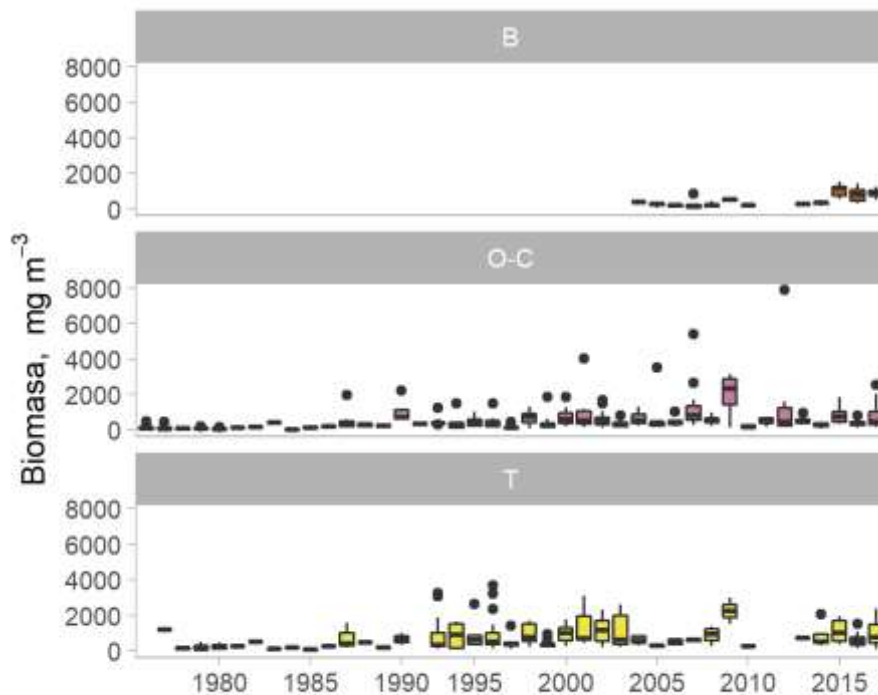
“Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikators” izstrādāts balstoties uz klāstera analīzes veidotām fitoplanktona taksonomiskajām grupām, kas apvieno sugas, kuras vidē atrodas vienlaicīgi un līdzīgā apmērā, balstoties uz \log_{10} transformētām sugu absolūtajām biomasas vērtībām. Aprēķināta katra klāstera sastādītā biomasas daļa (procentos) un ar GAM izvērtēta to saistība ar vides parametriem (ūdens temperatūra, sāļums, fosfora un slāpekļa kopējās koncentrācijas, kā arī fosfora un slāpekļa iepriekšējā gada ieplūdumu no upju noteces jeb slodzes) un fitoplanktona bioloģiskās daudzveidības rādītājiem. Balstoties uz rezultātiem, izvērtēta iespēja fitoplanktona klāsteru dinamiku attīstīt par vides novērtēšanas indikatoru.



1.5. attēls. *Staciju tīkls Latvijas teritoriālajos ūdeņos. B – Baltijas jūras piekraste; O-C Rīgas līcis (izņemot T grupu); T – pārejas ūdeņu stacijas.*

1.2.3. Datu kopa

“Fitoplanktona sabiedrības daudzveidības indikatora” izstrādē izmantoti Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) datu bāzē pieejamie vasaras (jūnijs-septembris) fitoplanktona dati no 1976. līdz 2017. gadam. Rīgas līcī 18 stacijās (1.5. attēls; 1.2. tabula) periodā no 1976. līdz 2017. gadam, Baltijas jūras piekrastē - 6 stacijās (1.5. attēls; 1.2. tabula) no 2004. -2017. gadam (2011. un 2012. g. datu nav). Konstatēts, ka Baltijas jūras piekrastē vasaras periodā novērojamas krasi zemākas fitoplanktona biomasas vērtības nekā Rīgas līcī (1.6. attēls), kā arī novērojamas atšķirības dominējošo taksonu sastāvā (1.7. attēls). Savukārt pārejas ūdeņos novērota visaugstākā datu kopas variācija (1.6.attēls).



1.6. attēls. *Fitoplanktona kopējā biomasa periodā jūlijs-augusts pa zonām: B – Baltijas jūras piekraste; O-C – piekraste un atvērta tipa ūdeņi (apvienota grupa); T – pārejas ūdeņi*

Jāuzsver, ka ciliāta *Mesodinium rubrum* (*Litostomatea*) uzskaitē sāka tikai ar 2001. gadu. Savukārt 1993. gadā mainījās paraugu fiksācijas metode, kas ierobežo iespējas salīdzināt datus, jo, fiksējot paraugus ar formaldehīdu (kā tas bija periodā līdz 1993. gadam), vasaras sezonai raksturīgajām grupām kā *Haptophyceae* un *Cryptophyceae* tika iznīcinātas vicas un nebija iespējama to identifikācija, kas savukārt ir iespējams lugola etiķskābes fiksētos paraugos. Šāds salīdzinājums būtu iespējams tikai atsevišķām grupām, piemēram, *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae*, *Diatomophyceae* un *Dinophyceae*, kam fiksācijas rezultātā šūnas izskats nemainās. Ņemot vērā šos ierobežojumus, nolemts šī indikatora izstrādes laikā atteikties no datiem, kas ievākti periodā līdz 1993. gadam.

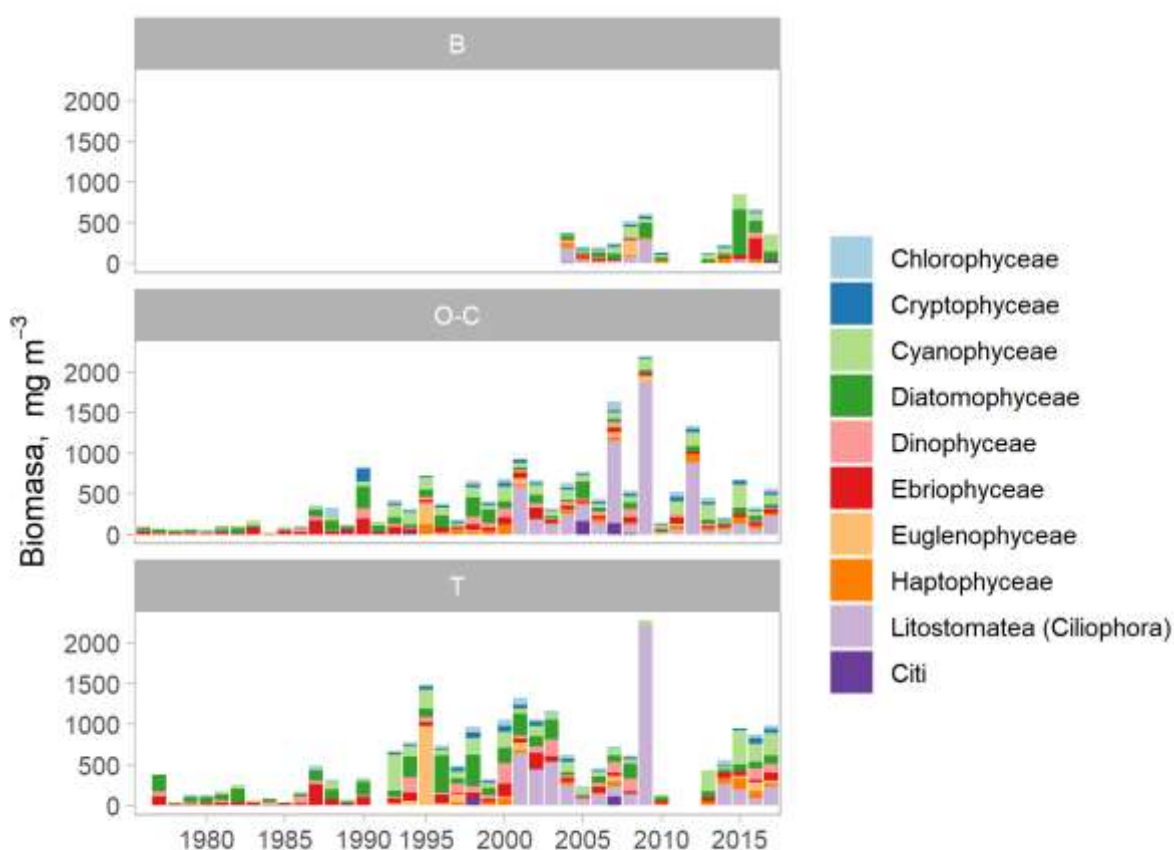
Datu pirms-analīzes un sagatavošanas procesā veiktas šādas darbības:

- apvienotas Rīgas līča piekrastes austrumu un rietumu stacijas ar atklātās daļas stacijām (izveidota zona: O-C; 1.5. attēls), jo, salīdzinot kopējo fitoplanktona biomasa, starp tām nav konstatētas statistiski būtiskas atšķirības (1.3. tabula);
- Baltijas jūras piekraste (zona B) un Rīgas līča pārejas ūdeņi (zona T) izdalīti atsevišķi (1.2. tabula);
- ekstrapolēti mikсотrofā ciliāta *Mesodinium rubrum* dati periodā no 1994. līdz 2000. gadam (sk. 1.2.4. nodaļu), jo šīs sugas uzskaitē uzsākta tikai 2001. gadā, bet vairāki pētījumi liecina par tās nozīmību ekosistēmas produktivitātē (Lips & Lips, 2017, Purina et al., 2018). Līdz ar to iegūta iespēja izmantot maksimāli iespējamo datu periodu no 1994. līdz 2012. gadam, neizslēdzot *M. rubrum* datus (kā tas darīts iepriekšējos indikatora “Fitoplanktona klāsteru indikatora” izstrādes etapos).

1.3. tabula. *Fitoplanktona kopējās biomasas (Bio) izmaiņu novērtējums starp Rīgas līča zonām OCT (C-E – Rīgas līča austrumu piekraste; C-W – Rīgas līča rietumu piekraste; T – pārejas ūdeņi; O – atklātā tipa ūdeņi), izmantojot Kruskal-Wallis un post-hoc Dunn testu*

Metode	Formula	p-vērtība
Kruskal-Wallis	Bio~OCT	<0.00001***
Post-hoc Dunn	Bio(C-E~O)	0.66612
	Bio(C-W~O)	0.61271
	Bio(C-E~C-W)	0.58231
	Bio(C-W~T)	0.00033**
	Bio(C-E~T)	0.01806*
	Bio(T~O)	0.00003***

Ņemot vērā datu kopas lielumu un iespēju ekstrapolēt *M. rubrum* biomasas daļu tikai O-C zonai, tad abas pārējās zonas (B - Baltijas jūras piekraste un T – pārejas ūdeņi; 1.5. attēls) tālākā analizē netiek iekļautas.



1.7. attēls. *Fitoplanktona populācijas dominējošās grupas (sastāda 3% un vairāk no kop.biomasas katrā attiecīgajā paraugā) un to vidējā biomasu periodā jūn-sep.* B – Baltijas jūras piekraste; O-C – piekraste un atvērta tipa ūdeņi (apvienota grupa); T – pārejas ūdeņi

1.2. tabula. Fitoplanktona populācijas aprakstošo datu kopa Latvijas teritoriālajos ūdeņos pa gadiem un stacijām. - references periods; - novērtēšanas periods

Gads	Baltijas jūra							Rīgas līcis																	Sum	T-pārejas ūdeņi				Sum	Sum			
	C-piekraste							C (piekraste)-O (atvērta daļa)																										
	JK	JM	LI	NI	PA	VE	Sum	158	162	170	172	107	114A	119	120	121	121A	135	137A	142	L35	Sum	101A	163		165	167	Sum						
1976													4		4													8						8
1977													3		4													7	1			1	8	
1978													4		3												7	3			3	10		
1979													3		4												7	3			3	10		
1980													3		3												6	3			3	9		
1981													1		1												2	1			1	3		
1982													1		1												2	1			1	3		
1983													1		1												2	1			1	3		
1984													1		1												2	1			1	3		
1985													1		1												2	1			1	3		
1986													1		1												2	1			1	3		
1987													4		4												8	3			3	11		
1988													2		2												4	2			2	6		
1989													1		1												2	1			1	3		
1990													2		2												4	2			2	6		
1991															1												1					1		
1992																																		
1993													4														5		4	4	4	12	17	
1994													3	4													8		4	4	4	12	20	
1995													3	3			1									8	1	3	3	3	10	18		
1996													1	4			4									12	4	4	4	4	16	28		
1997														1			5									8	2	2	3	2	9	17		
1998													4	4			8									20	4	4	8	4	20	40		
1999													4	4			8									20	4	4	8	4	20	40		
2000														7			7									11	1		7		8	19		
2001														8			8									13	5		8		13	26		
2002													1				8									14	4		8		12	26		
2003													1				8									14	4		8		12	26		
2004				1										4	3			3								11	4		4		8	19		
2005				2										2	1			1								5	1		1		2	7		
2006				2	1									3	2	1		2								9	1		3		4	13		
2007				3	1									3	3	1		3				1				13	1		3		4	17		
2008				3										3	3			3								10	1		3		4	14		
2009				1										1	1			1								4	1		1		2	6		
2010				1										1	1			2								6	1		1		2	8		
2011														3	2	1			1	1						9						9		
2012														4	4	3			2	3			1			16						16		
2013				1									1	1	1	1		1	1	1						12	1	1	1	1	4	16		
2014				1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1		1	1	1						9	1	1	1	1	4	13		
2015	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	3	1	1	1					1					13	5	1	5	1	12	25		
2016	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	4	1	1	1					1					12	6	1	6	1	14	26		
2017		1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1					1					16	13	1	8	1	23	39		

1.2.4. *Mesodinium rubrum* datu ekstrapolēšana

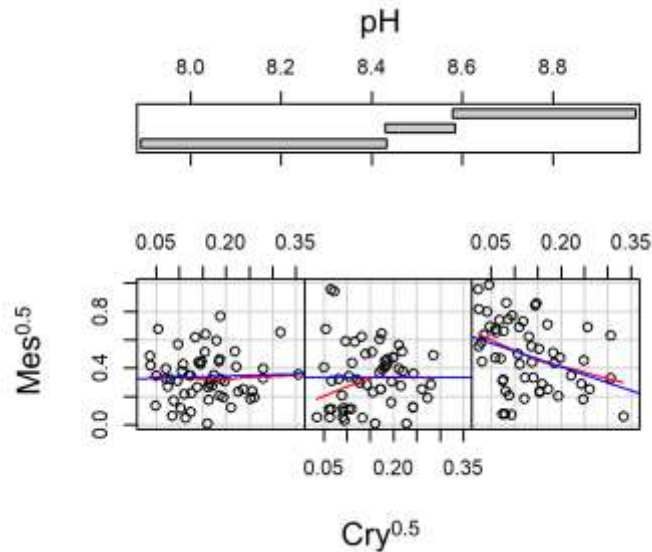
1.2.4.1. *M. rubrum* ekoloģijas apraksts

Mesodinium rubrum ir viens no visizplatītākajiem ciliātiem (jeb skropstainiem) jūras ekosistēmā un planktona cenožē. Tas spēj izdzīvot dažādos apstākļos un tāpēc sastopams visu gadu. Pirmkārt, *M. rubrum* raksturīga spēja aktīvi pārvietoties, kas nodrošina iespēju izvēlēties noteiktus vides apstākļus (temperatūru, biogēnu koncentrāciju, gaismas intensitāti) konkrētā ūdens slānī, kur uzturēties. Neorganiskās vielas ir nozīmīgs enerģijas avots fotosintizējošajā (autotrofajā) *M. rubrum* fāzē.

Otrkārt, tam ir izteikti augsts fotosintēzes ātrums, kas var būt augstāks, kā citām fitoplanktona sugām, savukārt elpošanas ātrums ir zemāks, atļaujot tam salīdzinoši strauji augt biomasā (Hansen & Fenchel, 2006). Svarīgi pieminēt, ka *M. rubrum* ir raksturīga tā saucamā "iegūtā fototrofija", kas veidojas endosimbiozes procesā, kad nelielas eikariotiskas šūnas ar plastīdām, mitohondrijiem un kodolu tiek iekļautas citas eikariotiskas šūnas sastāvā, uzkrājot šo aļģu organellas un izmantojot tās kā savas. Rezultātā veidojās kustīga, autotrofa šūna ar kodolu, mitohondrijiem un endoplazmatisko tīklu, kas ietver sevī endosimbiontu (Hansen & Fenchel 2006). *M. rubrum* ir raksturīga ne tikai īslaicīgā iegūtā fototrofija, bet arī spēja izolēt un saglabāt šūnas kodolu no kriptofit aļģēm, tās apēdot (Johnson et al., 2007). Līdz ar to *M. rubrum* šūnā, uzkrājoties vairākiem brūngani sarkaniem kriptofit aļģu hloroplastiem, rodas tā raksturīgā sarkanīgā nokrāsa.

Ģenētiskie pētījumi parāda, ka *M. rubrum* Baltijas jūras cenožē vienmēr ir sastopama kopā ar kriptofit aļģēm no ģints *Teleaulax*, *Plagioselmis* un *Hemiselmis* (Johnson et al., 2016). Eksperimentāli pētījumi rāda, ka *M. rubrum* barošanās intensitāte ar *Teleaulax* sp. strauji samazinās, ja vides pH pārsniedz 8.8 (Smith and Hansen, 2007). Arī Rīgas līča daudzgadīgo datu analīze netieši uzrāda šo sakarību starp vides pH, *M. rubrum* un kriptofit aļģēm (1.8. attēls). Un treškārt, *M. rubrum* sekmīgi var augt arī gaismas limitācijas apstākļos, jo tas spēj baroties ar citām aļģēm (heterotrofā fāze).

M. rubrum un cianobaktērija *Aphanizomenon flosaquae* Rīgas līča fitoplanktona sabiedrībā sastopama visu gadu, bet vasaras periodā tās var dominēt un veidot pat līdz 90% no fitoplanktona kopējās biomasas (Purina et al., 2018). *A. flosaquae* nepieciešami silti un mierīgi virsēji ūdens slāņi, kas Rīgas līča platuma grādos tipiski ir jūlijā un augustā. Nozīmīga ir tās spēja fiksēt atmosfēras slāpekli, kas ievērojami sekmē tās attīstību periodos, kad slāpekļa koncentrācija ūdenī ir zema. Savukārt *A. flosaquae* "ziedēšanas" intensitāte ir atkarīga no fosfora koncentrācijas ūdenī – N:P attiecībai ir jābūt zemai (Seppälä un Balode, 1999). Rīgas līcis vasaras mēnešos ir stratificēts, un ūdens apmaiņa starp dziļajiem, barības vielu (tai skaitā fosfora) bagātajiem slāņiem un virsējiem, foto-aktīvajiem slāņiem nenotiek. Tikai atsevišķu reģionālu hidrodinamisku apstākļu rezultātā, piemēram, apvelinga gadījumā, var tikt pievadītas barības vielas no dziļajiem ūdens slāņiem. Vahtera ar kolēģiem (2005) Somu līcī novēroja, ka pēc apvelinga strauji savairojas *M. rubrum*, kam ar divu-trīs nedēļu nobīdi sekoja strauja *A. flosaquae* biomasas palielināšanās.



1.8. attēls. *Ciliāta Mesodinium rubrum (Mes) un kriptofīt aļģu (Cry) savstarpējās attiecības izmaiņas atkarībā no pH vērtībām.* Dati transformēti, lai atbilstu normālajam sadalījumam. Nogriežņi (augšējais grafiks) norāda konkrētu pH vērtību intervālu, kura fitoplanktona dati secīgi attēloti scatterplot grafikos (apakšējais grafiks). Respektīvi, pirmais scatterplot grafiks no kreisās attēlo ciliāta *M. rubrum* un kriptofīt aļģu savstarpējās attiecības periodos, kad $pH < 8.42$, otrais grafiks - attiecīgi periodos, kad $8.42 < pH < 8.59$ u.t.t.. Zilā līnija – lineārā regresijas taisne; sarkanā līnija – LOESS līkne

1.2.4.2. Modeļa apraksts un rezultāti

Mesodinium rubrum datu ekstrapolācijai izmantoti dati no O-C zonas (izņemot 1993., 2005., 2009. un 2010. gadu, kad pieejami mazāk par 8 datu punktiem; 1.2. tabula; 1.5. attēls). Kā piemērotākā analīzes metode izvēlēta *Beta-regresijas modelis*, kam viens no pielietojumiem ir analizēt proporciju datus, kas svārstās robežās no 0-1 (neietverot robežvērtības) un kas atbilst β -sadalījumam. Regresenta datu rindai (Y) jāatbilst metodes uzstādījumiem, savukārt ietekmējošiem faktoriem jeb regresoriem (X) ierobežojumu nav. *M. rubrum* procentuālā biomasa no kopējās fitoplanktona biomasas (regresents; izteikts daļskaitlī robežās no 0-1) atbilda uzstādītajiem kritērijiem, tāpēc, izmantojot šo analītisko metodi, izvērtēta tā atkarība, pirmkārt, no *A. flosaquae* procentuālās biomasas (izteiktu daļskaitlī robežās no 0-1), kā arī no kriptofīt aļģu (klase *Cryptophyceae* ar apvienotām ģintīm *Teleaulax*, *Plagioselmis* un *Hemiselmis*; izteikta daļskaitlī robežās no 0-1) sastādītās biomasas. Otrkārt, ņemti vērā arī vides faktori - temperatūra, sāļums un biogēnu koncentrācijas, kā arī upju noteces fosfora un slāpekļa slodzes. Analīze veikta programmā R (R Core Team, 2017), izmantojot paketes “betareg” (Cribari-Neto and Zeileis, 2010) *betareg()* funkciju. Pirmsanalīzes datu izpētē no turpmākās analīzes izņemti 3 datu punkti, kuri uzrādīja augstu Cook’s D vērtību (2002.09.17. 119. st; 2007.08.12. 170. st; 2007.08.13 162.st).

Rezultātā izvēlēts vispiemērotākais *Beta-regresijas modelis*, balstoties uz *Pseudo R-sq.*, *Log-likelihood*, *Akaike’s Information Criterion (AIC)* un *Bayesian Information Criterion (BIC)* vērtībām, kā arī modeļu salīdzinājums, izmantojot *Likelihood Ratio* testu (funkcija *ltest()*) no R paketes *ltest* (Zeileis and Hothorn,

2002). Kā vispiemērotākais izvēlēts modelis ar diviem mainīgajiem: *A. flosaquae* % biomasa un kriptofītu alģu (Cryptophyceae) % biomasai mijiedarbojoties ar pH vērtību (1.4. tabula).

1.4. tabula. **Beta-regresijas analīzes summārie rezultāti. *Mesodinium rubrum* % biomasa (*Mes*) atkarībā no *Aphanizomenon flosaquae* (*Aph*) un kombinētas pH un kriptofītu alģu % biomasas (*Cry*).** (1) apakšmodelis – vidējās vērtības (mean) analīzei; (2) apakšmodelis – modeļa precizitātes izvērtēšanai. ^a – faktoru novērotā ietekme kopumā neietekmēja modeļa precizitātes (precision) statistiskos rādītājus, tāpēc tā ir atstāta kā konstante phi. Pseudo R-sq – y datu variācijas daļa, ko izskaidro konkrētais modelis; Log-likelihood – logaritmēta varbūtības attiecība, modeļa novērtēšanas kritērijs; AIC (Akaike's Information Criterion) – modeļa novērtēšanas kritērijs; BIC (Bayesian Information Criterion) – modeļa novērtēšanas kritērijs; N – datu kopas lielums. *<0.01p<0.05 ; *** p<0.001

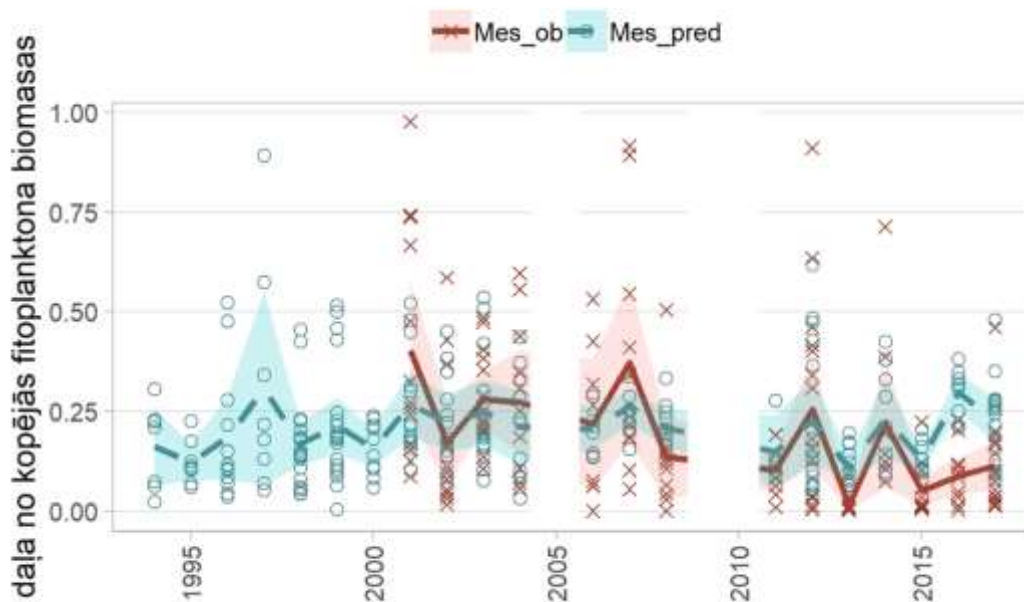
betareg(formula = Mes ~ Aph+pH*Cry		
	(1) mean	(2) precision
(Intercept)	-26.27***	
sd	(3.93)	
Aph	-3.15***	
sd	(0.44)	
pH	3.00***	
sd	(0.46)	
Cry	262.19*	
sd	(126.53)	
pH:Cry	-31.36*	
sd	(14.85)	
(phi) ^a		4.77***
sd		(0.55)
Pseudo R-sq	0.365	
Log-likelihood	130.374	
AIC	-248.747	
BIC	-230.486	
N	155	

Modeļa aprēķināto vērtību vidējais aritmētiskais statistiski labāk attēlo *in situ* datu vidējo aritmētisko vērtību (Pīrsona R=0.829, p=0.003) nekā ģeometriskais vidējais (Pīrsona R=0.578, p=0.07). Attiecīgi modelis piemērots *M. rubrum* procentuālās biomasas vidējam aritmētiskajam aprēķinam. Rezultātā tālākas analīzes veikšanai, iegūta pilnveidota datu kopa, ietverot ekstrapolētās *M. rubrum* vērtības (1.9. attēls), periodam no 1994. līdz 2017. gadam.

Modelētās *M. rubrum* vērtības iekļautas O-C apvienoto staciju datu bāzē (periodā 1994.-2000.g.) pēc sekojošas shēmas:

- pārrēķinātas uz biomasas vērtībām (mg m⁻³), pareizinot modelēto sastādītās daļas vērtību (1.9. attēls) ar aprēķināto kopējo fitoplanktona biomasu konkrētajā datumā un stacijā;

- palielināta kopējā fitoplanktona biomasa katrā datumā un stacijā par iegūto *M. rubrum* biomasu (1.9. attēls);
- pārrēķināts katra taksona sastādītais procents no kopējās biomasas, ņemot vērā jauno (palielināto) kopējo fitoplanktona biomasu.



1.9. attēls. *Mesodinium rubrum* novēroto datu (*Mes_ob*) salīdzinājums ar aprēķinātiem datiem (*Mes_pred*) pēc modeļa 'betareg(formula = $Mes \sim Aph + pH * Cry$)'. Vid. aritmētiskā vērtība $\pm CI_{95\%}$

1.2.5. Fitoplanktona taksonomisko grupu (klāsteru) veidošana

Fitoplanktona taksonomisko grupu (klāsteru) veidošanā ņemtas vērā tās sugas, kuru biomasa pārsniedz 3% no kopējās fitoplanktona biomasas attiecīgajā paraugošanas reizē. Izmantojot aglomeratīvo hierarhisko klāsteru veidošanas metodiku, dominējošās sugas, kuru biomasas vērtības pirms analīzes \log_{10} transformētas, izdalītas grupās, kas apvieno sugas, kuras vidē atrodas vienlaicīgi un līdzīgā apmērā. Līdzība starp sugu biomasām izteikta Euklīda (kvadrāta) attālumos, un klāsteri veidoti pēc Ward's metodes, izsaucot R funkciju *hclust(method="ward.D2")*. Dendrogramma vizualizēta, izdalot klāsterus pirmsnovērtēšanas periodam (1994-2012 O-C zona), kad līdzība pārsniedz vērtību 6, izsaucot funkciju *fviz_dend(h=6)* no R paketes "factoextra" (Kassambara and Mundt, 2017). Rezultātā O-C apvienotā staciju grupā fitoplanktona sugas izdalītas sešos klāsteros (apzīmēti ar OC1, OC2, OC3, OC4, OC5, OC6).

1.2.6. Klāsteru saistība ar vides parametriem

Fitoplanktona klāsteru saistību novērtēšanai ar vides parametriem izmantotas sugas, kuru biomasa pārsniedz 5% no kopējās fitoplanktona biomasas. Šāda nesakritība (klāsteri definēti ar sugām >3%)

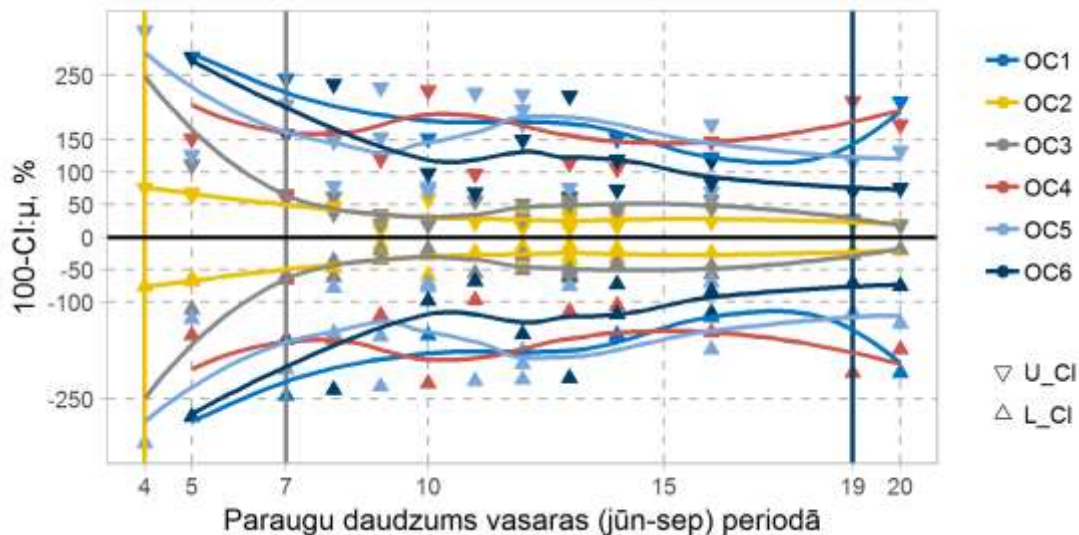
izveidota apzināti, lai izvērtētu arī sugas, kuru biomasa pieaugusi pēc references perioda beigām (proti, lai visas sugas, kas sastopamas novērtēšanas periodā un pārsniedz 5% robežu, būtu definētas references klāsteru grupā). Fitoplanktona klāsteru un vides parametru sakarības analizētas ar GAM metodi, ietverot visu pieejamo datu periodu (1994-2017). Pirms analīzes "NA" (iztrūkstošās vērtības, proti, kad paraugā netika konstatēta neviena no klāsterim piederošām sugām) aizstātas ar vērtību "1", kas atbilst 1% no kopējās biomasas, līdz ar to ir ievērojami zemāka vērtība nekā 5% kā atlasīšanas robeža, tāpēc neietekmē datu analīzes rezultātus vērā ņemami.

GAM analīze veikta izsaucot R paketes "mgcv" (Wood, 2017) funkciju *gam(method="REML")*, izskaidrojot katra klāsteru datu variāciju atsevišķi. Sākotnēji izveidots pilnais modelis, kas iekļauj visus faktorus klāsteru datu izkliedes izskaidrošanai. Sekojoši, katrā nākamajā solī noņemts viens faktors (ar augstāko p vērtību), līdz palikuši tikai statistiski būtiskie faktori. Pēc katra faktora noņemšanas izvērtēts, vai modelis nav zaudējis būtisku klāsteru datu izskaidrošanas daļu, salīdzinot to ar pilno modeli, izmantojot ANOVA metodi *anova(gam_model_full, gam_model)*, ja būtiska daļa zaudēta (modeļi būtiski atšķiras), tad faktors tiek pievienots atpakaļ pie formulas, un iekļauts gala modelī.

1.2.7. Rezultāti: fitoplanktona sabiedrības parametru pielietojuma iespējas vides novērtēšanā

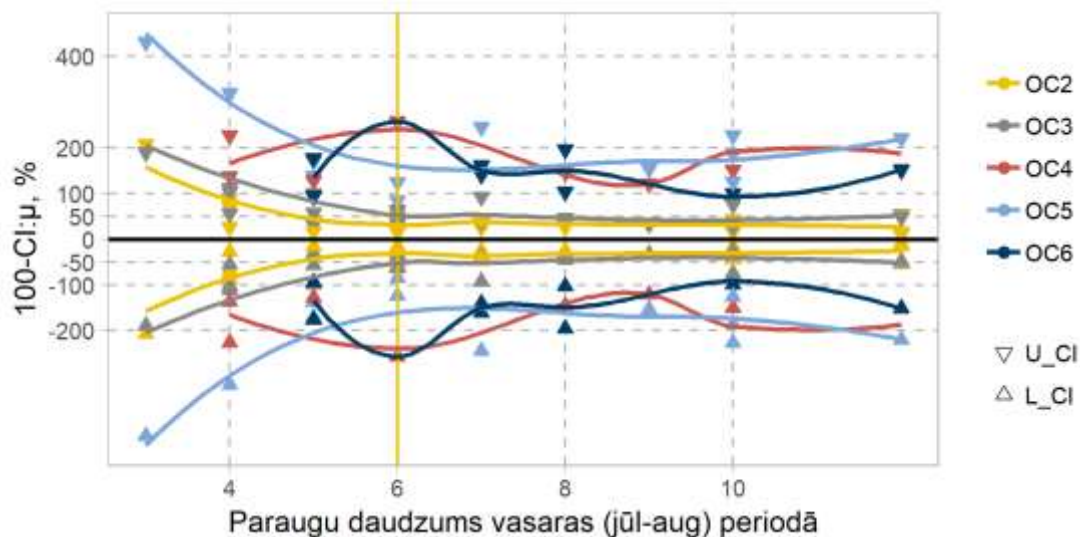
1.2.7.1. Datu vērtību variācija

Kā objektīvs parametrs datu variācijas novērtēšanai atkarībā no ievāktu paraugu skaita izmantota attiecība starp 95% ticamības intervāla robežām un attiecīgo aritmētisko vidējo klāsteru sastādīto biomasas daļu ($CI:\mu$) katrā gadā izteiktu procentos. Attiecība standartizēta pret 100% ($100 - CI:\mu$), lai pilnīgas vidējās vērtības un konfidences intervāla sakritības gadījumā (kas atbilstu 95% konfidencei/ticamībai par vidējās vērtības lielumu) attēlotā parametra vērtība atbilstu 0 vērtībai y skalā ([1.10. attēls](#)). Jebkura novirze no 0 vērtības norāda uz konfidences intervāla palielināšanos, līdz ar to uz vidējās vērtības konfidences/ticamības zudumu. Lai datu izkliede tiktu uzskatīta par pieļaujamu un ticamība – par reālu, parametram $100 - CI:\mu$ jābūt robežās no -100 līdz 100. Pretējā gadījumā ticamības intervāls ir lielāks par reālo vidējo vērtību, kas norāda uz to, ka datu mainība ir tik liela, ka pieļauj teorētisku iespējamību, ka vidējā vērtība var būt arī negatīvs skaitlis, kas reāli nav iespējams.



1.10. attēls. Attiecības starp 95% ticamības intervāla robežām un attiecīgo vidējo aritmētisko klāstera sastādīto biomasas daļu ($CI:\mu$, izteiktu %) novirze no 100% sakritības, atkarībā no datu kopas lieluma jūnija-septembra periodā. Līnija attēlo Loess regresijas līkni. L_CI – zemākā 95% ticamības intervāla robeža; U_CI - augstākā 95% ticamības intervāla robeža. Krāsas atbilst attiecīgiem klāsteriem. Vertikālās līnijas norāda robežu, virs kuras vidējā vērtība uzskatāma par reprezentatīvu

legūtie parametra $100-CI:\mu$ rezultāti norāda, ka vasaras periodā (jūnijs-septembris) reāli izmantojami ir trīs klāsteri: OC2, OC3, OC6 (jo sasniedz uzstādījumu $-100 < (100-CI:\mu) < 100$; **1.10. attēls**). Tomēr ieteicamais paraugu (n) skaits periodā starp šiem klāsteriem ir atšķirīgs. Klāstera OC2 ticamība ir vienlīdz reāla visos aplūkotajos paraugu daudzumos ($4 \leq n \leq 20$; **1.10. attēls**), lai gan vismazākā datu izkliede (precīzākā vidējā vērtība) novērota, kad paraugu daudzums periodā sasniedz un pārsniedz 7 ($n \geq 7$; **1.10. attēls**). Līdzīgi arī klāstera OC3 vērtības sasniedz pieļaujamu datu variēšanu, kad paraugu skaits vasaras periodā ir ne mazāks kā 7 ($n \geq 7$; **1.10. attēls**), savukārt klāstera OC6 vidējā vērtība kļūst reāli ticama tikai tad, kad ievākto paraugu skaits sasniedz 16, tomēr reprezentatīva vidējā vērtība aprēķināma sākot no 19 datu punktiem. Arī klāstera OC5 ticamība tuvojās noteiktajai robežai, bet, lai tālāk attīstītu kādu indikatoru pamatojoties uz šī klāstera vērtību, nepieciešamas vairāk par 20 paraugošanas epizodēm periodā, kā arī nepieciešams secīgs līdzīgs novērtējums vērtības ticamībai.



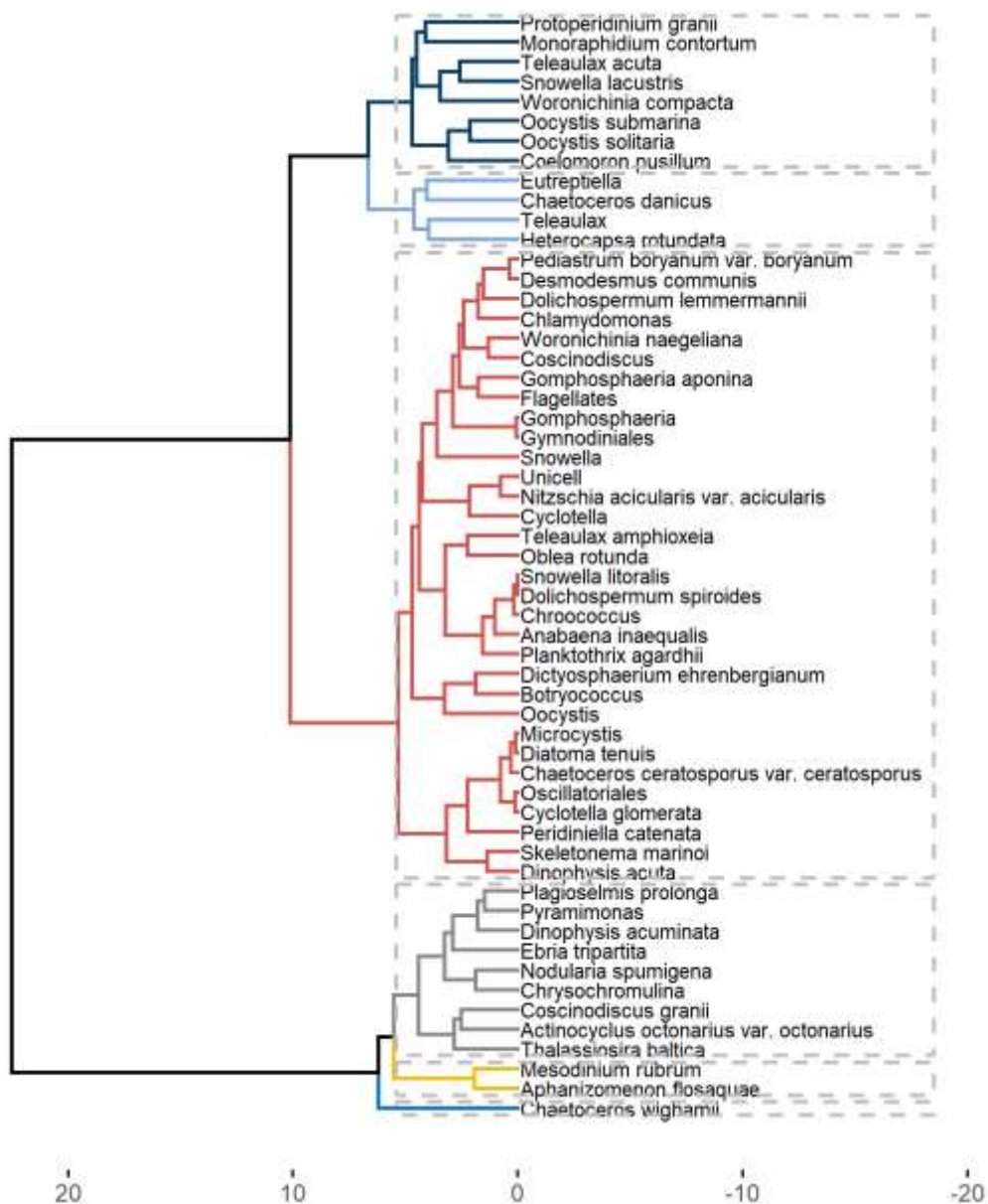
1.11. attēls. Attiecības starp 95% ticamības intervāla robežām un attiecīgo vidējo aritmētisko klāsteru sastādīto biomasas daļu ($CI:\mu$, izteiktu %) novirze no 100% sakritības, atkarībā no datu kopas lieluma jūnija-septembra periodā. Līnija attēlo Loess regresijas līkni. L_CI – zemākā 95% ticamības intervāla robeža; U_CI - augstākā 95% ticamības intervāla robeža. Krāsas atbilst attiecīgiem klāsteriem. Vertikālās līnijas norāda robežu, virs kuras vidējā vērtība uzskatāma par reprezentatīvu

Savukārt, apskatot periodu jūlijs-augusts, reprezentatīvus rādītājus var iegūt tikai OC2 un OC3 klāsteriem, kad paraugu skaits periodā pārsniedz 6 (**1.11. attēls**). Šāda perioda analīze izvēlēta, jo Latvijas Nacionālās monitoringa programmas ietvaros parasti augusta mēnesī organizēts monitoringa reiss, kas bieži sastāda lielu daļu no vasaras periodā ievāktajiem paraugiem. Līdz ar to mērķis bija noskaidrot, vai arī šajā saīsinātajā periodā datu variēšana ir pieļaujamās robežās, kas arī pierādījās.

Respektīvi, lai izmantotu OC2 vai OC3 klāsteru vidējo vērtību, minimālais nepieciešamais paraugu skaits periodā jūnijs-septembris ir attiecīgi 4 un 7 (**1.10. attēls**), savukārt periodā jūlijs-augusts – 6 paraugi (**1.11. attēls**). Savukārt, lai izmantotu OC6 klāsteru vidējo vērtību, nepieciešami ne mazāk kā 16, bet rekomendējoši 19 paraugi periodā jūnijs-septembris (**1.10. attēls**). Kā arī OC5 klāsteru izmantojamība ir apsverama, tomēr tad nepieciešams secīgs novērtējums vairāku gadu periodam, kad ievākti virs 20 paraugiem periodā (**1.10. attēls**).

1.2.7.2. Fitoplanktona klāsteru sadalījums

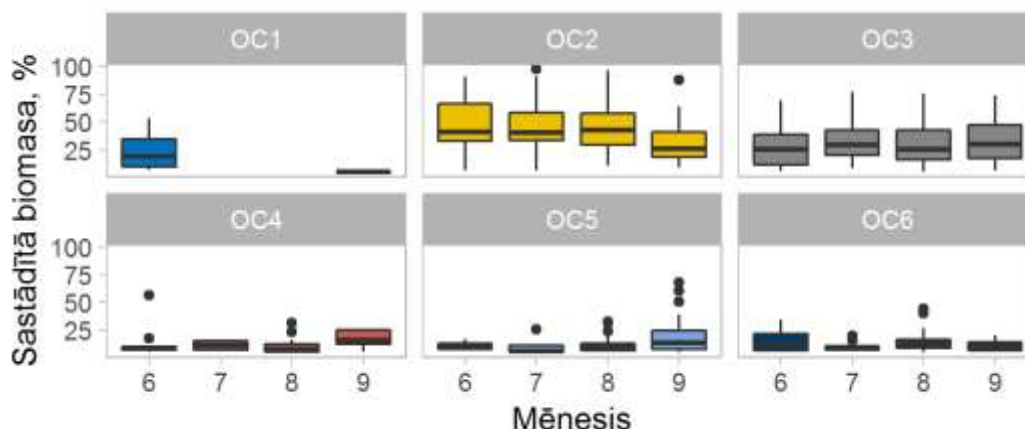
Fitoplanktona sugas, izmantojot aglomeratīvo hierarhisko klāsteru veidošanas metodi, sagrupētas sešos sekojošos klāsteros (**1.12. attēls**):



1.12. attēls. *Fitoplanktona sugu kopu klāsteri Rīgas līča atklātās daļas un piekrastes apvienotajai zonai O-C. Izveidoti, balstoties uz references periodā (1994-2012) sastopamās populācijas sugu sastāvu un to biomasas vērtībām. (Klāsteri tekstā apzīmēti kā OC1, OC2, OC3, OC4, OC5, OC6, skaitot no apakšas)*

- **OC1** - veido viena kramaļģe *Chaetoceros wighamii* (1.12. attēls, pirmā grupa no apakšas), kam maksimālā vērtība parasti ir pavasarī un nelielā biomasā tā sastopama arī rudenī. Rīgas līča fitoplanktona sabiedrībā vasaras periodā tā vērojama jūnijā un septembrī (1.13. attēls). *Chaetoceros wighamii* procentuālā biomasā svārstījās no 0% līdz 52.9%, tomēr kopumā vidēji periodā tā bija tikai 1.32% (1.14. attēls). OC1 klāstera biomasā periodā no 1994. līdz 2017. gadam pakāpeniski samazinās (1.15. attēls). Sugas klātesamība jūnijā un septembrī ir saistāma ar klimata variācijām, kad parauga

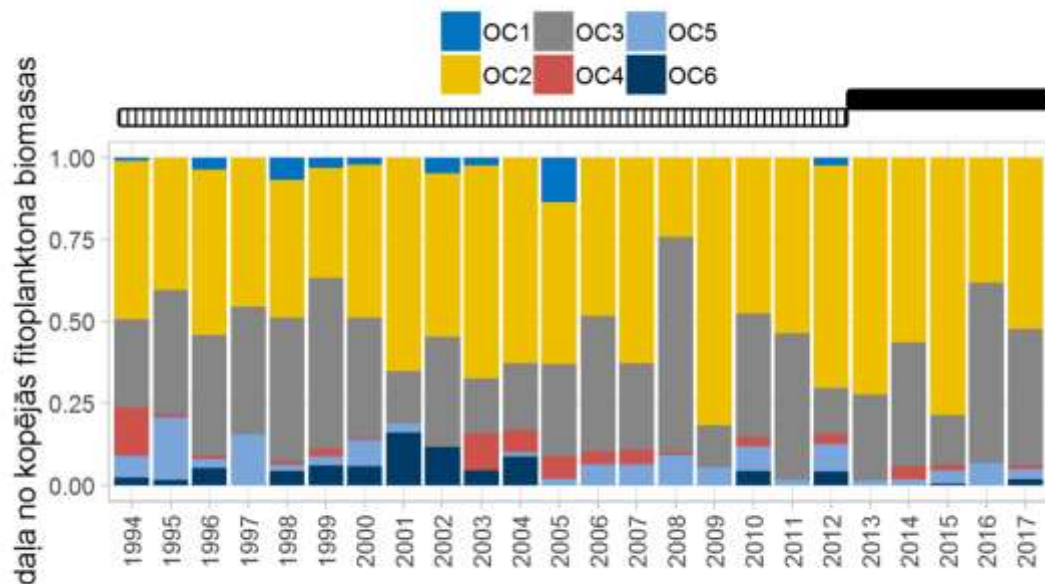
ievākšanas brīdī, vēla pavasara gadījumā, tā ir bijusi vēl sastopama jūnijā un agra rudens gadījumā – septembrī. Šis klāsteris netiek iekļauts tālākā analizē, jo, pirmkārt, šī suga neatspoguļo vasaras sezonas fitoplanktona sabiedrību un, otrkārt, aprēķinātais datu variācijas parametrs 100-CI:μ norāda uz nereprezentatīvu vidējo vērtību (1.10. attēls).



1.13. attēls. Fitoplanktona klāsteru sastādītā biomasa pa mēnešiem O-C apvienoto staciju zonā (1994-2017)

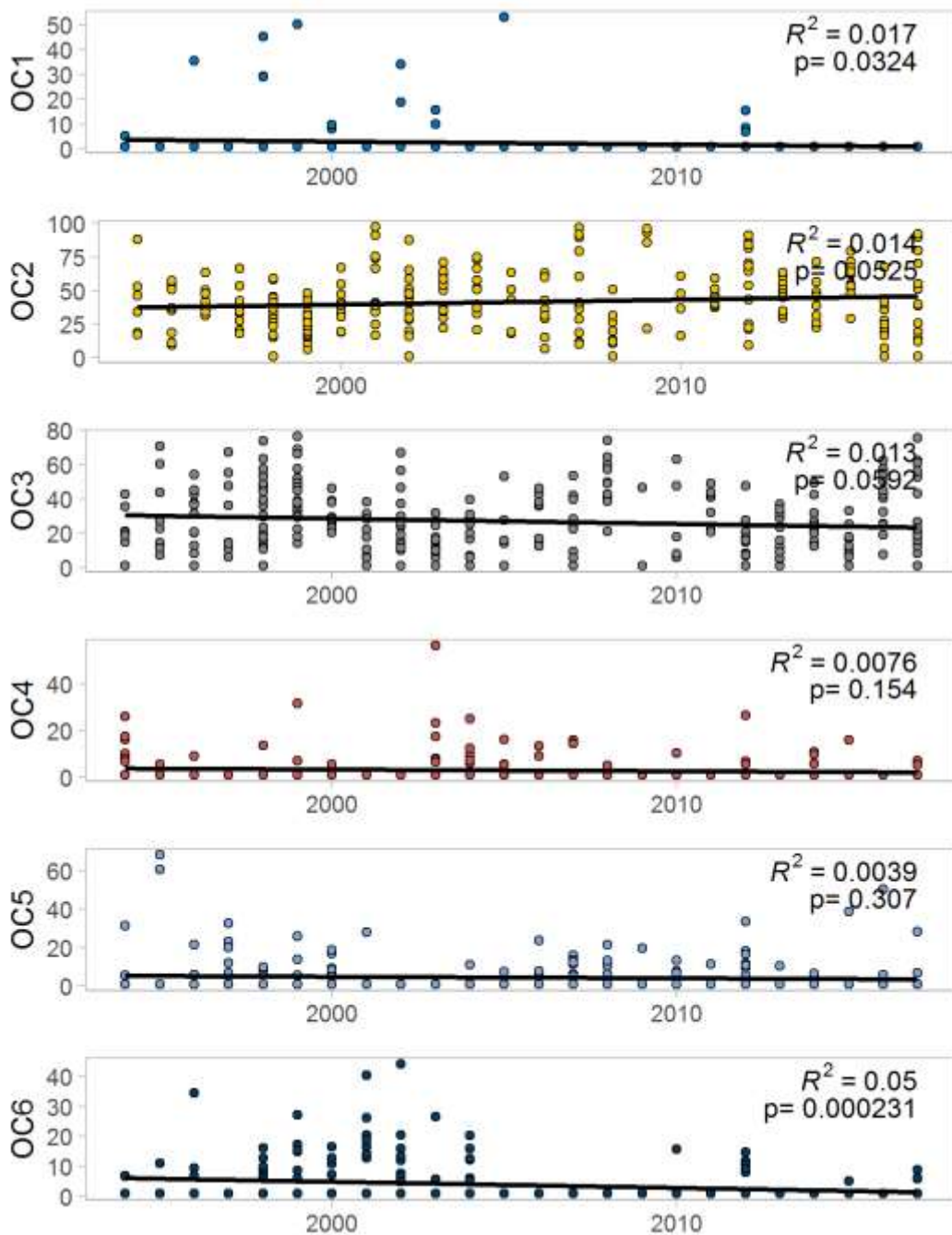
- **OC2** – ir viens no dominējošajiem klāsteriem vasaras periodā (1.13. attēls), procentuāli references periodā sastādot 18.3-74.2% un vidēji 42.5% (1.14. attēls). Klāsteri veido divas sugas - cianobaktērija *Aphanizomenon flosaquae* un ciliāts *Mesodinium rubrum*, kas fitoplanktona cenozē sastopamas visu gadu, ar izteiktāku attīstību vasarā. *Aphanizomenon flosaquae* ir slāpekli-fiksējoša cianobaktērija, kas līdz ar to spēj pilnvērtīgi dzīvot periodos, kad slāpeklis vidē iztrūkst, savukārt *M. rubrum* ir miksotrofs, vertikāli pārvietoties spējīgs ciliāts, kas arī līdz ar to ir spējīgs pielāgoties dažādām vides izmaiņām. Abu šo sugu savstarpējā saistība un ekoloģija sīkāk aprakstīta nodaļā 1.2.4.1. Laika periodā no 1994. līdz 2017. gadam OC2 klāsteru biomasa uzrādīja statistiski būtisku pieaugošu tendenci (1.15. attēls; $p=0.052$), lai gan jānorāda, ka OC2 ilgtermiņa dinamiku labāk izskaidro ne-lineāra sakarība (1.16. attēls; $p=0.016$).
- **OC3** – ir otrs dominējošais vasaras perioda fitoplanktona klāsteris, kurā ietilpst deviņi taksoni (1.12. attēls). Divas no tām ir liela izmēra kramaļģes *Thalassiosira baltica* un *Coscinodiscus granii*, kas nav tipiskas vasaras periodam, tomēr tās vidēji periodā veido 33.0% no kopējās klāsteru biomasas. Jānorāda, ka sākot ar 2007. gadu *T. baltica* un *C. granii* fitoplanktona biomasā pārsniegušas 5% robežu tikai 2013. un 2017. gadā. Šo sugu klātbūtne klāsterī ir skaidrojama tāpat kā OC1 klāsterī esošās kramaļģes *Chaetoceros wighamii* esamība vasaras paraugos. Pārējās klāsterī esošās sugas ir raksturīgas vasaras fitoplanktona cenozē (1.13. attēls). Divas no tām ir miksotrofās – dinoflagelāta *Dinophysis acuminata* un haptofīta alģe *Chrysochromulina* spp., tad heterotrofais silikoflagelāts *Ebria tripartita*, neliela izmēra autotrofi vicaiņi kā kriptofīta alģe *Plagioselmis prolunga* (sugas sakarība ar OC2 klāsterī esošo *M. rubrum* aprakstīta nodaļā 1.2.4.1.), prazinofīta alģe *Pyramimonas* spp., kā arī slāpekli-fiksējoša cianobaktērija *Nodularia spumigena* un kramaļģe *Actinocyclus octonarius*. *Chrysochromulina* spp.,

Plagioselmis prolonga un *Pyramimonas* spp. ir ar sīku šūnu izmēru un pārsvarā dominē skaitliski, līdz ar to tās efektīvāk spēj uzņemt barības vielas nekā liela izmēra *N. spumigena* un *A. octonarius* un labāk attīstīties vidē ar zemāku barības vielu daudzumu. References periodā OC3 klāsteris kopumā veido no 11.3-49.9% un vidēji 26.2% (1.14. attēls). OC3 klāstera sastādītā biomasas daļa pretēji OC2 klāsterim uzrādīja vāji statistiski būtisku lejupejošu tendenci apsekotajā periodā no 1994.-2017. gadam (1.15. attēls; $p=0.059$). Bet tomēr ilgtermiņa tendences arī šim klāsterim labāk apraksta ne-lineāra sakarība (1.16. attēls; $p<0.0001$), kas uzrāda mainību no augšup-ejošas uz lejup-ejošu tendenci periodā.



2. attēls. *Fitoplanktona klāsteru (sugu sastāvu atšifrējums attiecīgi kā 6.attēlā) sastādītās biomasas daļa vidējā vērtība.* ▨ - references periods; ■ - novērtēšanas periods

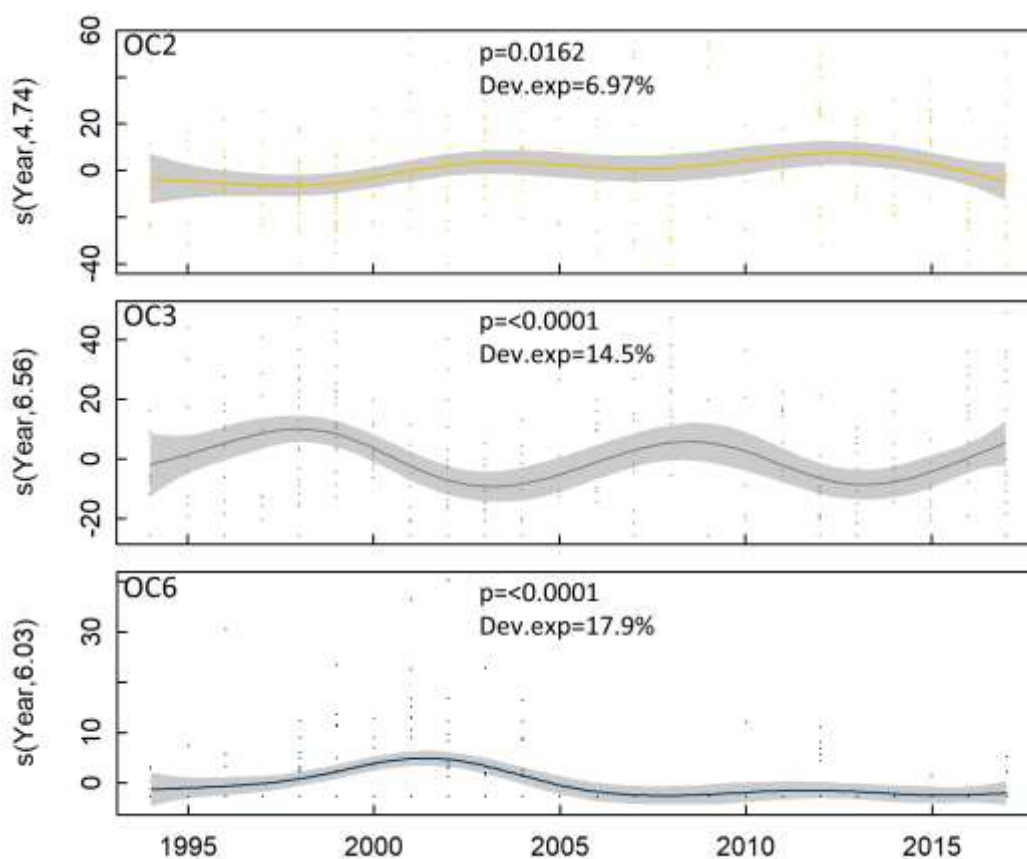
- **OC4** - ir visplašāk pārstāvētais klāsteris, kurā ietilps 32 taksoni no dažādām taksonomiskajām grupām - sugas, kas parasti sastopamas neregulāri un nelielā biomasā (1.13. attēls). Tā sastādītās biomasas daļas vidējās vērtības bija nelielas (1.4-12.3%) un atsevišķos gados pat vispār nebija (1.14. attēls), kā arī biomasas mainība pa gadiem nav statistiski būtiska (1.15. attēls). Tā kā aprēķinātais datu variācijas parametrs $100-CI:\mu$ neiekļāvās noteiktajās robežās, šī klāstera dinamika netiek virzīta tālākā analizē, jo novērota liela sezonāla mainība, un vidējās perioda vērtības nav ticamas pie esošā datu daudzuma periodā (1.10. attēls).



1.15. attēls. Fitoplanktona klāsteru sastādītās biomasas mainība pa gadiem ar lineārās regresijas līkni un attiecīgiem koeficientiem

- **OC5** – veido 4 taksoni: kramaļģe *Chaetoceros danicus*, eglēnaļģes *Eutreptiella* spp., dinoflagelāta *Heterocapsa rotundata* un kriptofīt aļģes *Teleaulax* spp. (1.12. attēls). Vasarā diezgan bieži strauji savairojas eglēnaļģes *Eutreptiella gymnastica*. Šī suga ir ātri augoša, ar elastīgu uzvedību (spēj pārvietoties uz barības vielām bagātākiem ūdens slāņiem), pielāgotu dzīves ciklu (spēj producēt cistas), kas padara to spējīgu adaptēties turbulentos un barības vielām bagātos ūdeņos, līdz ar to,

salīdzinājumā ar citām mikroaļģēm, tā ir konkurēt spējīgāka (Olli u.c. 1996). Līdzīgi kā eglēnaļģes arī *H. rotundata* var strauji savairoties ar barības vielām bagātos ūdeņos, īpaši amonija klātbūtnē, kā arī literatūrā ir aprakstīts, ka šī suga ir miksotrofs organisms un var baroties ar piko-fitoplanktonu (*Synecococcus*) un sīka izmēra kramaļģēm, kas ļauj tai attīstīties apstākļos, kad ūdenī ir maz neorganiskās vielas (Seong u.c. 2006; Rothenberger u.c. 2009). OC5 klāstera, līdzīgi kā OC4, sastādītās biomasas daļas vidējās vērtības bija nelielas (1.8-15.2%; 1.13. attēls) un atsevišķos gados pat vispār nebija (1.14. attēls). Arī šim klāsterim biomasas mainība periodā nebija statistiski nozīmīga (1.15. attēls), un datu variācijas parametrs 100-CI:μ neikļāvās noteiktajās robežās (1.10. attēls), tāpēc tālākā analizē OC5 klāsteris netiek iekļauts.



3. attēls. OC2, OC3 un OC6 klāsteru sastādītās biomasas mainība pa gadiem ar GAM modeļa līkni un attiecīgiem koeficientiem

- **OC6** – sastāv no 8 vasaras sezonai raksturīgām sugām, no kurām 3 ir zaļāļģes - *Monoraphidium contortum*, *Oocystis solitaria*, *O. sumarina*, 3 ir cianobaktērijas – *Coelomoron pusillum*, *Snowella lacustris*, *Woronichnia compacta* un pārējās abas ir heterotrofs dinoflagelāts *Protoperidinium granii* un kriptofīta aļģe *Teleaulax acuta* (1.12. attēls). No visām zaļāļģēm, kas sastopamas Rīgas līcī, minētās trīs sugas ir visbiežāk izplatītās saldūdeņu un iesāļu ūdeņu sugas, un to augšanu pozitīvi ietekmē ūdens

temperatūras paaugstināšanās (Jurgensone u.c., 2011.). *Woronichnia compacta* parasti ir sastopama oligo- vai nedaudz mezotrofos ezeros ar augstu vides pH (līdz 8,3). Eitrofos ūdeņos ar augstu N:P attiecību tā spēj adaptēties neilgu laiku, tad tās biomasa strauji samazinās (Nowicka-Krawczyk & Żelazna-Wieczorek, 2017). OC6 vidēji sastādīja 2.58% no kopējās fitoplanktona biomasas references periodā, un tā apsekotajā periodā no 1994. – 2017. gadam uzrādīja visizteiktāko trendu (1.15., 1.16. attēls). Tomēr, ņemot vērā to, ka tikai dažos gados OC6 klāstera paraugu skaits bija pietiekošs ($n \geq 19$), lai sasniegtu ticamas vērtības (1.10. attēls), tad tā sakarības ar vides parametriem vērtējamās ar piesardzību.

1.2.7.3. Fitoplanktona klāsteru saistība ar vides parametriem

Vides faktoru ietekme tika izvērtēta fitoplanktona klāsteriem OC2, OC3, OC6, kuriem 100-Cl:μ bija pieļaujamās robežās (1.10. attēls; 1.5. tabula). Klāsteris OC2 uzrāda izteikti negatīvu sakarību ar ūdens sālumu un nepastāvīgi negatīvu sakarību ar iepriekšējā gada fosfora slodzi (P_{load}). Klāsteris OC3 sastāda visaugstāko fitoplanktona biomasas daļu, kad ūdens temperatūra robežās no 15-20°C, kā arī uzrāda izteikti pozitīvas sakarības ar ūdens sālumu, kopējo slāpekļa koncentrāciju (N_{tot}) un iepriekšējā gada slāpekļa slodzi (N_{load}). Pozitīva, lai gan nepastāvīga, ietekme novērota arī ar iepriekšējā gada fosfora slodzi. Savukārt klāstera OC6 veidotā biomasas daļa bija visaugstākā, kad iepriekšēja gada fosfora slodze bija robežās no 1500 līdz 2100 t.

1.5. tabula. **Vides parametru (vidējie svērtie rādītāji 0-10 m slānī) saistība ar fitoplanktona klāsteru % biomasu.** GAM analīzes rezultāti ($n=264$, periods 1994-2017). No – klāstera nosaukums; Temp – ūdens temperatūra; Sal – ūdens sālums; P_{tot} – kopējā fosfora koncentrācija; N_{tot} – kopējā slāpekļa koncentrācija; N_{load} – iepriekšēja gada slāpekļa slodze (daudzums ieplūdis līci ar upju noteci); P_{load} – iepriekšēja gada fosfora slodze (daudzums ieplūdis līci ar upju noteci); Dev.expl. – datu izklīdes procentuālais izskaidrojums; Spe – sugu skaits klāsterī. GAM analīzes rezultātu saīsinājumi: “-” – negatīva sakarība; “+” – pozitīva sakarība; “p” – sakarība nepastāvīga. “-” un “+” zīmju skaits norāda sakarības izteiktumu, 1 zīme – vāji izteikta; 3 zīmes – ļoti izteikta

No	Temp	Sal	P_{tot}	N_{tot}	N_{load}	P_{load}	Dev. expl.	Spe
OC2		--				-p	22.3%	2
OC3	opt.15-20°C	++		++p	++	+p	27.1%	9
OC6						+p	5.88%	8

1.2.7.4. Fitoplanktona daudzveidības saistība ar klāsteru dinamiku

Bioloģiskā daudzveidība (BD) var tikt aprakstīta izmantojot dažādus parametrus, no kuriem biežāk izmantotie ir sugu bagātība (sastopamo sugu skaits; S) un Šenona indekss H (*Shannon's Diversity*; formula

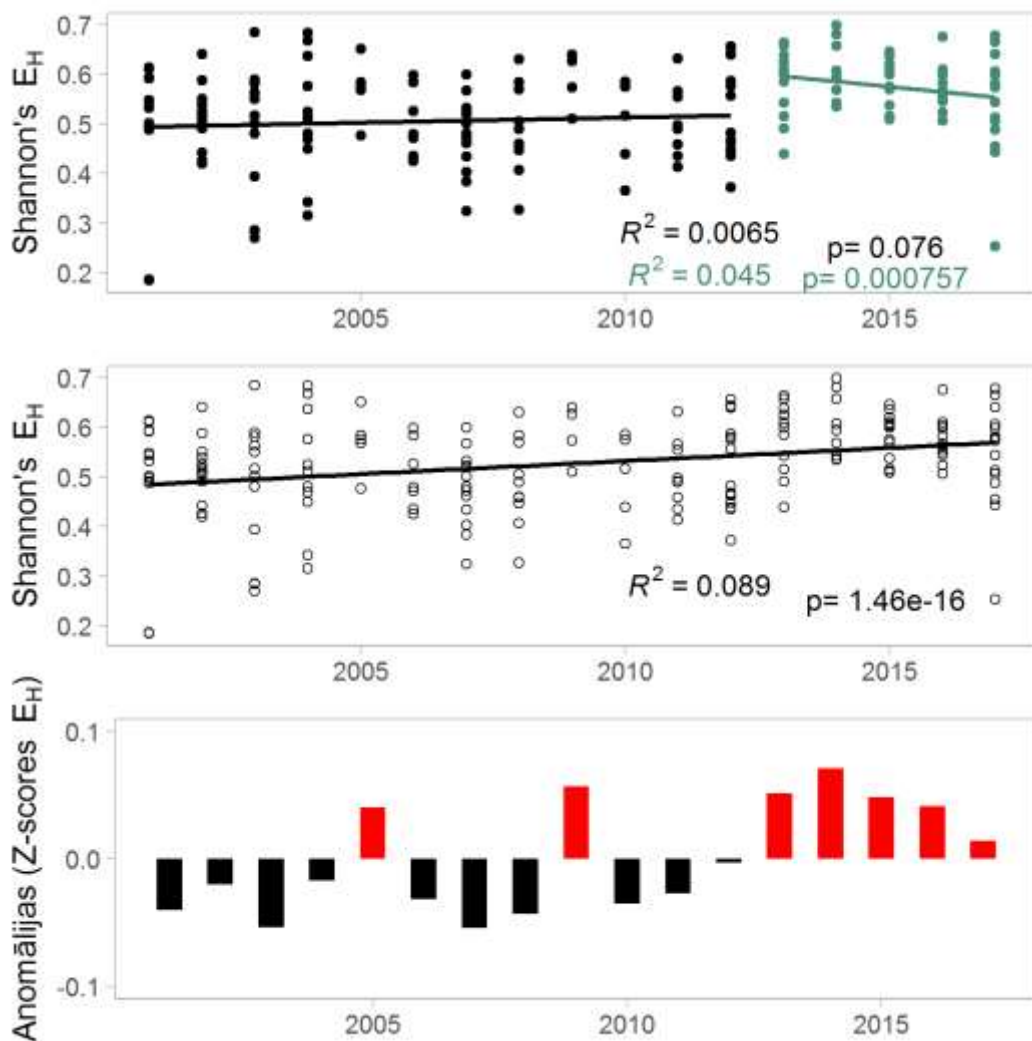
(1)), kā arī indekss, kas aprēķināts, izmantojot abus iepriekšminētos parametrus - Šenona E_H indekss (*Shannon's Equitability*; formula (2)). E_H indekss ir normalizēts H indekss, kas izdalīts ar maksimālo iespējamo daudzveidību pie attiecīgā sastopamo sugu skaita. Līdz ar to tas svārstās robežās no 0-1 un ir viegli izprotams un salīdzināms starp paraugiem.

$$\text{Šenona daudzveidības indekss } (H) = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (1),$$

$$\text{Šenona līdzvērtīguma indekss } (E_H) = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\ln s} \quad (2), \text{ kur}$$

s – sugu skaits,

p – proporcija starp katras sugas (i) indivīdu skaitu un kopējo (visu sugu) indivīdu skaitu katrā paraugā.



1.17. attēls. Šenona līdzvērtīguma indeksa (*Shannon's E_H*) dinamika Rīgas līcī periodā no 2001. līdz 2017. gadam (jūn-sep). Līnijas attēlo lineārās regresijas līkni. Anomālijas aprēķinātas ņemot vērā visa perioda vidējo vērtību

BD koeficienti aprēķināti periodam sākot ar 2001. gadu, kad tika uzsākta *M. rubrum* uzskaitē, un to saistības izvērtēšanai ar fitoplanktona klāsteriem izmantota GAM analīze (1.6. tabula). *M. rubrum*

ekstrapolētie biomasas daļas dati (nodaļa 1.2.4.2.) šeit netiek izmantoti, jo absolūtās skaita vērtības (pretstatā sastādītajai biomasas daļai) neuzrādīja izmantojamas sakarības ar vides parametriem.

1.6. tabula. Fitoplanktona klāsteru % biomasas saistība ar biodaudzveidības parametriem. GAM analīzes rezultāti (n=184, periods 2001-2017). BD – biodaudzveidības parametrs. Dev.expl. – datu izklādes procentuālais izskaidrojums. GAM analīzes rezultātu saīsinājumi: “-” – negatīva sakarība; “+” – pozitīva sakarība; “p” – sakarība nepastāvīga. “-” un “+” zīmju skaits norāda sakarības izteiktumu, 1 zīme – vāji izteikta; 3 zīmes – ļoti izteikta. ^{NS} – statistiski nebūtiska sakarība

BD	OC2	OC3	OC6	OC2+OC3	OC2-OC3	Dev. expl.
S			--	---		32.3%
H			-p	---		10.9%
E _H	^{NS} opt. 40-60%	^{NS} -	^{NS} +p		^{NS} opt. 0-60	6.56%

Ilgtermiņā, analizējot E_H indeksa dinamiku, tas uzrāda pozitīvu trendu visā apskatītajā periodā ar pastāvīgi augstām (virs vidējā) vērtībām pēdējos piecos gados (novērtējuma periods; 2013-2017), lai gan trends pēdējos piecus gadus kopumā ir bijis lejupejošs (1.17. attēls). Jānorāda, ka abos pārējos gados, kad uzrādīta augstāka E_H vērtība par vidējo (2005. un 2009.), paraugu daudzums bija nepietiekams reprezentatīvu datu iegūšanai (1.10. attēls; 1.2. tabula), tāpēc šie gadi izslēgti no tālākas analīzes. Kā arī turpmākā analīze veikta periodam jūlijs-augusts, jo šajā periodā nepieciešams mazāks ievākto paraugu skaits (n≥6; 1.11. attēls) un OC2+OC3 izrāda mazāku mainību, kas nodrošina kvalitatīvāku salīdzināšanās iespēju starp gadiem.

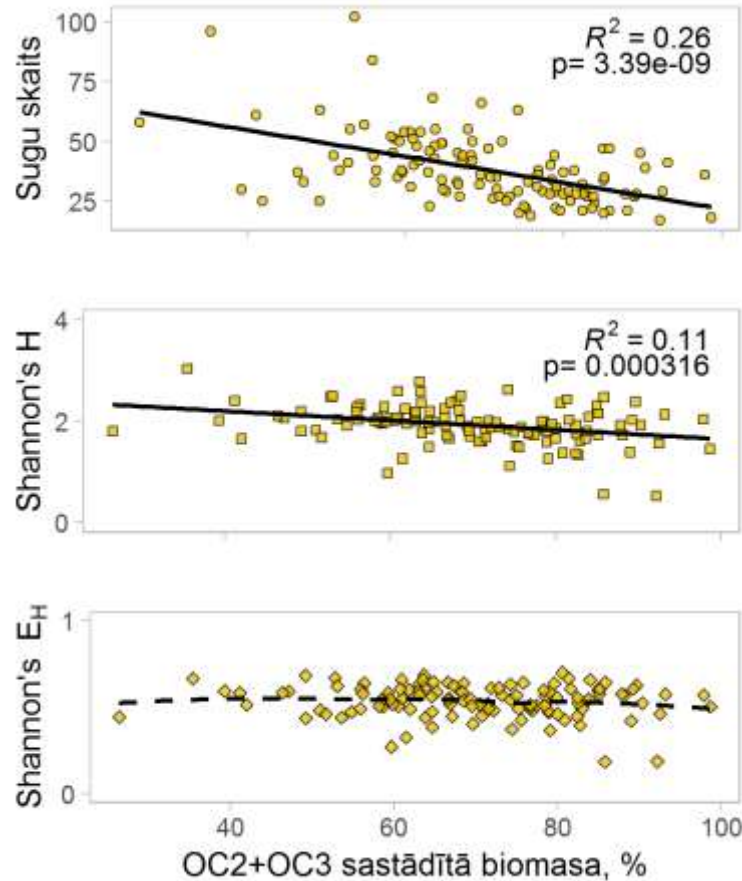
1.7. tabula. Lineārās regresijas statistiskie rādītāji starp Šenona E_H indeksu un klāsteru OC2+OC3 sastādīto biomasu atkarībā no sugu skaita paraugā (Grupa)

Grupa	<29	<30	<31	<32	<33	<34	<35	<36	<37
R ²	0.10	0.10	0.10	0.11	0.11	0.12	0.11	0.09	0.08
p-vērtība	0.067	0.045	0.030	0.022	0.022	0.011	0.013	0.017	0.023

Klāstera OC2+OC3 kopējā sastādītā daļa raksturo dominējošo (biomasā) sugu kopumu (1.13., 1.14. attēls). Kopā abos klāsteros apkopoti taksoni, kas raksturīgi vasaras sezonai. Palielinoties abu klāsteru sastādītajai biomasas daļai (OC2+OC3 dominance), novērojams straujš fitoplanktona kopējais sugu skaita kritums, kā arī negatīva ietekme uz H indeksu (1.6. tabula; 1.18. attēls). Savukārt E_H indekss neuzrādīja nekādu mainību (1.18. attēls), taču, neskatoties uz to, novērojama negatīva OC2+OC3 sastādītās biomasas pieauguma ietekme uz E_H indeksu, kad sugu skaits fitoplanktona sabiedrībā zems (1.19. attēls). Visizteiktākā (statistiski būtiskākā) šī sakarība ir paraugos, kur sugu skaits mazāks par 34 (1.7. tabula).

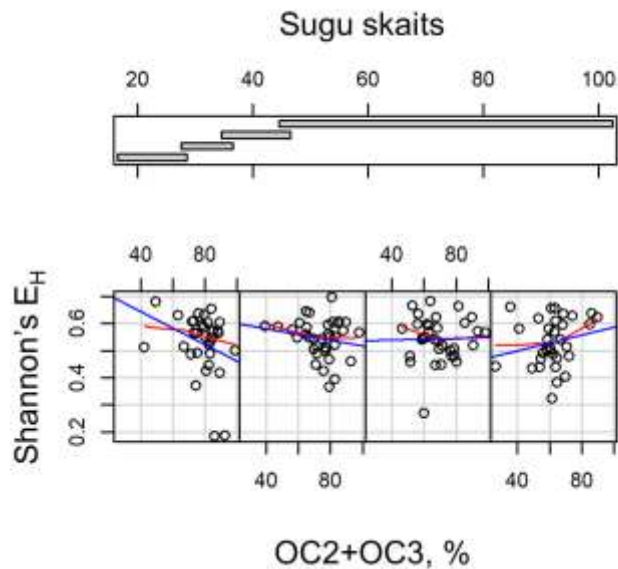
Ekoloģijas teorijā bio-daudzveidība bieži tiek saistīta ar ekosistēmas un barības ķēdes stabilitāti (*diversity-stability*; piem., Ives & Carpenter, 2007; McCann, 2000). Lielākoties augstāks sugu skaits nodrošina bufersistēmu dažādām vides izmaiņām, tomēr gan modeļu aprēķinos, gan arī empīriskos novērojumos pierādīti arī iespējami pretēji efekti, kas gan nav bieži. It īpaši tiek izcelta ekosistēmas spēja pretoties

svešzemju sugu invāzijām, ja esošā sugu daudzveidība un funkcionalitāte ir augsta (Stanowicz et al., 1999). Līdzīgi ir arī ar antropogēno ietekmi, kad sugu savstarpējā sadalījumā novērojamas izmaiņas kādas slodzes ietekmē, bet kopumā populācija un funkcionālā loma paliek stabila, jo citas funkcionāli līdzīgas sugas spēj aizpildīt brīvo vietu, neatstājot nišu svešzemju sugu ienākšanai.

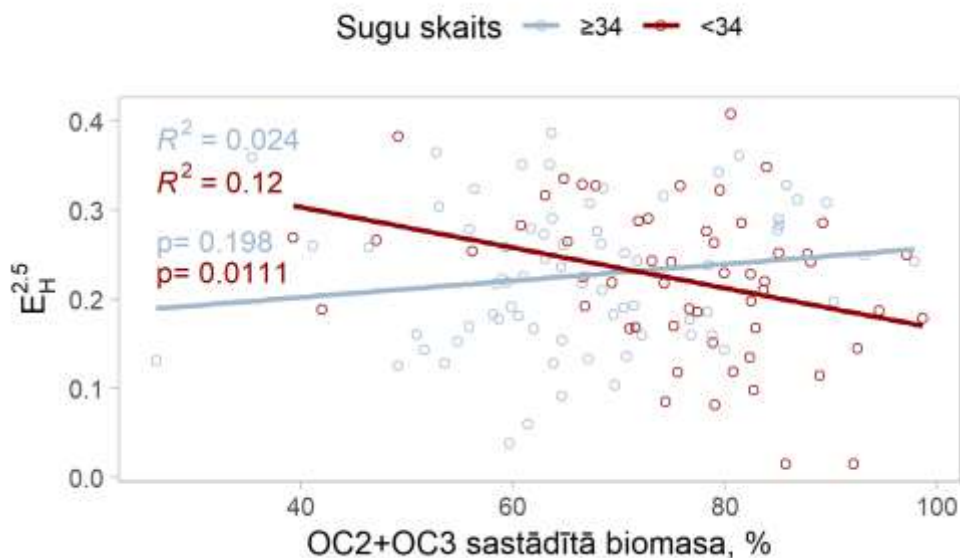


4. attēls. *Sakarība starp klāsteru OC2 un OC3 kopējo sastādīto procentuālo biomasu un biodaudzveidības parametriem jūlija-augusta periodā. Nepārtraukta līnija attēlo lineārās regresijas līkni; pārtraukta līnija – LOESS līkni*

Analizējot *diversity-stability* saistību Rīgas līča aprakstītās situācijas kontekstā, var secināt, ka OC2+OC3 (kopā 11 sugas) dominance biomasā brīdī, kad kopējā fitoplanktona sabiedrībā sugu skaits ir zems, potenciāli norāda uz apdraudētu sistēmu, kurā dažādu ietekmju rezultātā var zust sistēmas stabilitāte (negatīvi ietekmējot citus barības ķēdes posmus) vai pretestības spēja (pret invāzijām vai citām slodzēm). Negatīvo OC2+OC3 dominances pieauguma ietekmi uz fitoplanktona sabiedrības daudzveidību parāda E_H indeksa būtiskais samazinājums periodos, kad kopējais fitoplanktona sugu skaits mazāks par 34 (1.20. attēls).



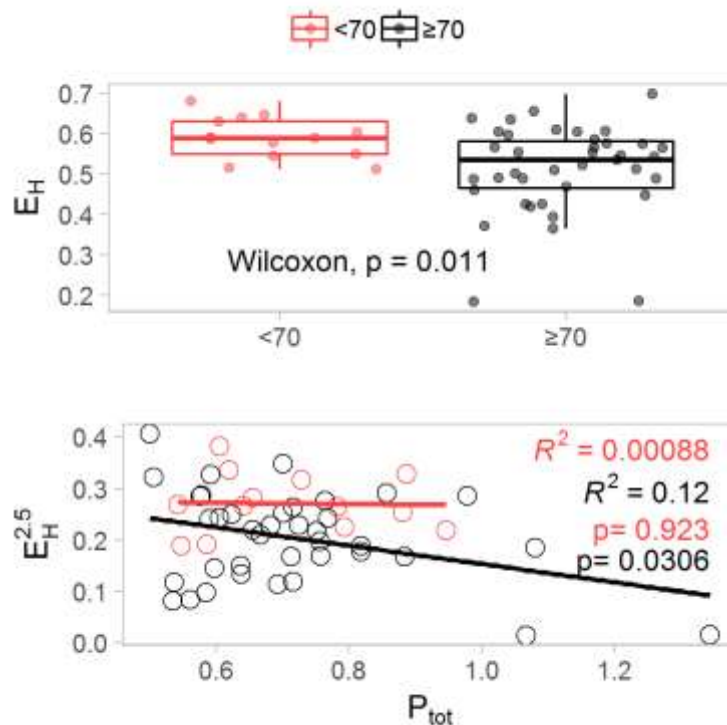
1.19. attēls. Šenona līdzvērtīguma indekss E_H (Shannon's E_H) saistība ar klāsteru OC2 un OC3 sastādīto kopējo biomasas daļu jūlija-augusta periodā, atkarībā no kopējā sugu skaita paraugā. Nogriežņi (augšējais grafiks) attiecīgi attēlo datu kopu no konkrētā sugu skaita vērtību intervāla. Zilā līnija – lineārā regresijas taisne; sarkanā līnija – Loess līkne



1.20. attēls. Lineārās regresijas līknes statistiskie rādītāji starp Šenona E_H indeksu (transformēts) un klāsteru OC2 un OC3 kopējo sastādīto biomasu jūlija-augusta periodā atkarībā no sugu skaita paraugā, izdalītu divās grupās: paraugi, kur fitoplanktonu sugu skaits zem 34 un kur virs

Respektīvi tas nozīmē, ka šīm 11 sugām vidē nav konkurences par pieejamo resursu. Kā viens no skaidrojumiem varētu būt slāpekli-fiksējošo cianobaktēriju (*Aphanizomenon flosaquae*, *Nodularia spumigena*) klātbūtne OC2+OC3 kompleksā, jo tās ir vienas no fitoplanktona sabiedrības sugām, kas spēj

pilnvērtīgi fotosintezēt slāpekļa-limitētos apstākļos, ja fosfors pieejams vidē. Vēl šajā kompleksā ietilpst vairākas miksotrofas (*Chrysochromulina* spp., *Dinophysis acuminata*) aļģes, ciliāts *Mesodinium rubrum* un heterotrofais zooflagelāts *Ebria tripartita* kas spēj uzņemt arī organisko materiālu, līdz ar to izdzīvot periodus, kad ir neorganisko barības vielu iztrūkums.



5. attēls. Kopējā fosfora (P_{tot}) ietekme uz E_H indeksu atkarībā no OC2+OC3 sastādītās daļas fitoplanktona sabiedrībā. Attēloti datu punkti, kur sugu skaits <34

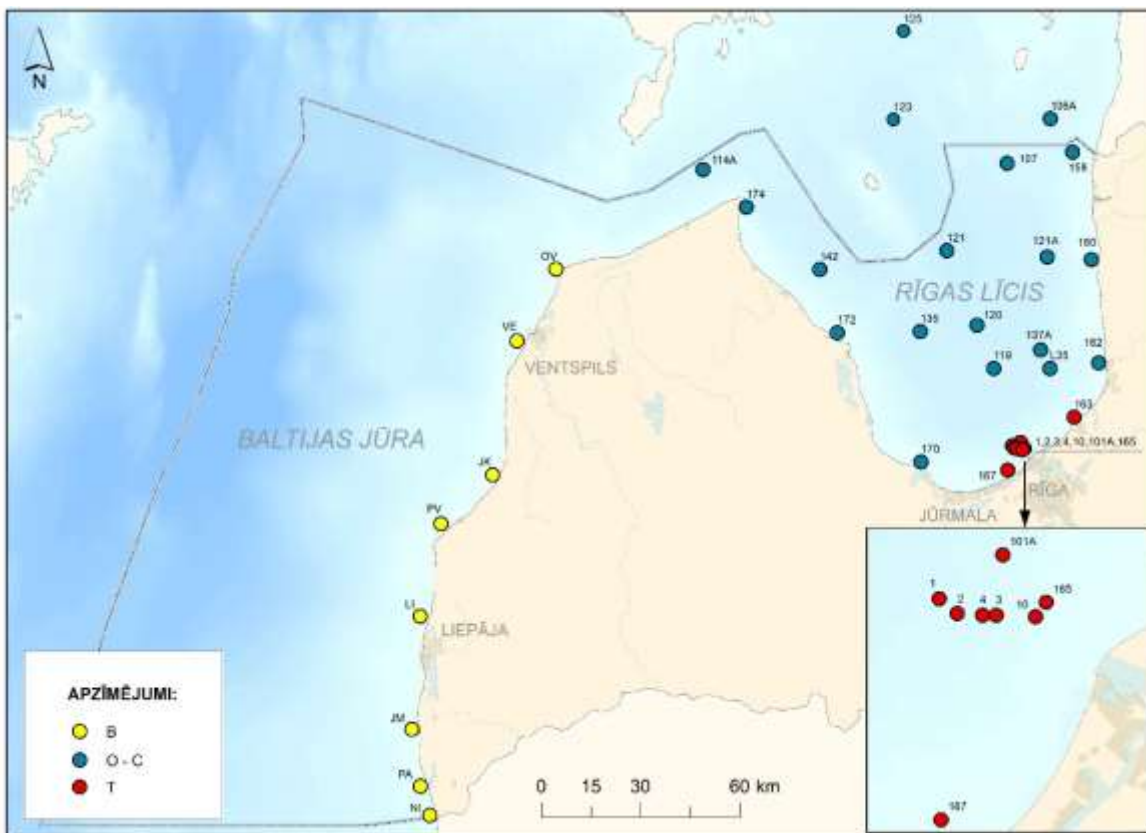
Izteikta kopējā fosfora (P_{tot}) ietekme novērota uz E_H indeksu grupā, kur sugu skaits zem 34 un kur OC2+OC3 sastādītā biomasa pārsniedz 70% robežu (1.21. attēls). Šis norāda, ka periodos, kad fitoplanktona sabiedrībā sugu skaits ir zems, pastāv 95% lielāka iespējamība, ka pie paaugstinātām fosfora koncentrācijām dominējošo sugu apvienība (OC2+OC3) var attīstīties masveidā, būtiski pazeminot biodaudzveidību Rīgas līcī.

2. DIATOMU/DINOFLAGELĀTU INDEKSS

2.1. IEVADS

Ūdens ekosistēmā fitoplanktons ir galvenais pamata barības ķēdes komponents, kas nozīmīgi var ietekmēt globālo oglekļa aprites ciklu (Smetacek 1999). Tā attīstību un daudzumu galvenokārt ietekmē ūdenī esošās barības vielas. Fitoplanktona sezonālajā attīstības sukcesijā pavasara “ziedēšana” ir viena no nozīmīgākajām, kas tiešā mēra ir atkarīga no ziemas periodā uzkrātajām un no jauna pievadītajām barības vielām. Līdz ar to cieši saistīta ar eitrofikāciju. Pavasara fitoplanktons ir svarīgs barības avots zooplanktonam un zoobentosam pēc garā ziemas/miera perioda. Svarīgs ir ne tikai fitoplanktona kopējās biomasas apjoms, bet arī tā uzturvērtība, ko galvenokārt nosaka mikroskopisko aļģu sugu sastāvs, šūnu izmēru sadalījums, bioķīmiskais sastāvs un toksiskums. Pavasarī kramaļģes (diatomejas) un dinoflagelāti ir galvenās dominējošās fitoplanktona grupas un līdz ar to galvenā barības bāze zooplanktonam (Beaugrand u.c. 2014). Lai attīstītos un sasniegtu “ziedēšanu” gan kramaļģes, gan dinoflagelāti savā starpā konkurē par pieejamām barības vielām. Tā kā abām šīm taksonomiskajām grupām ir atšķirīga uzturvērtība, bioķīmiskais sastāvs un fenoloģija, tad izmaiņas šo grupu attiecībā ietekmē enerģijas pārnesi no zemākajiem uz augstākajiem barības ķēdes līmeņiem. Kramaļģes intensīvi uzņem barības vielas (r-stratēģi) un attīstās ļoti strauji, sasniedzot augstas biomasas, kam seko intensīva šūnu sedimentācija, kļūstot par barības bāzi zoobentosam. Savukārt dinoflagelāti aug daudz lēnāk un spēj pārvietoties (k-stratēģi) uz barības vielām bagātākiem ūdens slāņiem (Spilling u.c. 2014), tādēļ tiem piemērotāki ir stratificēti ūdens slāņi, kas veidojas paaugstinoties ūdens temperatūrai. Iepriekšminētās atšķirības starp aļģu grupām nodrošina to augšanu pavasara sezonā un izmaiņas to attīstībā var radīt sekas barības pieejamība dažādiem šo aļģu patērētājiem (Klais u.c. 2011). Diatomeju/Dinoflagelātu indeksa (Dia/Dino index) indikators atpogaļo kramaļģu vai dinoflagelātu dominēšanu pavasara ziedēšanas laikā, kam ir liela nozīme pelagiskajā un bentosa barības ķēdēs. Un Diat/Dino indekss var tikt izmantots, lai sekotu līdzī barības ķēžu izmaiņām, kas atbilst Jūras stratēģijas pamatdirektīvas (JSD) D4 (barības ķēdes) raksturlielumam. Turklāt zems Dia/Dino indekss var norādīt uz eitrofikācijas (raksturlielums D5 – eitrofikācija) rezultātā radītu silīcija limitāciju.

Indeksa izstrādei izmantoti pavasara sezonas vidējie kramaļģu un dinoflagelātu biomasas lielumi, kas iegūti fitoplanktona paraugu ievākšanas stacijās Nacionālās monitoringa programmas ietvaros saskaņā ar HELCOM monitoringa (HELCOM, 2017) vadlīnijām (2.1. attēls). Aprēķinātas Dia/Dino indeksa vērtības Rīgas līča atklātajai-piekrastes (O-C), pārejas ūdeņu (T) un Baltijas jūras piekrastes daļai (B). Noteiktas Rīgas līča robežvērtības (GES) un veikts vides stāvokļa novērtējums periodam no 2013.-2019. gadam.



2.1. attēls. *Staciju tīkls Latvijas un Igaunijas teritoriālajos ūdeņos. B – Baltijas jūras piekraste; O-C Rīgas līcis (izņemot T grupu); T – pārejas ūdeņu stacijas*

2.2. INDIKATORA IZSTRĀDES METODE

2.2.1. *Dia/Dino indeksa aprēķināšana*

Dia/Dino indeksu aprēķina izmantojot formulu:

Dia/Dino indekss = $BM_{Dia} / (BM_{Dia} + BM_{Dino})$, kur

BM_{Dia} ir vidējā kramaļģu biomasa, BM_{Dino} – vidējā autotrofo+heterorefo+miksotrofo dinoflagelātu biomasa. Indekss ir vienkāršs absolūtais mērs diapazonā no 0 līdz 1.

Indeksa aprēķinos tiek izmantota pavasara sezonas (marts-aprīlis) vidējā kramaļģu un dinoflagelātu slapjā vai oglekļa biomasa 0-10m ūdens slānim. Dinoflagelātu biomasā tiek iekļauta gan autotrofo, heterotrofo un miksotrofo sugu biomasa, jo vairāk kā 95% no pavasarī dominējošiem dinoflagelātiem ir autotrofi un atlikušo, mazāk kā 5% iekļaušana, nerada nozīmīgu kļūdu aprēķinos. Šī dinoflagelātu apvienošana vienā grupā tiek veikta, jo ne vienmēr mikroskopā to šūnās ir iespējams redzēt hloroplastus, kas ir autotrofu organismu pazīme.

Ja paraugu ievākšanas biežums un daudzums ir neregulārs pavasara sezonā, tad vispirms aprēķina mēneša vidējos un tad sezonas vidējos lielumus.

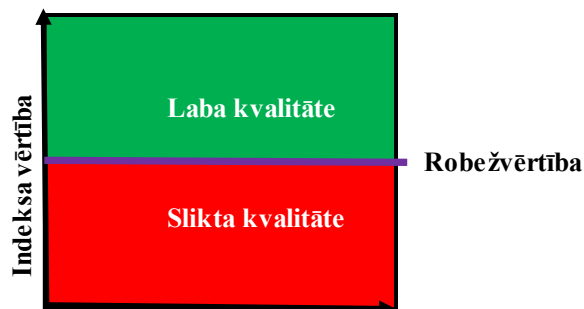
Pirms indeksa aprēķināšanas ir jāpārlicinās, vai pavasara “ziedēšana” ir noteikta. To nosaka katram reģionam kā 25% vidējās katra gada maksimālās kramaļģu+dinoflagelātu biomasas. Gadījumos, ja abu grupu maksimālās biomasas summa ir zemāka par aprēķināto minimālo “ziedēšanas” robežvērtību, tad nevar pielietot iepriekšminēto standarta Dia/Dino indeksa aprēķināšanas formulu. Šādā gadījumā, kad “ziedēšana” nav noteikta, var tikt izmantots alternatīvs Dia/Dino indekss, kas balstīts uz silīcija patēriņa ($Si_{max}-Si_{min}$ μM) aprēķiniem 0-10m ūdens slānī (Wasmund u.c. 2013), ko aprēķina:

$$\text{Alternatīvais Dia/Dino indekss} = (Si_{max}-Si_{min}) * 100 (\mu C/L) / ((Si_{max}-Si_{min}) * 100 + BM_{Dino} * 0.13)$$

Silikātu datus vēlams izmantot maksimālās vērtības noteikšanā no janvāra līdz martam, atsevišķos gadījumos, kad ir bijušas bargas ziemas un vēls pavasaris, arī aprīļa pirmā nedēļā. Minimālās vērtības noteikšanai no aprīļa līdz jūnija pirmajai pusei.

2.2.2. Robežvērtības (GES) noteikšana

Darba grupa (European Commission 2015), kas izstrādājusi laba vides stāvokļa novērtēšanas kritērijus, lai noteiktu apkārtējās vides stāvokli, ir balstīta uz robežvērtības noteikšanu ar pieļaujamām nelielām novirzēm. Kā viens no kritērijiem robežvērtības noteikšanai tiek piedāvāts izmantot vēsturiskos apstākļus, pamatojoties uz dažādiem pierādījumiem par apstākļiem, kad antropogēnā ietekme bija viszemākā. Baltijas jūrā pieejamās fitoplanktona un vides parametru datu rindas ļauj apskatīt vides stāvokli jau 20 gadsimta sākumā. Tādējādi Rīgas līcī un Baltijas jūras piekrastē Dia/Dino indeksam tiek noteikta robežvērtība – robeža, no kuras ekoloģiskā kvalitāte ir laba. (2.2. attēls). Ja, pielietojot šo indeksu, tiek iegūta vērtība, kas ir augstāka par noteikto robežvērtību, tas liecina, ka šajā periodā ir izteiktāka sedimentācija, līdz ar to labāki barošanās apstākļi bentosa organismiem, bet nepietiekami zooplanktonam. Kā arī izteikta kramaļģu “ziedēšana”, varētu tikt uzskatīts kā eitrofikāciju mazinošs faktors, jo ūdenī tiek patērētas esošās barības vielas un tas varētu norādīt, ka ūdens vides kvalitāte uzlabojas.



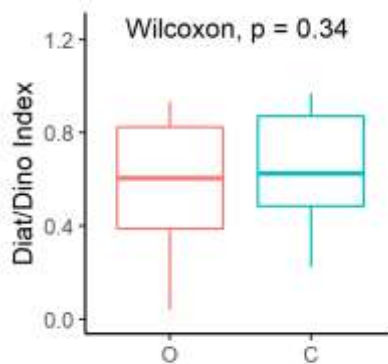
2.2. attēls. Shematisks robežvērtības attēls labam un sliktam vides kvalitātes stāvoklim specifiski pielietojams Dia/Dino indeksa indikatoram

2.3. REZULTĀTI: DIA/DINO INDEKSA PIELIETOJAMĪBA VIDES NOVĒRTĒŠANĀ

2.3.1. Datu kopa

Dia/Dino indeksa izstrādē izmantoti Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) datu bāzē pieejamie pavasara (marts-maijs) kramaļģu un dinoflagelātu biomasas dati no 1976. līdz 2019. gadam. Rīgas līcī 26 stacijā (2.1. attēls; 2.1. tabula) no 1976 līdz 2019. gadam un Baltijas jūras piekrastē 8 stacijās (2.1. attēls; 2.1. tabula) no 2004. līdz 2018. gadam. 1992. gadā nav fitoplanktona datu.

Salīdzinot jau aprēķinātā Dia/Dino indeksa vērtības Rīgas līča atklātajās un piekrastes stacijās periodam no 1993. līdz 2019. gadam, starp tām netika konstatētas būtiskas atšķirības un tika pieņemts lēmums tās apvienot vienā datu kopā O-C (2.3. attēls).



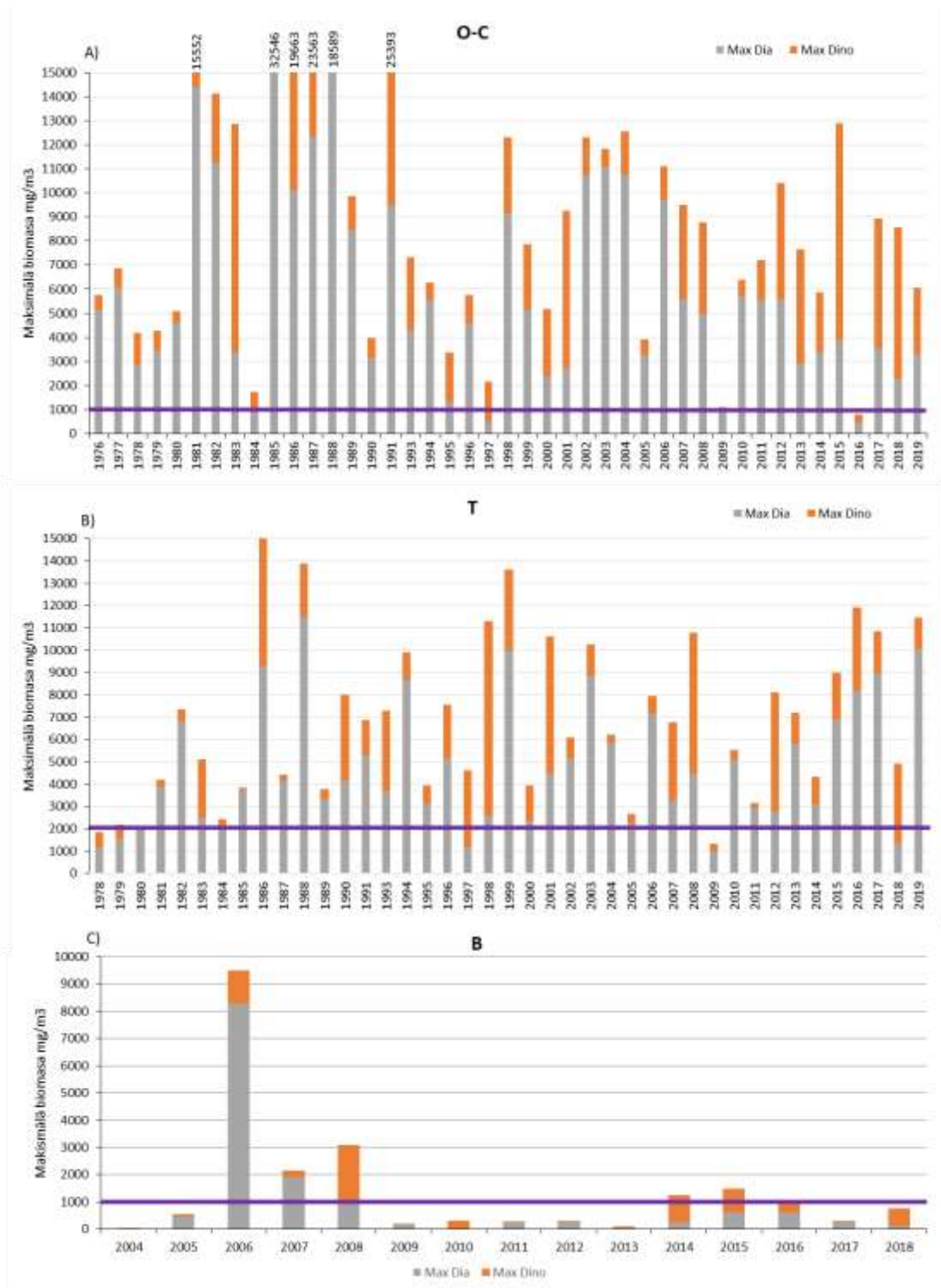
2.3. attēls. Dia/Dino indekss Rīgas līča atklātajās (O) un piekrastes stacijās (C) 1993 – 2019.g.

2.1. tabula. Indikators izstrādē izmantotā datu kopa Rīgas līča Latvijas un Igaunijas teritoriālajos ūdeņos pa gadiem un stacijām

Gads	Rīgas līcis																	Baltijas jūras piekraste																					
	Atklātā un piekrases daļa														Vākumu sk. sezonā			Pārejas ūdeņi										Vākumu sk. sezonā											
	119	120	121	123	125	135	142	158	160	162	170	172	174	106A	114A	121A	137A	Kopā	1	2	3	4	10	163	165	167	101A	Kopā	JM	LI	NI	OV	PA	PV	VE	Kopā			
1976	2		2	2													6	2																					
1977	2		2	2	1									1	1			9	2																		1		
1978	2	2	2	2	2		2							1	2	2	1	18	1							2	2	2	1										
1979	1	1	2	2	1	1	3								1	2		14	2							1	1	1											
1980	3	3	3	2	1	2	3								2	2	1	22	2							2	2	2	1										
1981	1	1	1	1	1	1	1							1	1	1		10	1				1			1	2	1											
1982	1	1	1	1	1	1	1								1		1	9	1				1			1	2	1											
1983	1	1	1	1	1	1	1							2	1	1	1	12	1							1	1	1											
1984	1	1	1	1	1	1	1							1	1	1	1	11	1							1	1	1	1										
1985	1	1	1	1	1	1	1							1	1	1	1	11	1							1	1	1	1										
1986	2	1	2	2	1	1	1							1	2	1	1	15	1							2	2	2	1										
1987	2	1	2	2	2	1	1							1	2	1	1	16	1							2	2	2	1										
1988	4		4	4	4	3	3							3	4	3	3	35	1	2	2	2	2			4	12	2											
1989	2		2	1	1	1	1							1	1	1		11	1							2	2	2	1										
1990	1		1															2	1							1	1	1											
1991	1	1	1	1	1	1	1							1	1	1	1	11	1							1	1	1											
1993			1							3								4	3				3	2	3			8	3										
1994			1							2	2							5	2				2	2	2			6	2										
1995	1		1							1	1							4	1				1	2	2			5	2										
1996	1		1							1	1							4	1					1	1	1			3	1									
1997	3		2								1							6	1				2	2	1	2		7	2										
1998	6		1															8	3				1	5		2		8	3										
1999	6		3							1	1							11	3				2	6	2	3		13	3										
2000	6		3															9	3					6	2			8	3										
2001	7		3															10	3					7		3		10	3										
2002	6		4				1				1							12	3					6		4		10	3										
2003	4		3				1				1							9	2					4		3		7	2										
2004	4		3						1	1								9	3					5		4		9	3			1				1	2	1	
2005	2		2							1	2							7	2					2		2		4	2			2				1	3	2	
2006	3		1				1		1	3	1				1			11	2				2		1		3	2			3	1				3	7	1	
2007	2		1				1		2	2	1				1			10	2				2		1		3	2			2	1				2	5	2	
2008	2		2						2	2								8	2					3		2		5	2			3				3	6	3	
2009	2		2						2	2								8	2					2		2		4	2			2				2	4	2	
2010	1		1						1	1								4	1					1		1		2	1			1				1	2	1	
2011	1	2	1			2			1	1					2	1		11	2					1		1		2	1			1				1	2	1	
2012	3	3	3			3	1	1	1	1	1			1	1	3		22	3				1	1	1	1		4	1			1				1	2	1	
2013	2	1	2			1	1		1	1	1			1	1	1		13	1					1	3	2	3		9	2			1				1	2	1
2014	1	1	1			1	1	1	1	1	1			1	1	1		9	1					1		1		1	1		1	1	1			1	5	1	
2015	1	1	1			1	1		1	1	1			1	1			10	1					1	2	1	3		7	2		1	1	1		1	5	1	
2016	2	1	2			1	1		1	1	1			1	1			12	2					1	7	1	7		16	3		1	1	1		1	4	1	
2017	1		1			1	1		1	1	1			1	1			9	1					1	1	1	7		10	3		1	1	1		1	5	1	
2018	1		1			1	1	1	1	1	1	1		1	1			12	1					1	1	1	1		4	1		1	1	1	1	1	7	1	
2019	3		1			1	1		1	1	1	1		1	1			12	2					1	3	1	3		8	2									

2.3.2. *Dia/Dino indeksa rezultāti*

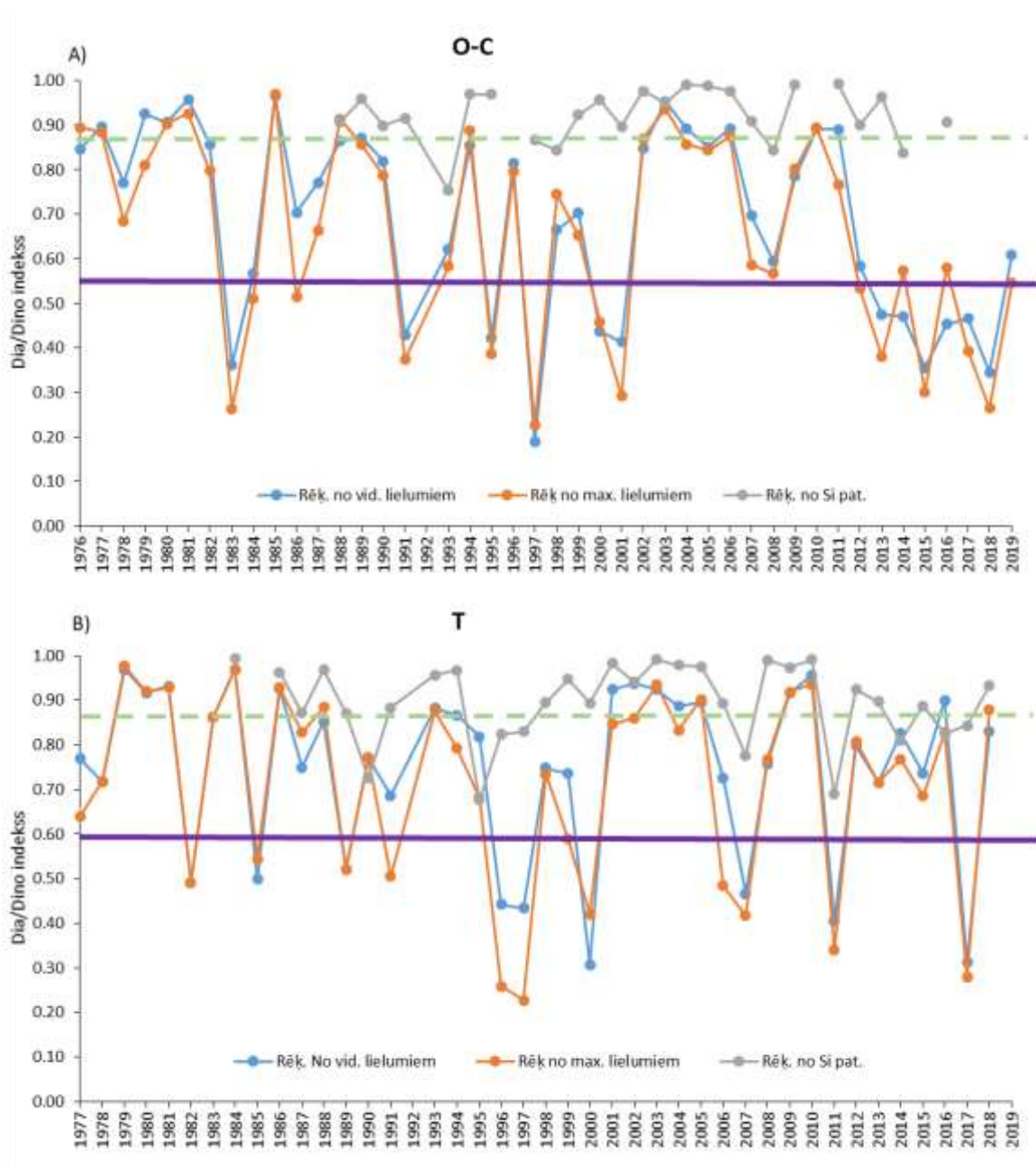
Pirms Dia/Dino indeksa aprēķināšanas vispirms tika aprēķināta kramaļģu un dinoflagelātu maksimālo lielumu summas minimālā “ziedēšanas” robežvērtība, lai noteiktu, vai visos datu analīzē iekļautos gados ir noteikta pavasara “ziedēšana” (Wasmund u.c. 2017). 2.4. attēlā redzams, ka Rīgas līča atklātajā – piekrastes (O-C) un Baltijas jūras piekrastes daļā (B) aprēķinātā minimāla “ziedēšanas” robežvērtība ir 1000, savukārt līča pārejas ūdeņos (T) - 2000 mg/m³. Rezultātā līča atklātajā un pārejas daļā 2009.; 2006. (2.4.A) attēls), pārejas ūdeņos 1977.; 1978.; 1980. un 2009.g. (2.4.B) attēls) abu taksonomisko grupu maksimālā biomasa ir zem “ziedēšana” minimālās vērtības, un šajos gados vides vērtēšanā nevar tikt izmantots biomasas Dia/Dino indekss, bet ir jāizmanto alternatīvais silīcija patēriņa Dia/Dino indekss. Baltijas jūras piekrastē, kurā pavasara sezonā fitoplanktona un biogēnu paraugi ir ievākti ievērojami retāk kā Rīgas līcī, no 15 gadiem tikai 4 – 2006.; 2007.; 2008. un 2015 (2.4.C) attēls) kramaļģu un dinoflagelātu maksimālā biomasas pārsniedz “ziedēšanas” minimālo robežvērtību, tādēļ nav iespējama Dino/Diat indeksa aprēķināšana un vides stāvokļa novērtēšana, izmantojot šo pavasara fitoplanktona indikatoru.



2.4. attēls. Pavasara (Marts-Maijs) maksimāla kramaļģu un dinoflagelāt biomasa 1976- 2019.g. Rīgas līcī A) atklātā un piekrastes daļā (O-C), B) pārejas ūdeņos (T), C) Baltijas jūras piekrastē (B) 2004-2018.g.. Lillā horizontālā līnija (to pārsniedzot) norāda robežu, kuros gados ir iespējams pielietot Dia/Dino indeksu

Aprēķinātie vidējās un maksimālās biomasas Dia/Dino indeksi ir līdzīgi gan O-C ($r^2=0.919$; $p<0.003$; $n=43$), gan T ($r^2=0.877$; $p<0.0002$; $n=42$) daļā. Dia/Dino vidējās biomasas indekss O-C daļā periodā no 1976-1982. g. vidēji bija 0.88 un no 2002-2011. g. – 0.83, bet no 1983-2011. g. – 0.64 un pēdējos 2012-2019. gados ievērojami zemāks - 0.47. Savukārt alternatīvais Dia/Dino silīcija patēriņa indekss pārsvarā visos gados bija >0.90 , izņemot 1993.; 1997.; 1998., 2008. un 2014. g., kad tas bija <0.87 (2.5.A) attēls). T daļā Dia/Dino vidējās biomasas indekss periodā no 1983-2001. g. vidēji bija 0.70 un periodos no 1977-

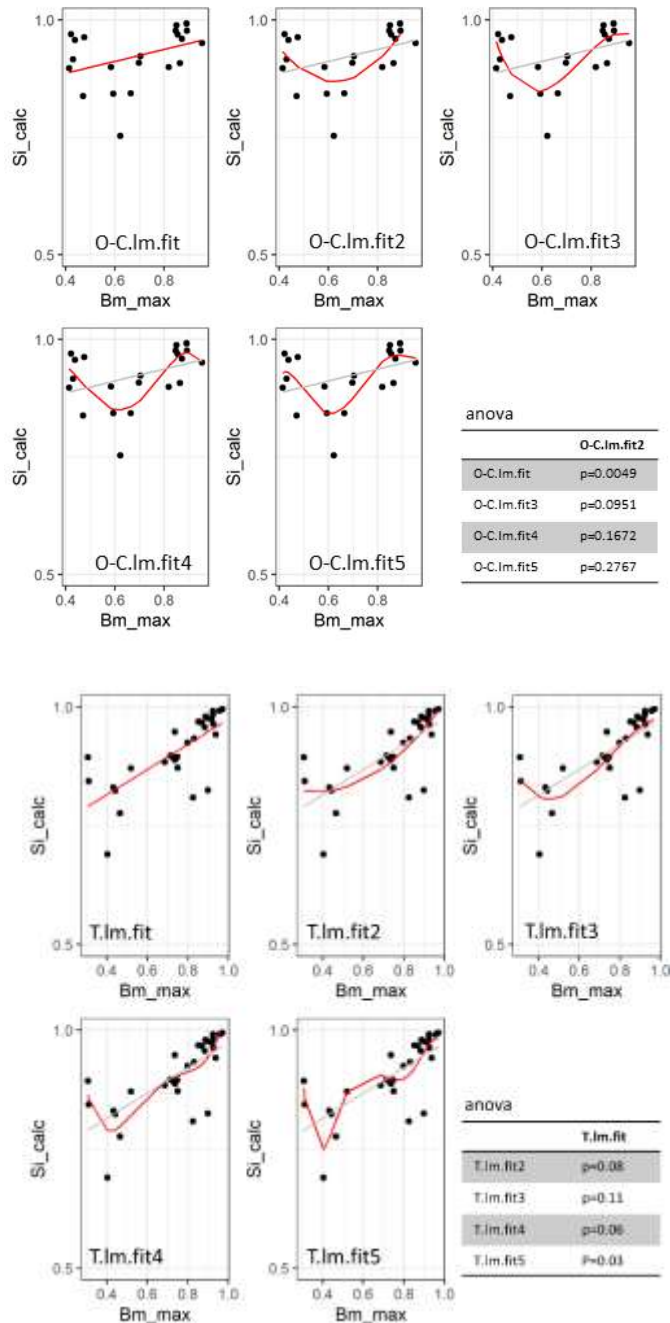
1982. g. – 0.87 un 2002-2017. g. – 0.85, izņemot 2008.; 2012. un 2018. g., tad tas bija ievērojami zemāks - 0.47; 0.40 un 0.31. Alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa vērtība svārstījās pa gadiem robežās no 0.80-0.99 ar zemākām < 0.78 vērtībām 1991.; 1996.; 2008.; 2012. g. (2.5.B) attēls). Līdz ar to iespējams, ka gados ar augstākām indeksa vērtībām novēro izteiktāku kramaļģu “ziedēšanu” un lielāku silīcija sāļu patēriņu virsēja 0-10m ūdens slānī.



2.5. attēls. Aprēķinātais Dia/Dino indekss Rīgas līcim 1976-2019.g. no vidējiem un maksimālajiem kramaļģu un dinoflagelātu lielumiem un Si patēriņa A) atklātā un piekrastes daļā (O-C) un B) pārejas ūdeņos (T). Lillā horizontālā līnija norāda Dia/Dino biomasas un zaļā raustītā alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa aprēķināto robežvērtību

2.3.3. Robežvērtības (GES) noteikšana

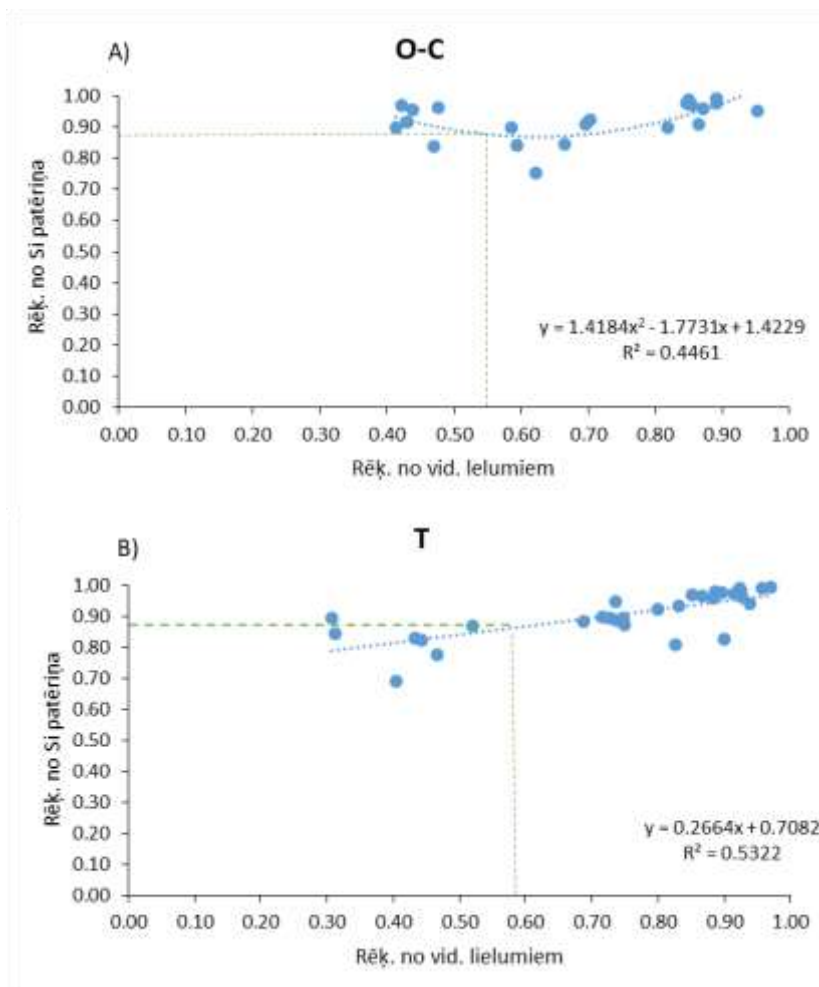
Lai noteiktu Dia/Dino vidējās biomasas un alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa robežvērtību, vispirms, pielietojot vienvirziena dispersijas analīzi (ANOVA), tika analizētas abu indeksu statistiski būtiskās atšķirības starp dažādiem polinoma modeļiem un atrasts vispiemērotākais ar augstāko ticamības līmeni robežvērtību aprēķināšanai. Rezultātā O-C daļai vispiemērotākais ir 2- pakāpes polinoma modelis un T daļai 1-pakāpes lineārais modelis (2.6. attēls).



2.6. attēls. Piemērotāko polinomu modeļu testēšana O-C un T daļās Dia/Dino vidējās biomasas un alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indikatora robežvērtību aprēķināšanai

Izmantojot vispiemērotākos statistiskos modeļus, O-C daļā Dia/Dino vidējās biomasas vides stāvokļa robežvērtība ir 0.55 un alternatīvajam Dia/Dino silīcija patēriņa indeksam 0.88, un T daļā 0.59 un 0.87 (2.5. un 2.7. attēls). Līdz ar to visos gadījumos, kad tiek pārsniegtas šīs robežvērtības, ir vērojama

izteikta kramaļģu “ziedēšana” labvēlīgos apstākļos neietekmētā ekosistēmā un var tikt uzskatīts par labu vides stāvokli (Wasmund 2017).



2.7. attēls. Dia/Dino indeksa robežvērtību noteikšana

2.3.4. Rezultāta precizitātes nodrošināšana un monitoringa rekomendācijas

Dia/Dino vidējās biomasas indeksa vērtību precizitāte ir atkarīga ne tikai no paraugu ievākšanas telpā, bet ļoti būtiski arī laikā – ievākšanas biežuma sezonā, lai pēc iespējas precīzāk tiktu noteikta fitoplanktona pavasara “ziedēšanas” maksimālās vērtības, kas kā **minimums** būtu 1x martā, 2x aprīlī un maijā. Savukārt alternatīvajam Dino/Dia silīcija patēriņa indeksam, lai precīzāk noteiktu maksimālo silīcija sāļu koncentrāciju - minimums 1x janvārī vai februārī un 1x martā, un minimālās vērtības noteikšanai paralēli fitoplanktona paraugu ievākšanai pavasara sezonā un 1x jūnija pirmajā dekādē. Piemēram, Fleming un Kaitala (2006) ir aprakstījuši metodi, kā novērtēt fitoplanktona pavasara ziedēšanas intensitāti Baltijas jūrā, izmantojot regulārus (reizi nedēļā) hlorofila-a mērījumus, kas ievākti ar autonomu iekārtu (Ferrybox), aprēķinot vidējo nedēļas vērtību, kas būtu labs papildinājums monitoringa datiem un ļautu precīzāk izsekot pavasara fitoplanktona attīstības gaitai.

2.3.5. Novērtējums periodam 2013-2019

O-C daļā 2016.g. vērtējumā tika izmantots alternatīvais Dia/Dino silīcija patēriņa indekss, jo minimālā “ziedēšanas” robeža netika sasniegta (2.4.A) attēls). 2.2. un 2.3. tabulā gaiši zaļā GES* vērtība ar zvaigznīti norāda, ka abu indeksu vērtējumi nesakrīt. Šajā gadījumā kā precīzāka varētu tikt uzskatīta alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa vērtība, jo tas labāk parāda silīcija sāļu starpību, ko patērējis pavasara fitoplanktons, ar nosacījumu, ka paraugi ir ievākti 1x janvārī-martā un 1x aprīlī-jūnijā sākumā.

2.2. tabula. Vides stāvokļa novērtējums atklātajā un piekrastes (O-C) daļā periodam 2013.-2019.g.

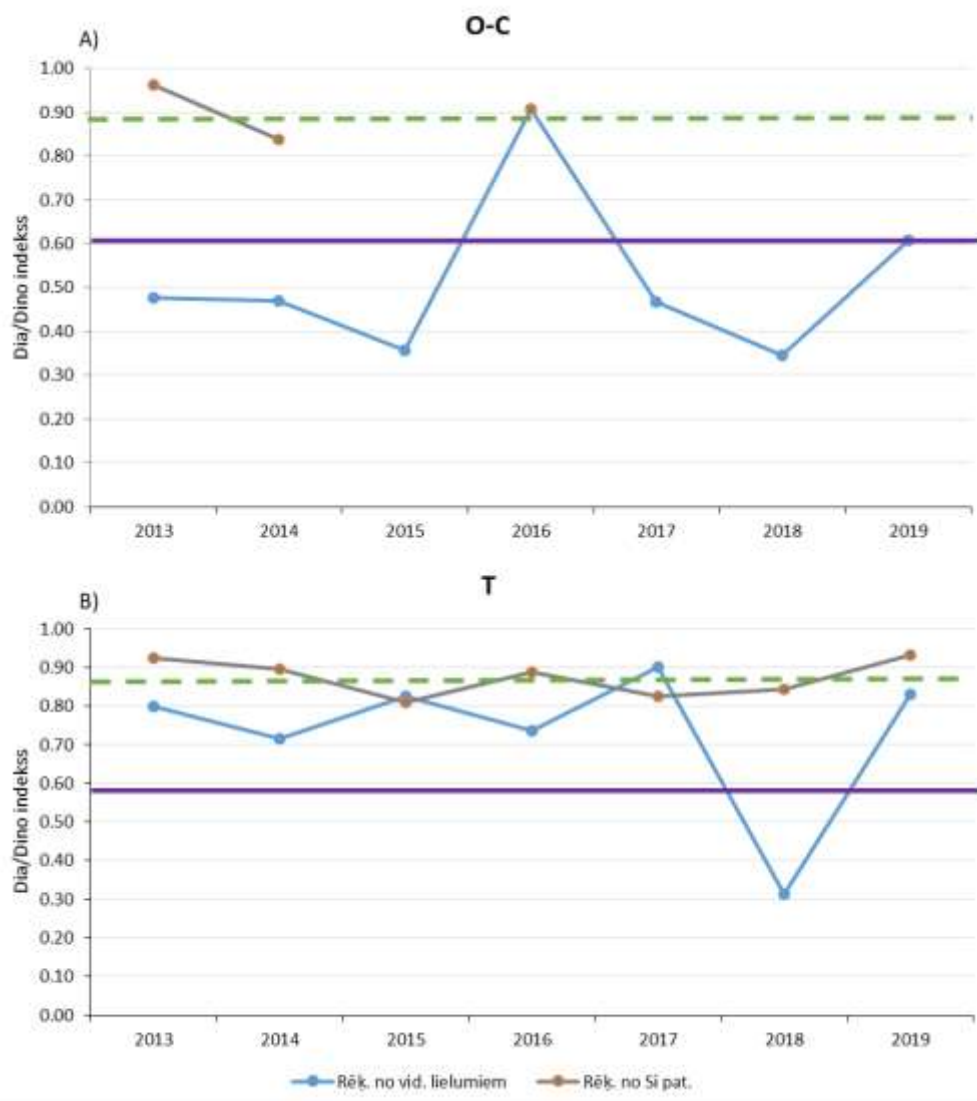
Gadi	n	Paraugu vākumu skaits sezonā	Sezonas kramalģu max. Biomasa (mg/m ³)	Sezonas dinoflagelātu max. Biomasa (mg/m ³)	Sezonas kramalģu vid. biomasa (mg/m ³)	Sezonas dinoflagelātu vid. biomasa (mg/m ³)	Dia/Dino indekss rēķ. no vid. lielumiem	Alternatīvais Dia/Dino indekss rēķ. no Si pat.	Vides stāvokļa vērtējums
2013	13	1	2910	4741	1107	1220	0.48	0.96	GES*
2014	9	1	3369	2514	1253	1410	0.47	0.84	subGES
2015	10	1	3877	8999	1303	2355	0.36		subGES
2016	12	2	459	332	75	91	0.91	0.91	GES
2017	9	1	3508	5408	1427	1632	0.47		subGES
2018	12	1	2272	6304	959	1815	0.35		subGES
2019	12	2	3312	2752	1319	848	0.61		GES

O-C daļā visa vērtējuma periodā, izmantojot Dia/Dino vidējās biomasas indeksu, vērtējums ir slikts, izņemot 2016. gadu, kad tas tika aizvietots ar alternatīvo Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa vērtību. Savukārt alternatīvā indeksa vērtējums ir iespējams tikai 3 gados, no kuriem 2014. gadā tas ir zemāks par robežvērtību un sakrīt ar Dia/Dino vidējās biomasas indeksa vērtības sliktu vides vērtējumu (2.2. tabula, 2.8.A) attēls).

2.3. tabula. Vides stāvokļa novērtējums pārejas (T) ūdeņos periodam 2013.-2019.g.

Gadi	n	Paraugu vākumu skaits sezonā	Sezonas kramalģu max. Biomasa (mg/m ³)	Sezonas dinoflagelātu max. Biomasa (mg/m ³)	Sezonas kramalģu vid. biomasa (mg/m ³)	Sezonas dinoflagelātu vid. biomasa (mg/m ³)	Dia/Dino indekss rēķ. no vid. lielumiem	Alternatīvais Dia/Dino indekss rēķ. no Si pat.	Vides stāvokļa vērtējums
2013	9	2	5808	1382	1630	410	0.80	0.92	GES
2014	1	1	3088	1225	3088	1225	0.72	0.90	GES
2015	7	2	6918	2082	4195	885	0.83	0.81	GES*
2016	16	3	8162	3749	1751	624	0.74	0.89	GES
2017	10	3	8974	1867	3207	357	0.90	0.82	GES*
2018	4	1	1364	3536	920	2027	0.31	0.84	subGES
2019	8	2	10068	1391	2957	604	0.83	0.93	GES

T daļā vērtējuma periodā visos gados izņemot 2018., izmantojot Dia/Dino vidējās biomasas indeksu, vides stāvokļa vērtējums ir labs, kas sakrīt arī ar alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa vērtējumu (2.3. tabula; 2.8.B) attēls). 2015. un 2017. gadā alternatīvais indekss uzrāda sliktu vērtējumu, kas, ņemot vērā vidējās biomasas indeksa lielumus šajos gados, var liecināt, ka silīcija sāļi nav pilnībā patērēti.



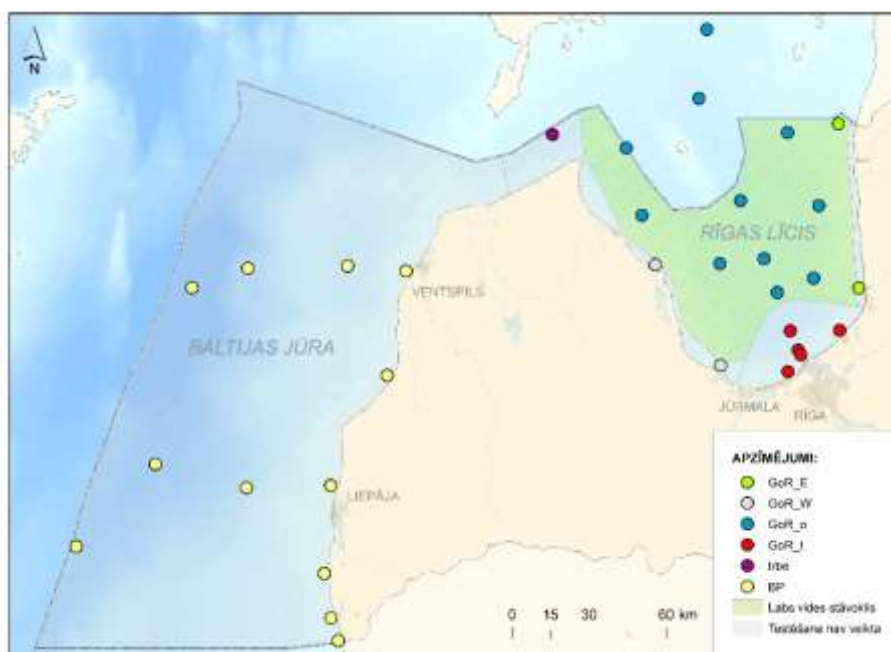
2.8. attēls. *Dia/Dino vidējās biomasas un alternatīvā Dia/Dino silīcija patēriņa indeksa vērtības periodam no 2013.-2019. gadam. Lillā horizontālā līnija norāda Dia/Dino vidējās vērtības indeksa un zaļā raustītā – alternatīvā Dino/Dia silīcija patēriņa indeksa robežvērtību*

3. ZOOPLANKTONA FUNKCIONĀLĀS DAUDZVEIDĪBAS INDIKATORS

3.1. PAMATZIŅOJUMS

3.1.1. Novērtējums

Zooplanktona funkcionālās daudzveidības stāvoklis vērtēts Latvijas teritoriālajos Rīgas līča atklātajos ūdeņos (3.1. attēls), kas atbilst Jūras stratēģijas pamatdirektīvas 2008/56/EK (JSD) Baltijas jūras reģionam (JSD 4.pants) un HELCOM Rīgas līča apakš-reģionam. **Zooplanktona funkcionālā daudzveidība Rīgas līča atklātajā daļā periodā no 2013. līdz 2017. gadam kopumā vērtējama kā laba,** lai gan, neskatoties uz augšupejošo trendu, norāda uz mainību no gada uz gadu (3.2. attēls). Pārējos Latvijas teritoriālo ūdeņu reģionos indikators nav apbēts.



3.6. attēls. Zooplanktona funkcionālās daudzveidības indikatora testēšanas reģions un vides novērtējums (zajs – GES). Punkti norāda datu ievākšanas lokācijas punktus

3.1.2. Ekoloģiskā aktualitāte un indikatora koncepts

Jūras pelagiāli apdzīvo dažādas mikro- un makro- organismu grupas, kas ir pielāgojušās noteiktam dzīves veidam un pilda vai nodrošina konkrētu funkciju ekosistēmā. Visi organismi katru brīdi ir pakļauti gan īstermiņa, gan ilgtermiņa vides izmaiņām, un svarīgi ir paredzēt to reakciju, lai pilnvērtīgi spētu novērtēt iespējamās izmaiņas vai draudus ekosistēmā.

Tradicionālā taksonomiskā organismu klasificēšana ir izplatīta un vienkārša sistēma kā grupēt organismus pēc ģenētiskās un morfoloģiskās līdzības. Tā tiek izmantota par pamatu taksonomiskās daudzveidības jeb bioloģiskās daudzveidības novērtēšanā. Bioloģisko daudzveidību atspoguļo sastopamo sugu skaits, un visbiežāk tā tiek aprēķināta, izmantojot sugu bagātības (“species richness”) vai sugu daudzveidības (“species diversity”) indeksus. Kā piemēru taksonomiskās daudzveidības novērtēšanai var minēt “Shannon-Wiener” vai “Simpson” indeksus, kas ir plaši pielietoti ekoloģijā, bet to aprēķins balstās uz pieņēmumiem, ka visas sugas ir līdzvērtīgas, visi indivīdi ir līdzvērtīgi, un to uzskaitē ir veikta precīzi, izmantojot piemērotu inventāru (Mouchet et al., 2010). Bieži tiek izvirzītas

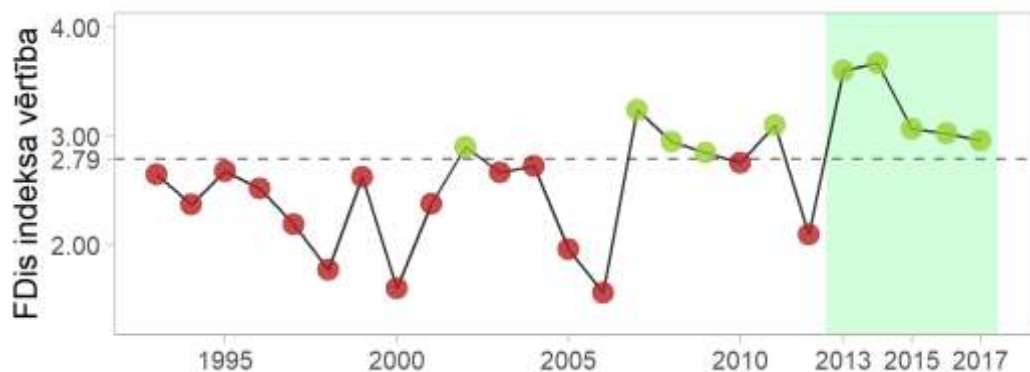
pāris detalizētāk apskatītas “atslēgas sugas”, kuru stāvoklis spēj raksturot kādu noteiktu daļu ekosistēmā notiekošās izmaiņas. Bet tikai šāda – uz bioloģisko daudzveidību vai atslēgas sugu tendēta pieeja – nenorāda uz izmaiņām funkcionālā sadalījumā (Kruk et al. 2002; Norberg 2004; McGill et al., 2006; Petchey & Gaston, 2006; Barnett et al., 2007; Litchman & Klausmeier, 2008; Barnett et al., 2013; Pomerleau et al., 2015), kas tiešā veidā raksturo izmaiņas ekosistēmas funkcionēšanā.

Visiem jūrā sastopamajiem organismiem evolūcijas ceļā ir izveidojušās nepieciešamās morfoloģiskās, fizioloģiskās un uzvedības pazīmes, lai tie spētu pilnvērtīgi dzīvot un konkurēt ar citiem organismiem. Šo pazīmju izpausmes variē atkarībā no vides faktoriem gan starp taksonu grupām, gan vienas taksona grupas ietvaros (pat ģints un sugas līmenī). Katra taksona izpausto pazīmju kombinācija nosaka tā funkciju jeb lomu ekosistēmā atkarībā no konkrētā vides stāvokļa. Attiecīgi tāpēc ekoloģiskajos pētījumos taksonomiskā klasifikācija nespēj sniegt pilnvērtīgu informāciju, un lielākoties tas nav piemērotākais organismu klasificēšanas veids, piemēram, barības tīkla analīzē un ekosistēmas modelēšanā, jo tieši funkcionālā loma un savstarpējā iedarbība starp trofiskajiem līmeņiem ir nozīmīga.

Baltijas jūra ir īpatnēja jūra ar to, ka topogrāfiskās barjeras un sāļuma gradients, kā arī sezonālā mainība ietekmē vides apstākļus un pat tuvu esoši reģioni var būt ievērojami atšķirīgi, līdz ar to taksonu sadalījums un to ekoloģiskā loma arī var atšķirties starp šiem reģioniem. Lai pilnvērtīgi novērtētu ekosistēmas stāvokli, abas šīs klasificēšanas sistēmas būtu jāapvieno, un jāvērtē funkcionālā un bioloģiskā daudzveidība vienlaicīgi.

Interese par ūdens organismu klasificēšanu pēc to pazīmju izpausmēm (“*trait-based approach*”) ir strauji augusi pēdējos piecpadsmit gados (Reynolds et al., 2002; Barnett et al., 2007; Litchman & Klausmeier, 2008; Barton et al., 2013; Wiedmann et al., 2014; Pomerleau et al., 2015; Hébert et al., 2017), apstiprinot tās pētniecisko un praktisko nozīmību. Ūdens ekosistēmā zooplanktons ir vidusposms, kas darbojas kā enerģijas pārnese starpnieks starp producentiem (fitoplanktons) un zivīm. Līdz ar to tam piedēvēta atslēgas loma (Sterner, 2009) kā barības ķēdes posmam, kas reaģē uz izmaiņām gan producentu, gan zivju trofiskajā līmenī.

Funkcionālais daudzveidības indekss $FD\dot{I}S$ (populācijas funkcionālā izkliede) bija vienīgais no testētajiem indeksiem, kas atspoguļoja šo abpusējo saistību. Tomēr $FD\dot{I}S$ indeksa vērtību izmaiņas augstā visciešāk saistās ar nārstojošo reņģu, respektīvi pieaugušo reņģu biomasu pavasarī (totSPbio). Ar hlorofila-a koncentrāciju, lai gan konstatēta statistiski būtiska sakarība ($p=0.049$), tā ir ļoti vāja un neatstāj gandrīz nekādu ietekmi uz $FD\dot{I}S$ aprēķinātajām vērtībām, izmantojot GAM modeli ($FD\dot{I}S \sim s(totSPbio) + s(chl_top10)$). Šo konstatēto ciešo pozitīvo lineāro reakciju var skaidrot no ekoloģiskā aspekta ar upura-plēsēju attiecībām un upuru-konkurences attiecībām augstas plēsēja kontroles (mirstības) ietekmē (piem., Vandermeer, 2006; Wangersky, 1978). Liela mirstība pēc teorijas nodrošina izteiktu iekš-sugu konkurenci, mazinot starp-sugu konkurenci, kas atļauj ekoloģiski un funkcionāli līdzīgām sugām aizņemt vienu un to pašu nišu (Gavina et al., 2018). Šāda populācijas struktūra ir gan bioloģiski, gan funkcionāli daudzveidīgāka, jo vidē ir vairāk sugu (vairāk dažādu funkcionālo pazīmju), tikai to indivīdi ir mazākā skaitā. Pretēji, zemas plēsēju aktivitātes ietekmē no tiem pašiem vides resursiem, kas pieļauj noteiktu biomasas apmēru, visticamāk veidotos vienas vai divu oportunistisku sugu dominance nomācot pārējās, samazinot daudzveidību un ekoloģisko funkcionēšanu.



3.2. attēls. Zooplanktona daudzveidības indikatora dinamika periodā 1994-2017. Novērtējuma periods (2013-2017) iekrāsots: zaļā krāsā (ja GES), sarkanā krāsā (ja nGES)

Ņemot vērā novēroto saistību starp FD_{is} un totSP_{bio}, izveidota references vērtība FD_{is} indeksam (=2.79 Rīgas līča atklātajai daļai), pieņemot, ka gados ar augstu nārstojošo reņģu biomasu zooplanktona populācija tiek kontrolēta tā, ka neizveidojas viena vai divu taksonu dominance, bet tiek nodrošinātas brīvās nišas dažādu taksonu attīstībai un kopdzīvei.

3.1.3. Politiskā aktualitāte

Indikatora politiskā aktualitāte un pielietojamība atbilst JSD un HELCOM BJRP izvirzītajiem mērķiem un uzdevumiem (sīkāk 3.1. tabulā).

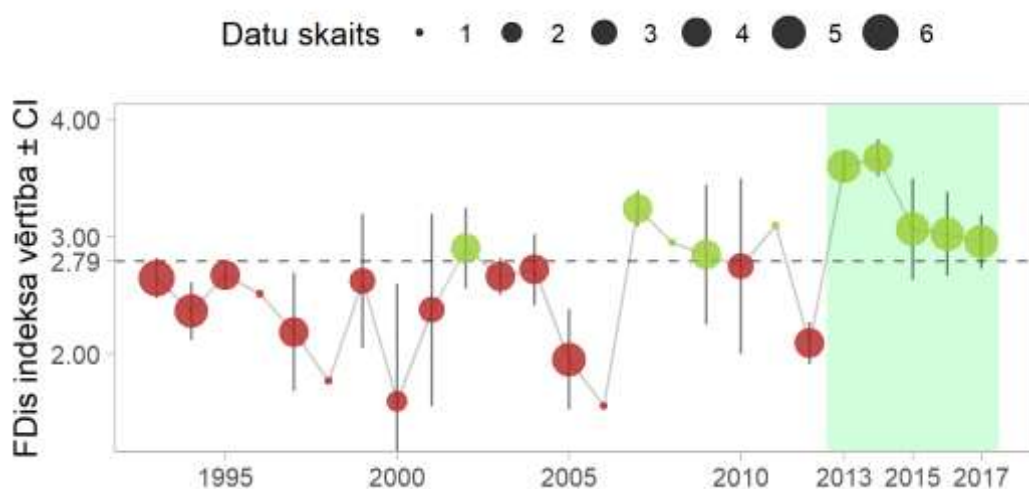
3.1. tabula. Politiskā aktualitāte

	Primāra nozīme	Sekundāra nozīme
JSD (2017/848/ES)	D1C6: Dzīvotņu tipa stāvoklis – t.sk. tā biotisko un abiotisko struktūru un funkcijas nav skārusi nelabvēlīga ietekme antropogēno slodžu dēļ.	D4C3: Pie trofiskā ģildes piederošo īpatņu sadalījums pēc izmēra nelabvēlīgi neietekmē antropogēnās slodzes.
	D4C1: Trofiskās ģildes daudzveidību nelabvēlīgi neietekmē antropogēnās slodzes.	
BJRP	Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments: <ul style="list-style-type: none"> • Ūdens kvalitāte nodrošina ekosistēmas integritāti, struktūru un funkcionēšanu • Plaukstošas un līdzsvarotas augu un dzīvnieku sabiedrības 	Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments: <ul style="list-style-type: none"> • Dzīvotņu, un ar tām saistīto sugu, izplatība, sastopamība un kvalitāte ir saskaņā ar dominējošajiem fiziogrāfiskajiem, ģeogrāfiskajiem un klimata apstākļiem

3.1.4. Indikatora precizitātes nodrošināšana un attīstības iespējas

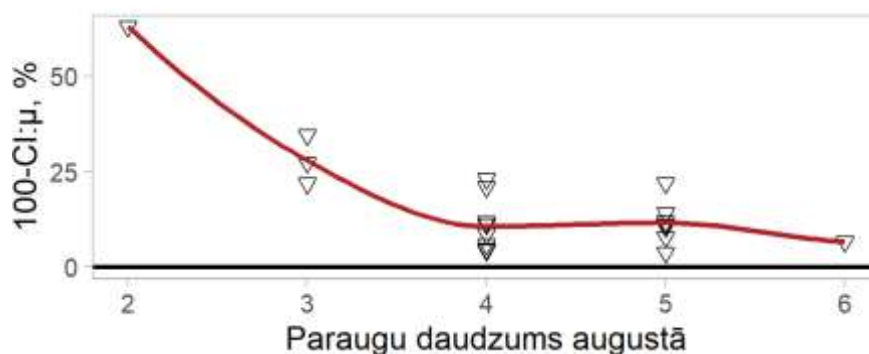
Indikators izveidots, lai novērtētu zooplanktona funkcionālo daudzveidību vasaras otrā pusē (augusts), kad tā ir visaugstākā. Lai šo indikatoru ieviestu un uzturētu, nepieciešams ikgadējs apsekojumu kopums katrā no reģioniem mērķperiodā – augustā.

Līdz šim Rīgas līča atklātajā daļā pieejami maksimāli 6 zooplanktona populāciju aprakstoši mērījumi (1993. gadā) vienā gadā, bet lielākoties tie ir 4-5 mērījumi, un trīs no aparaktītajiem gadiem pieejams tikai viens mērījums, kas rezultējas zemā vidējās vērtības ticamībā (atspoguļota 3.3. attēlā kā konfidences intervāli). Pēc nepieciešamības var definēt uz indikatora balstītā novērtējuma ticamības kategorijas un katram novērtējumam sniegt klāt ticamības līmeni, kas noteikts pamatojoties uz pieejamo datu daudzumu.



3.3. attēls. Zooplanktona daudzveidības indikatora dinamika periodā 1994-2017. Novērtējuma periods (2013-2017) iekrāsots: zaļā krāsā (ja GES), sarkanā krāsā (ja nGES). Punktu izmērs proporcionāli datu skaitam, no kuriem rēķināta vidējā vērtība. Attēlota vidējā vērtība ar ticamības intervālu (CI)

Indikatora precizitātes uzstādījumi norāda uz nepietiekamu piekrastes reģiona apsekojumu staciju tīklu, lai gan pirms staciju tīkla paplašināšanas nepieciešams izvērtēt, vai kādi no reģioniem nav apvienojami, piemēram, Rīgas līča rietumu piekraste un austrumu piekraste, vai arī tās potenciāli pievienojamas pie atklātās daļas. Baltijas jūras daļā būtu nepieciešams analizēt piekrasti no atklātās daļas atsevišķi, un jānodrošina katrā no reģioniem trīs staciju apsekojumus vismaz vienu reizi augustā. Uz šo brīdi Baltijas jūras atklātās daļas (dziļo staciju) apsekojumi tiek veikti neregulāri.



3.4. attēls. Attiecības starp 95% ticamības intervāla augstāko robežu un attiecīgo vidējo aritmētisko klāstera sastādīto biomasas daļu ($CI:\mu$, izteiktu %) novirze no 100% sakritības. Līnija attēlo LOESS līkni

Secinām, ka minimālajam apsekojumu kopumam jāietver vismaz trīs staciju tīkls katrā reģionā (3.4. attēls), kas paraugoti ar pēc iespējas īsāku laika nobīdi (viena reisa ietvaros). Optimāli, ja augustā tiek veikti 2 apsekojumu kopumi, veidojot 4-6 datu punktu bāzi novērtējumam (3.4. attēls), tādējādi palielinot ticamību vidējai vērtībai.

3.2. INDIKATORA APRAKSTS

3.2.1. *Metodes apraksts*

3.2.1.1. *Funkcionālās daudzveidības indeksi*

Funkcionālās daudzveidības indeksi ir iedalīti trīs pamat-kategorijās pēc Mason et al. (2005):

Funkcionālā bagātība (FR; “*functional richness*”) – raksturo, cik funkcijas ietvertas definētajā sugu kopumā (nenem vērā sugas sastopamību)

Funkcionālais vienmērīgums (FE; “*functional evenness*”) – raksturo, vai vidēji telpā pazīme/funkcija ir izplatīta regulāri, ņemot vērā indivīdu skaitu ar šo pazīmi (augsta FE indeksa vērtība norāda uz regulāru/vienmērīgu pazīmes izplatību, zema vērtība norāda uz nevienmērīgu, nestabilu pazīmes izplatību)

Funkcionālā līdzība (FD; “*functional divergence*”) – raksturo sugas/sugu funkciju variēšanu un izkliedi telpā tās grupējot klāstros, ņemot vērā indivīdu skaitu.

Latvijas teritoriālo ūdeņu zooplanktona funkcionālās daudzveidības novērtēšanā izmantoti sekojoši indeksi:

nb_{sp} – kopējais sugu skaits populācijā,

FR_{1c} – populācijas funkcionālā bagātība (Villéger et al., 2008),

FE_{ve} – populācijas funkcionālais vienmērīgums (Villéger et al., 2008),

FD_{1v} – populācijas funkcionālā novirze (Villéger et al., 2008),

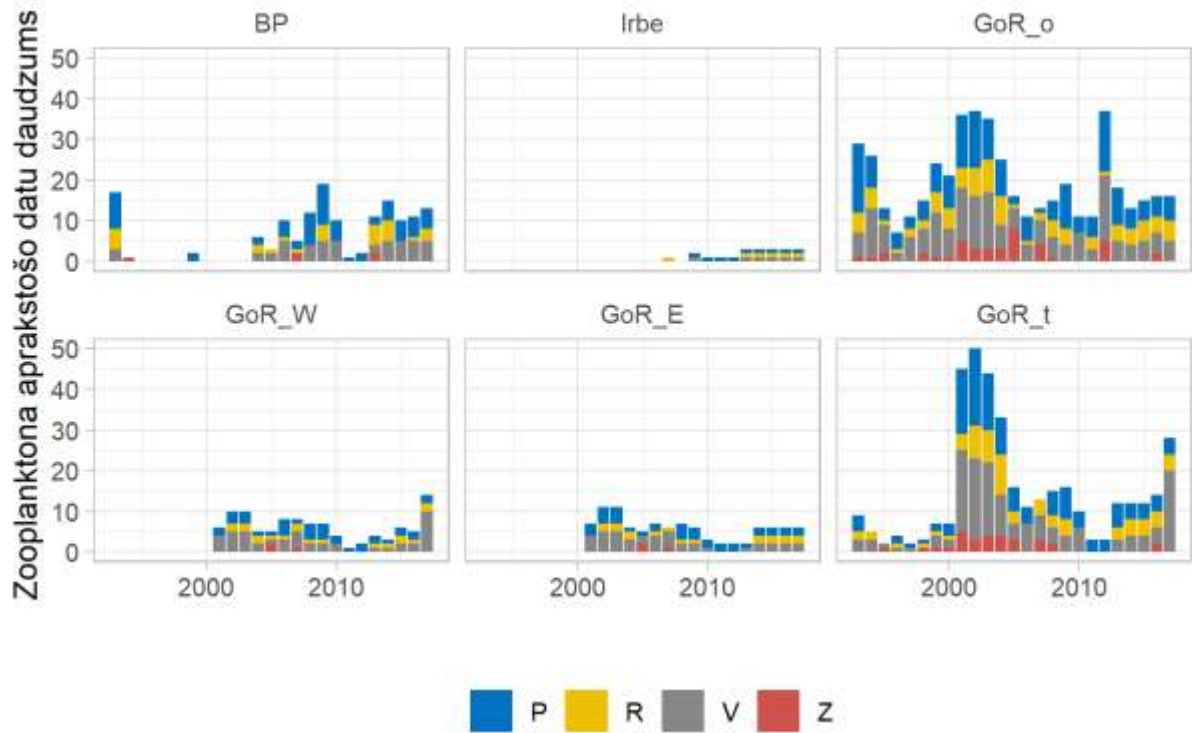
FD_{1s} – populācijas funkcionālā izkliede (Laliberté & Legendre, 2010).

3.2.1.2. *Datu bāze*

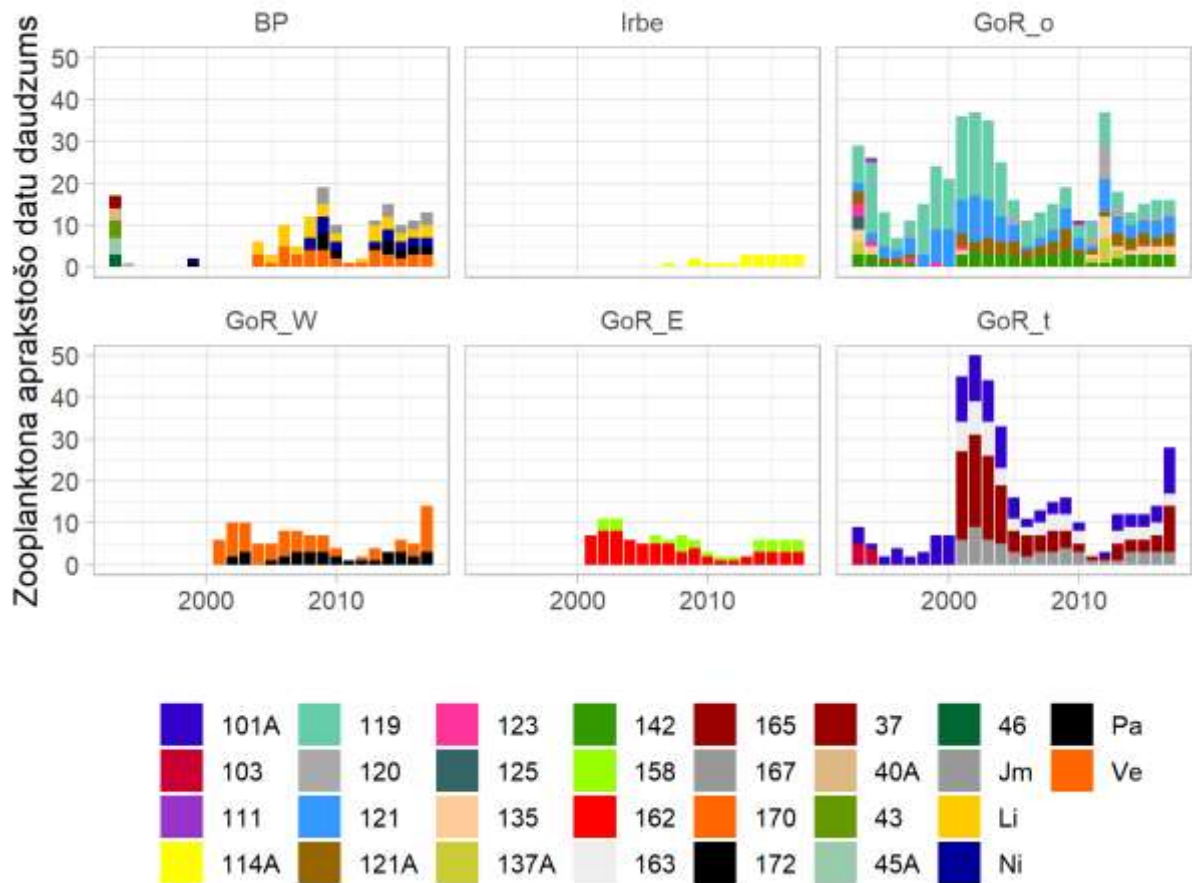
Zooplanktona funkcionālās daudzveidības novērtēšanai izmantoti Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) ilgtermiņa monitoringa datubāzē pieejami zooplanktona populāciju aprakstoši dati (taksonomiskais sastāvs, skaits, un no skaita aprēķinātā biomasa) no laika posma 1993-2017. gadam (3.5., 3.6. attēls). No pieejamajiem datiem izveidots sugu saraksts Rīgas līcim un Baltijas jūras piekrastei. Zooplanktona funkcionālās daudzveidības izvērtēšanai izmantoti tikai tie dati, kas katrā parauga analīzes laikā sasniedz reprezentatīvu skaitu (20 indivīdi; HELCOM, 2014). Tāpēc uzskatāms, ka analizēta dominējošo taksonu funkcionālās daudzveidības dinamika.

Visaktīvākā paraugu ievākšana Rīgas līcī notika periodā no 2001. līdz 2004. gadam, un vasara ir visbiežāk apsekotā sezona caurmērā visā analizētajā periodā (3.5. attēls). Stacijas 119. (atklātā daļa) un 165. (piekraste) ir ar vislielāko datu noklājumu (3.6. attēls; 3.7. attēls). Atklātās Baltijas jūras daļas

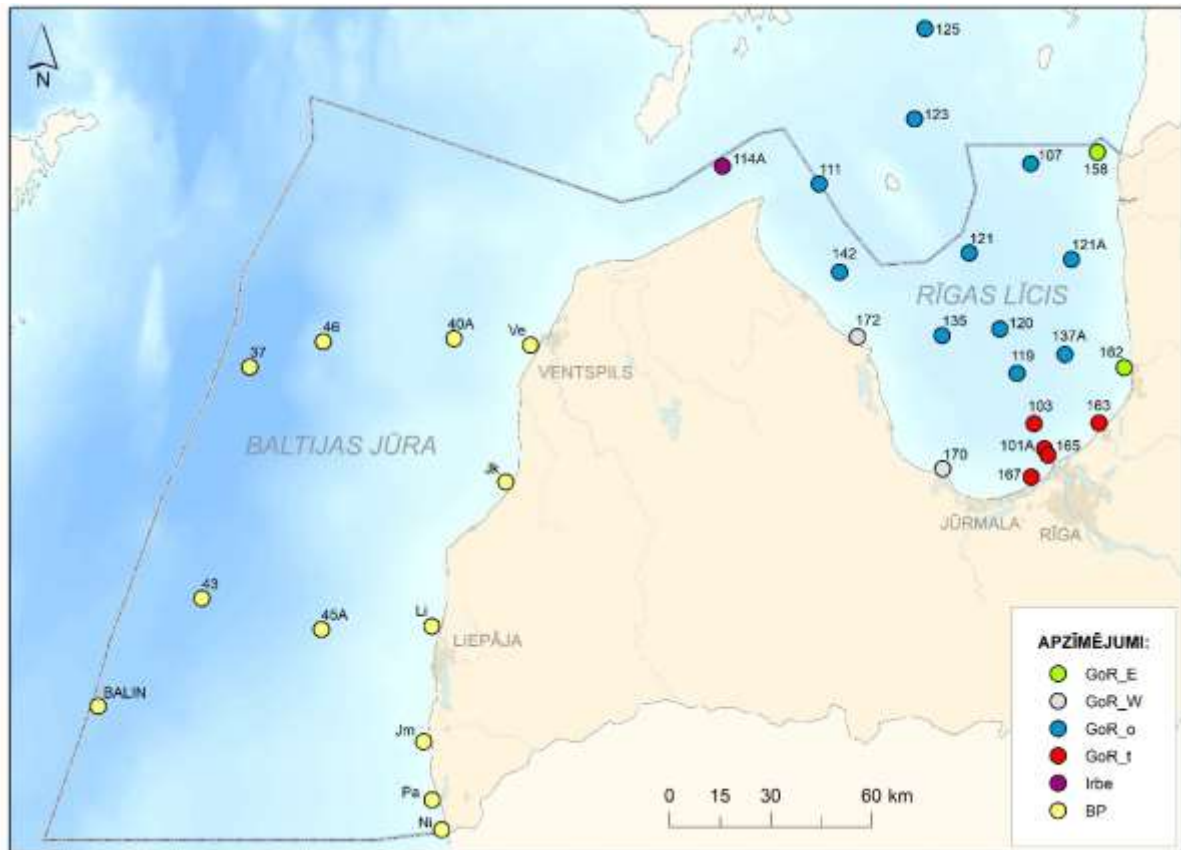
nepārtraukti apsekojumi uzsākti 2004. gadā, visbiežāk apskatītās sezonas ir pavasaris un vasara (3.5. attēls), un visas stacijas apsekotas vienlīdz bieži (3.6. attēls).



3.5. attēls. Zooplanktona populācijas aprakstošo datu daudzums Latvijas teritoriālajos ūdeņos - Rīgas līcī (GoR) un Baltijas jūrā (BP) atkarībā no sezonas. 1993-2017



3.6. attēls. Zooplanktona populācijas aprakstošo datu daudzums Latvijas teritoriālajos ūdeņos - Baltijas (BP), Irbes šaurumā (Irbe), Rīgas līča atklātajā daļā (GoR_o), Rīgas līča rietumu (GoR_W) un austrumu piekrastēs (GoR_E) un Rīgas līča pāreejas ūdeņos (GoR_t) pa stacijām. 1993-2017



3.7. attēls. Zooplanktona datubāzes staciju tīkls un zonējums grupās. GoR_E -Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi; Irbe- Irbes šaurums; BP – Baltijas jūra

3.2.1.3. Datu izpēte un analīze

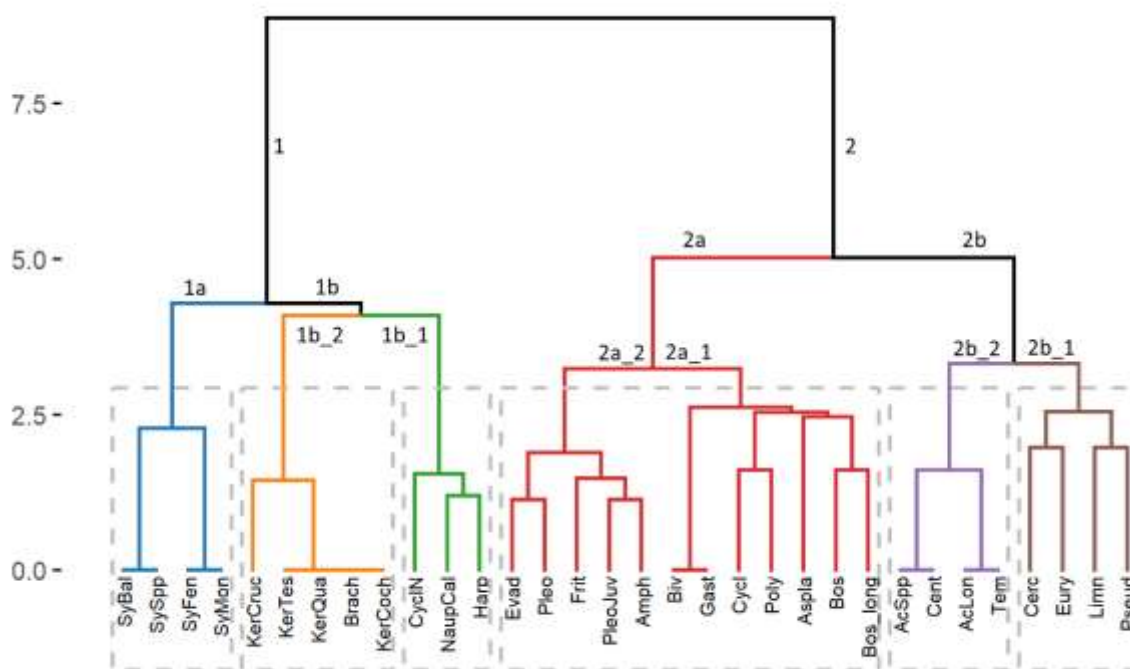
Datu aprēķini, izpēte un analīze veikta brīvpieejas platformas R version 3.5.1 (R Core Team, 2018) vidē. Zooplanktona funkcionālās daudzveidības indeksi aprēķināti, izmantojot programmas “FD” paketes (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) funkciju *dbFD()*. Datu vizualizācija veikta, izmantojot programmas “ggplot2” paketi (Wickham, 2016), “ggmap” paketi (Kahle & Wickham, 2013).

Vides faktoru un zooplanktona funkcionālās daudzveidības saistību izpētei veikta galveno komponentu analīze (PCA), izmantojot standartizētus datus. PCA analīze veikta izsaucot funkciju *prcomp(scale())*. Novērotās saistības tālāk analizētas izmantojot GAM analīzi, kas veikta, izsaucot paketes “mgcv” (Wood, 2017) funkciju *gam(method="REML")*. GAM rezultāti vizualizēti, izmantojot *vis.gam()* vai *plot()* funkciju.

3.2.1.4. Rezultāti

3.2.1.4.1. Zooplanktona taksonu daudzveidība Latvijas jūras ūdeņos un to funkcionālās pazīmes

Rīgas līča mezozooplanktona cenozē bez tipiskiem iesāļūdens taksoniem sastopami arī saldūdens taksoni (piemēram, Chydoridae, Sididaea, Diaptomidae, *Brachionus*), savukārt Baltijas jūras Kurzemes piekrastē novērojamas arī lielāku sāļumu mīlošas sugas (piemēram, *Fritillaria borealis*). Tas norāda uz ievērojamām atšķirībām ekosistēmu abiotiskajos apstākļos un attiecīgi arī sugu sastāvā. Funkcionālo pazīmju daudzveidības novērtēšanai izvērtēta mezozooplanktona ekoloģiskā loma un dalījums funkcionālajās grupās (ģildēs), balstoties uz to barošanās pazīmēm un pielāgojumiem, izmantojot klāsteru veidošanas metodi (Euklīda (kvadrātu); R funkcija *hclust(method="ward.D2")*). Grupēšanā ņemtas vērā barošanās, dzīves veida un vairošanās stratēģijas, aizsardzības veids, sugas pamatvide un loma mikrobiālajā un klasiskajā barības ķēdē. Funkcionālo pazīmju analīzē, kurā ietverti tikai dominējošie taksoni (>20 ind. paraugā), redzams, ka izdalās divas funkcionāli atšķirīgas grupas (3.8. attēls; apzīmēti ar 1 un 2), kas savukārt iedalās vēl apakšgrupās. Taksoni, kas iedalīti vienā apakšgrupā, ir funkcionāli līdzīgi un teorētiski varētu aizvietot cits citu, nodrošinot tās pašas funkcijas, saglabājot līdzsvaru ekosistēmā. Grupa 1 apvieno maza izmēra (100-500 μm) filtrētājus, kas pēc funkcionālās lomas iekļaujas arī mikrobiālajā ķēdē, respektīvi barojas gan ar baktēriju radīto organisko materiālu, gan ar fitoplanktona produkciju. Tā izdalīta apakšgrupās (1a; 1b_1; 1b_2) lielākoties pēc aizsardzības pret plēsējiem un vairošanās stratēģijas atšķirībām.



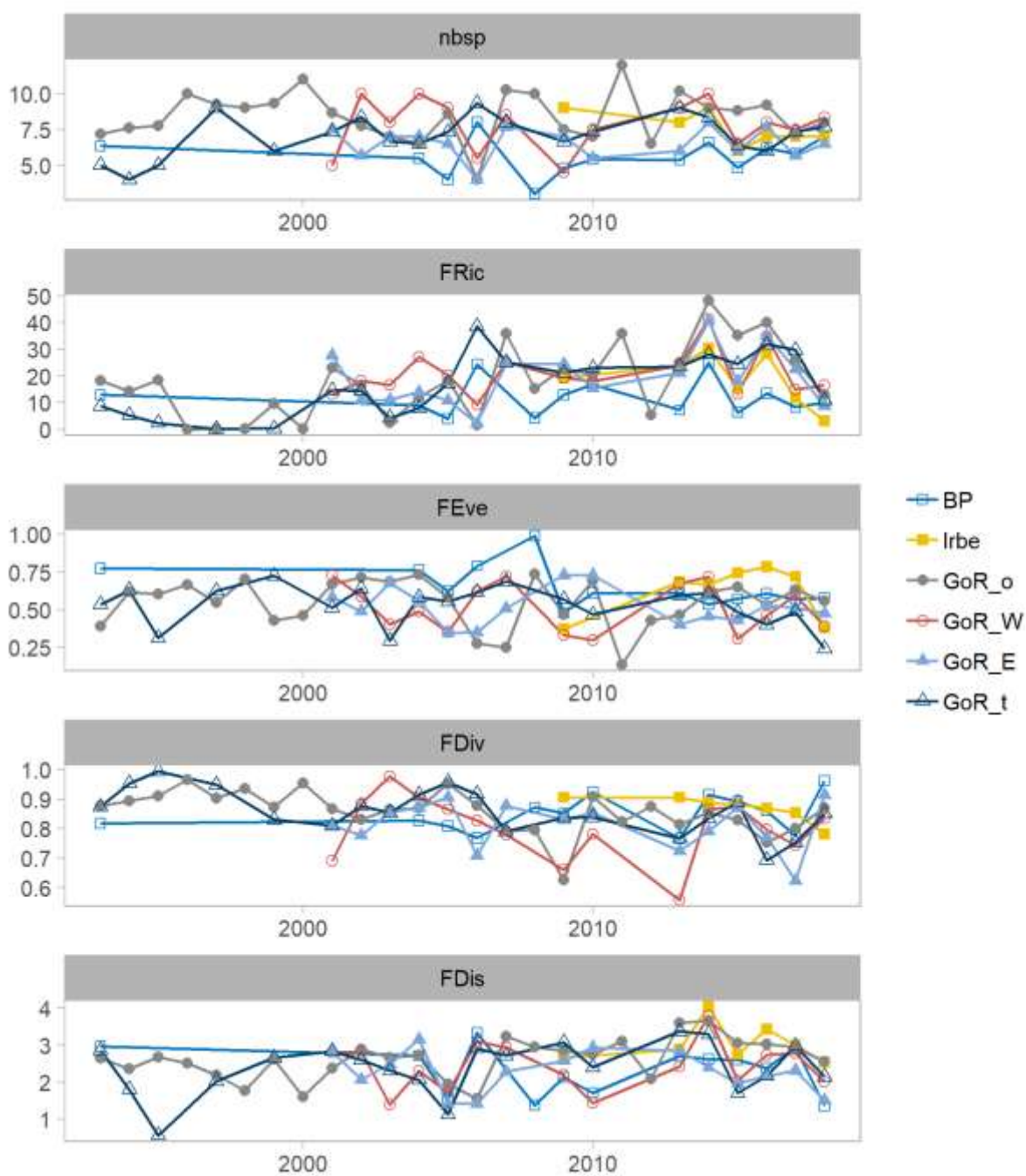
3.8. attēls. Aglomeratīvā hierarhiskā klāstera dendrogramma. Dominējošo mezozooplanktona taksonu veidotie klāsteri, balstoties uz to funkcionālajām īpašībām.

Grupa 2 apvieno lielāka izmēra (>500 µm) organismus. Apakšgrupā 2a lielākoties iedalīti organismi ar morfoloģisku aizsardzību pret plēsējiem (ciets apvalks, uzpūsts/palielināts ķermenis), savukārt 2b grupa apvieno kalanoīdos airkājvēžus (Calanoida Copepoda) un kladoceru *Cercopagis pengoi*, kuri ir galvenā planktonēdāj-zivju barības bāze (Gorokhova et al., 2005; Livdāne et al., 2016; Ojaveer et al., 2017a), īpaši nozīmīga loma reņģu barībā ir apakšgrupai 2b_1.

3.2.1.4.2. Zooplanktona funkcionālā daudzveidība Latvijas jūras ūdeņos

Visu apskatīto indeksu mainība analizēta pēc identiskas metodikas:

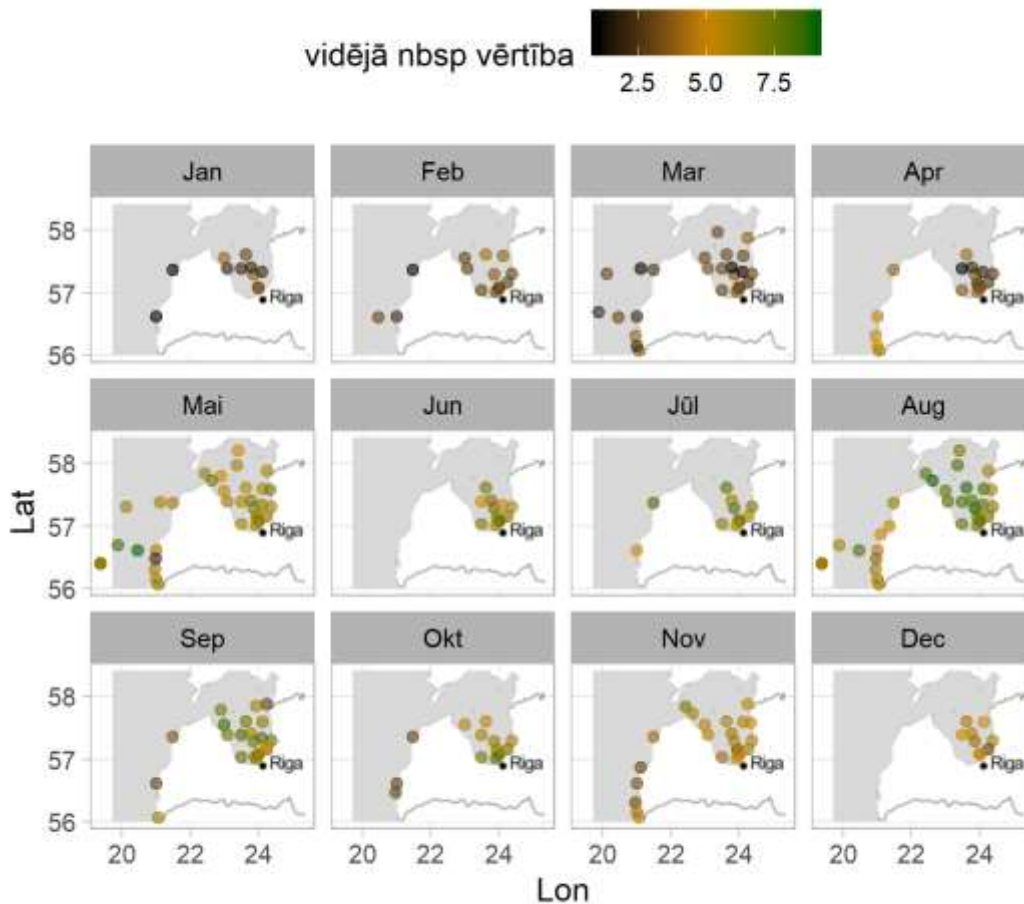
- Pirmkārt, apskatītas vidējās ilgtermiņa vērtības izmaiņas pa mēnešiem – sezonālā mainība;
- Otrkārt, starp-gadu salīdzinājumam izvēlēts augusts (3.9. attēls) – mēnesis, kad vēsturiski noris Latvijas Nacionālā monitoringa reiss, kura ietvaros tiek vākti zooplanktona paraugi. Tāpēc augustā Latvijas teritoriālie ūdeņi ir regulāri, bez pārtraukumiem apsekoti, kā arī augustā Rīgas līcī ir novērojama visizteiktākā termālā stratifikācija (Skudra, Lips, 2016), kas nodrošina vispiemērotākos apstākļus tipisku vasaras sugu attīstībai.



3.9. Attēls. Zooplanktona funkcionālo indeksu vidējās augusta vērtības mainība ilgtermiņā. BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (>20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā

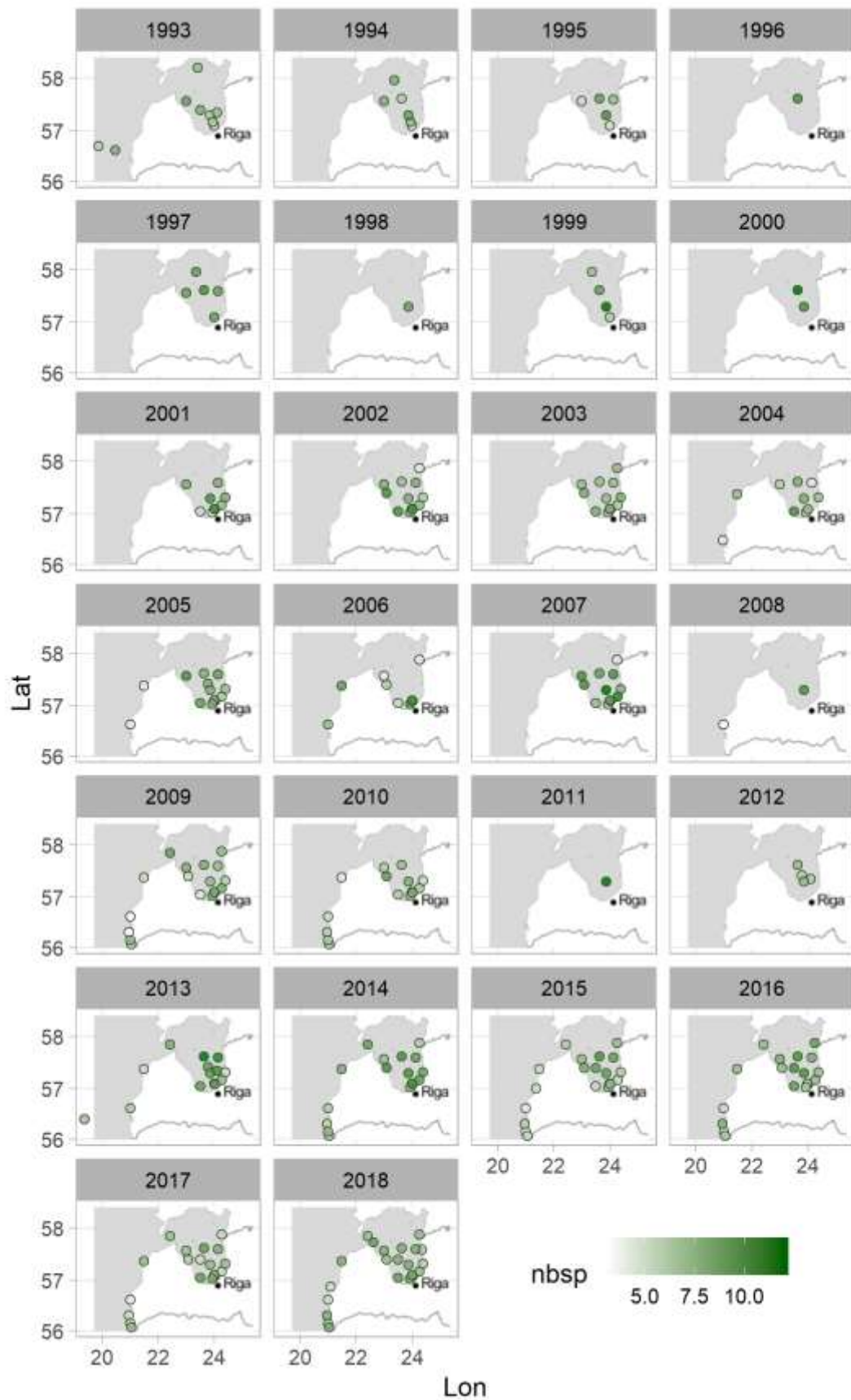
3.2.1.4.3. *nbsp* – kopējais sugu skaits populācijā

Kopējais sugu skaits zooplanktona populācijā mainās atkarībā no sezonas (3.10. attēls). Vislielākais tas ir vasaras periodā, savukārt viszemākais no janvāra līdz aprīlim. Ziemā pārsvarā sastopami airkājvēžu Copepoda kāpuri – naupliji, kā arī ziemojošie kopepodīti. Tāpat sastopami virpotāji *Synchaeta* sp. un meroplanktoniskie kāpuri, kā, piemēram, daudzstartāru Polychaeta vai gliemeņu Bivalvia planktoniskās stadijas. Šajā periodā zooplanktona populācijā dominējošo taksonu skaits nepārsniedz 7 sugas, bet vidēji Rīgas līcī dominē 2-3 sugas, savukārt Baltijas jūras Kurzemes piekrastē – 1-3 sugas (3.10. attēls).



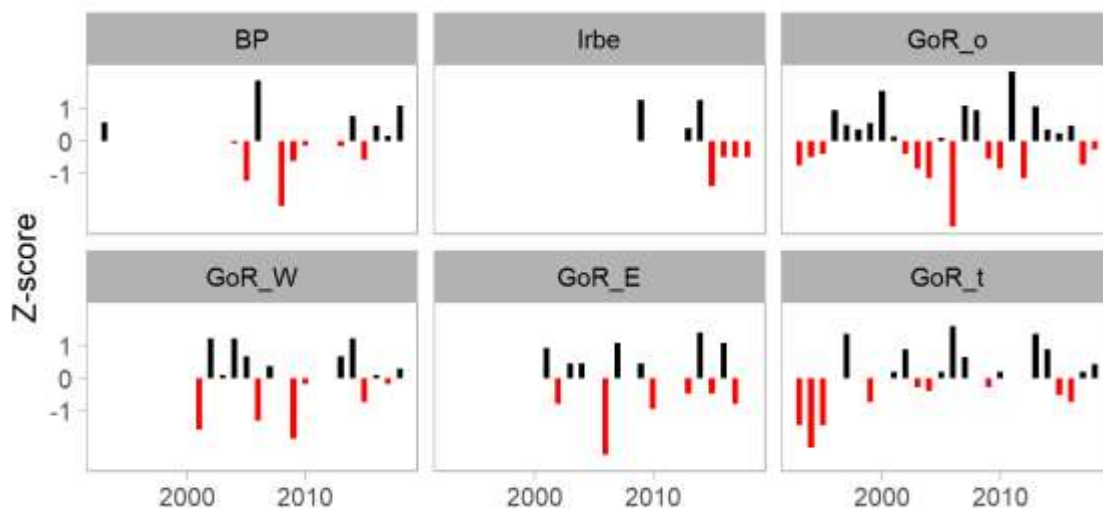
3.10. attēls. Sezonālā mainība zooplanktona populācijas vidēji sastopamo sugu skaitā Latvijas jūras ūdeņos

Pavasārī, parādoties siltumu mīlošākām sugām no Cladocera kārtas (*Bosmina (Eubosmina) coregoni*, Podonidae dzimta) un Rotifera tipa (*Keratella* sp.), dominējošo sugu skaits zooplanktona populācijā var pieaugt līdz 9-10 sugām. Tomēr lielākoties tas ir 2-5 taksoni Rīgas līcī, bet 4-6 taksoni Baltijas jūras Kurzemes piekrastē (3.10. attēls).



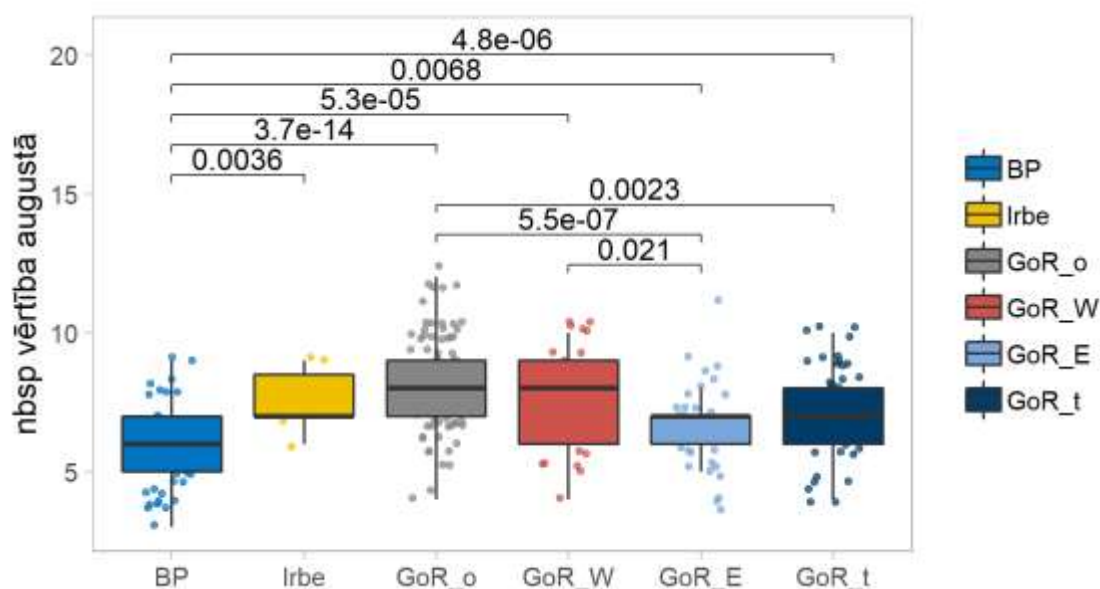
3.11. attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas kopējā sugu skaita starpgadu mainība Latvijas jūras ūdeņos

Vasarā Latvijas jūras ūdeņos sastopams visaugstākais sugu skaits. Rīgas līcī vidēji tas ir 6-7, savukārt Kurzemes piekrastē nedaudz zemāks. Vasarā dominē termofilās kladoceras (*Bosmina* sp., *Evadne nordmanni*, *Pleopis polyphemoides*, *Cercopagis pengoi*), kā arī virpotāji no *Keratella* ģints. No airkājvēžiem (Copepoda) Rīgas līcī dominē *Eurytemora affinis*, savukārt Baltijas jūras Kurzemes piekrastē visbiežāk sastopami ir *Temora longicornis* un *Pseudocalanus* sp. Rudens laikā sugu daudzveidība pakāpeniski samazinās (3.10. attēls).



3.12. attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas kopējā sugu skaita novirze no ilgtermiņa (1993-2018) vidējā novērotā sugu skaita, izteikta Z-score vērtībā

Zooplanktona sugu skaits augustā mainās no gada uz gadu (3.9., 3.11. attēls). Rīgas līča atklātajā daļā novērots sugu skaita pieaugums no 1996. līdz 2000. gadam un periodā no 2013. gada, lai gan 2017. un 2018. sugu skaits jau samazinājies zem visa perioda (1993-2018) vidējā. Pārējos Latvijas jūras reģionos izmaiņas sugu skaitā ir nepastāvīgas (3.12. attēls).

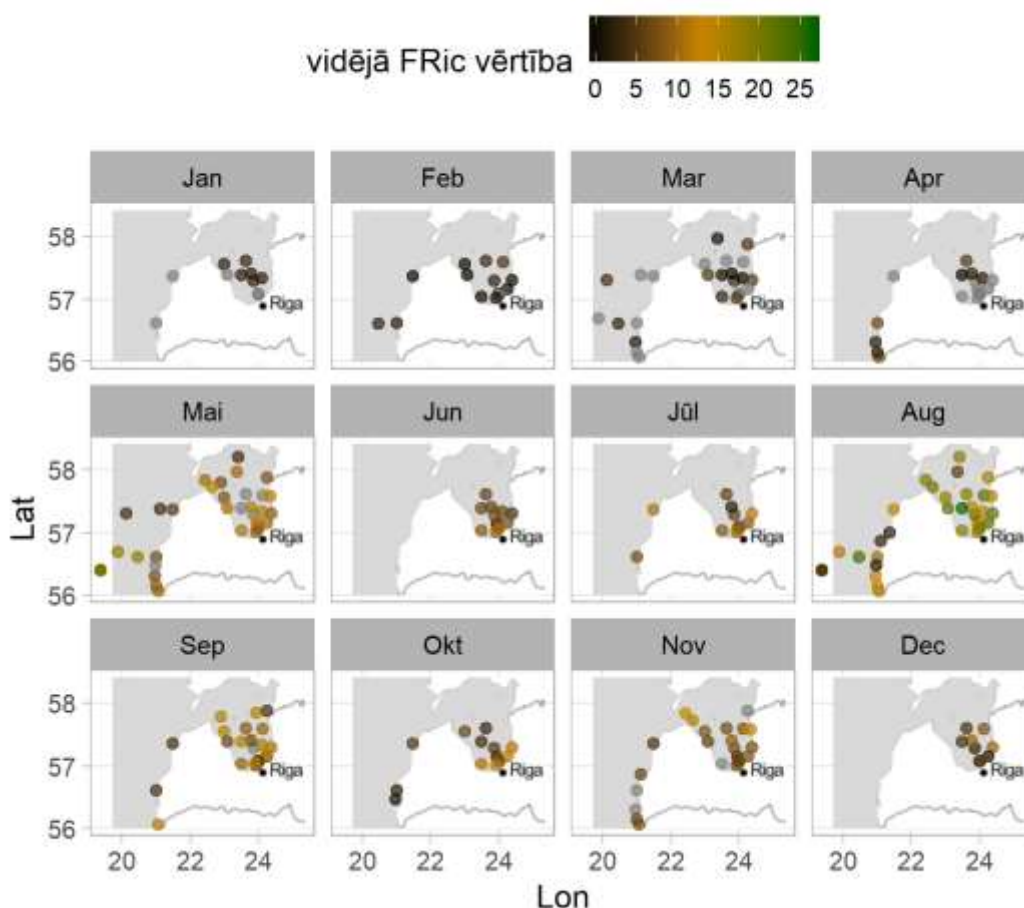


3.13. attēls. Zooplanktona sugu skaita salīdzinājums starp reģioniem, izmantojot Kruskal-Wallis testu. Norādītas p vērtības, kuras < 0.05. BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (>20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā

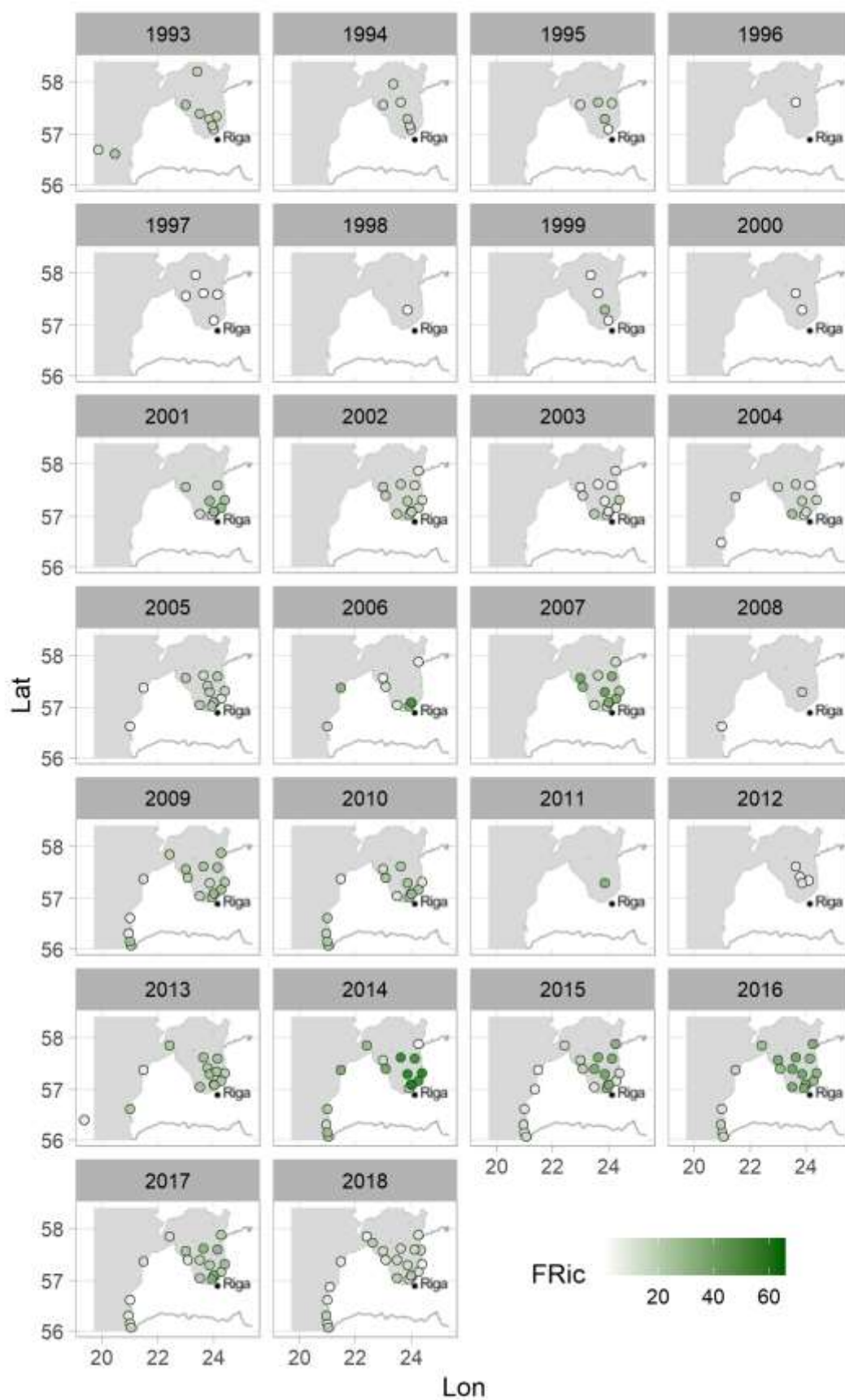
Tomēr tendence liecina, ka lielāks sugu skaits Rīgas līcī ir atklātajā daļā (GoR_o) un rietumu piekrastē (GoR_W). Rīgas līča austrumu piekraste (GoR_E) raksturojama ar pastāvīgi zemāku zooplanktona sugu skaitu, bet pārejas ūdeņos (GoR_t) sugu skaits vidēji zems, bet ar lielāku izkliedi nekā austrumu piekrastē, kas, iespējams, skaidrojams ar mainīgu saldūdens ietekmi (3.12. attēls). Baltijas jūras piekraste (BP) apsekota salīdzinoši reti, taču uzskatāmi redzams vidēji zemāks sastopamo taksonu skaits nekā Rīgas līcī, kā arī Irbes šaurumā (3.13. attēls).

3.2.1.4.4. *FRic* – populācijas funkcionālā bagātība

Funkcionālā bagātība atspoguļo funkciju daudzumu konkrētā sugu kopumā neatkarīgi no indivīdu sastopamības. *FRic* vērtību var skaidrot kā bufera-funkcijas indikatoru, kas atspoguļo konkrētās populācijas (līdz ar to ekosistēmas barība ķēdes) jutību pret dažādām izmaiņām, sākot no vides apstākļu mainības līdz svešzemju sugu invāzijām.



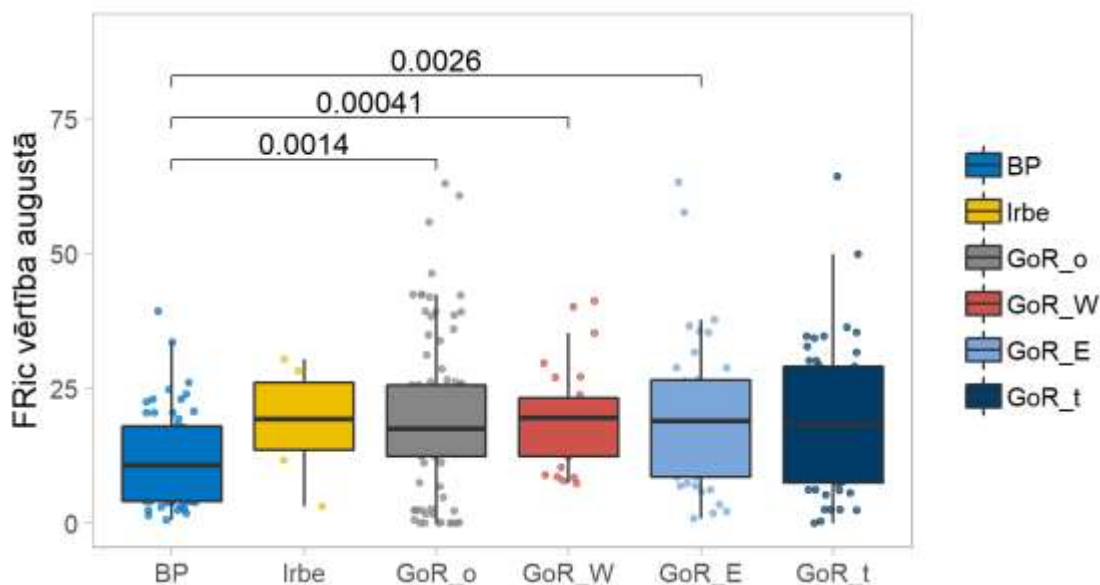
3.14. attēls. *Sezonālā mainība zooplanktona populācijas funkcionālā bagātības indeksā FRic (Villéger et al., 2008) Latvijas jūras ūdeņos. Pelēkie punkti atzīmē vietas, kurās nebija iespējams aprēķināt indeksu nepietiekamā sugu skaita dēļ (pazīmju skaits > sugu skaits)*



7 attēls. Augustā sastopamās populācijas funkcionālajās bagātības indeksa Fric (Villéger et al., 2008) starp-gadu mainība Latvijas jūras ūdeņos

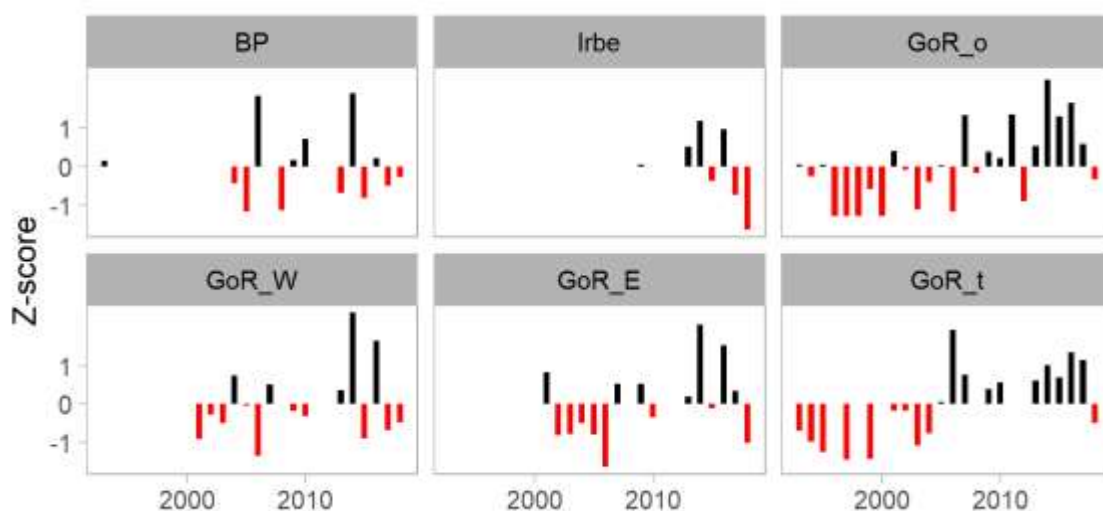
Zemas FR \dot{I} C vērtības liecina par lielu brīvu funkcionālo telpu, kas pakļauta ietekmei, savukārt augstas vērtības norāda uz stabilitāti un pielāgošanās vai pretošanās spēju cīņā par vietu ekosistēmā. Tomēr jāpatur prātā, ka FR \dot{I} C indekss var būt 'outlieru' ietekmēts, jo sugas sastopamība netiek ņemta vērā (Laliberté & Legendre, 2010). Bet, tā kā šajā analīzē tiek iekļautas tikai sugas/taksoni, kuri katrā konkrētā paraugā pārsniedz 20 indivīdu skaitu (sk. 3.2.nodaļu), tad 'outlieru' esamība datu kopā ir minimizēta vai pat izslēgta.

FR \dot{I} C vērtība rāda līdzīgas sezonālās izmaiņas kā sugu skaita indekss n_{bsp} , kas ir loģiska sakarība (Schleuter et al., 2010), jo vairāk sugas nodrošina lielāku amplitūdu funkcionālajām pazīmēm. Respektīvi, ziema raksturīga ar zemu FR \dot{I} C vērtību (0-9.8), savukārt visaugstākā populācijas funkcionālās bagātības vērtība novērojama augustā (līdz pat 64.3 (2014. gada 101A stacijā); 3.15. attēls). Tomēr vidēji tā augustā Rīgas līcī ir 18.2 ± 4.6 , savukārt Baltijas jūras Kurzemes piekrastē 9.6 ± 6.4 . Īpaši zema vidējā vērtība augustā novērota PV, JK un LI-1 stacijās, kā arī Baltijas jūras dziļajās stacijās (> 20 m).



8. attēls. Zooplanktona populācijas funkcionālā bagātības indeksa FR \dot{I} C (Villéger et al., 2008) salīdzinājums starp reģioniem, izmantojot Kruskal-Wallis testu. Norādītas p vērtības, kuras < 0.05. BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (>20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā

Salīdzinot zooplanktona populācijas funkcionālās bagātības indeksa FR \dot{I} C vērtības starp Latvijas jūras reģioniem (3.16. attēls), redzams, ka viszemākais tas ir Baltijas jūras daļā, savukārt pārējie reģioni ir līdzvērtīgi. Vienīgi jānorāda, ka pārejas ūdeņi (GoR_t) un austrumu piekrastes (GoR_E) FR \dot{I} C vērtība svārstās lielākā amplitūdā (3.16. attēls), norādot uz ārēju (biotisku, abiotisku vai antropogēnu) ietekmi. Baltijas jūras Latvijas ūdeņos un Irbes šaurumā FR \dot{I} C vērtības ir mainīgas, bez skaidras tendences. Savukārt Rīgas līča reģionos, it īpaši atklātajā daļā (GoR_o) un pārejas ūdeņos (GoR_t), novērojams pastāvīgs FR \dot{I} C vidējās vērtības pieaugumu (3.17. attēls). Tas norāda uz funkcionālo pazīmju daudzveidības palielināšanos, jo sugu skaitā līdzīgs pieaugums nav novērojams (3.12. attēls).

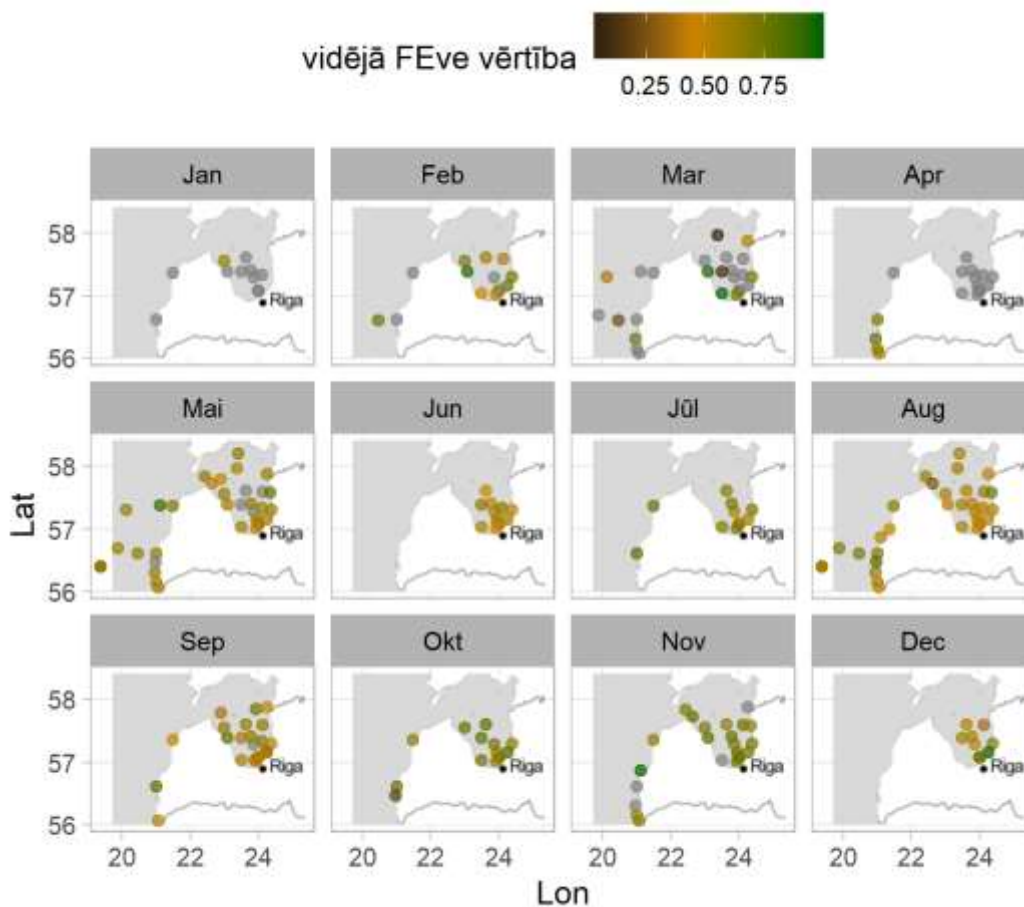


3.17. attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas funkcionālā bagātības indeksa *FRic* (Villéger et al., 2008) novirze no ilgtermiņa (1993-2018) vidējā novērotā, izteikta Z-score vērtībā

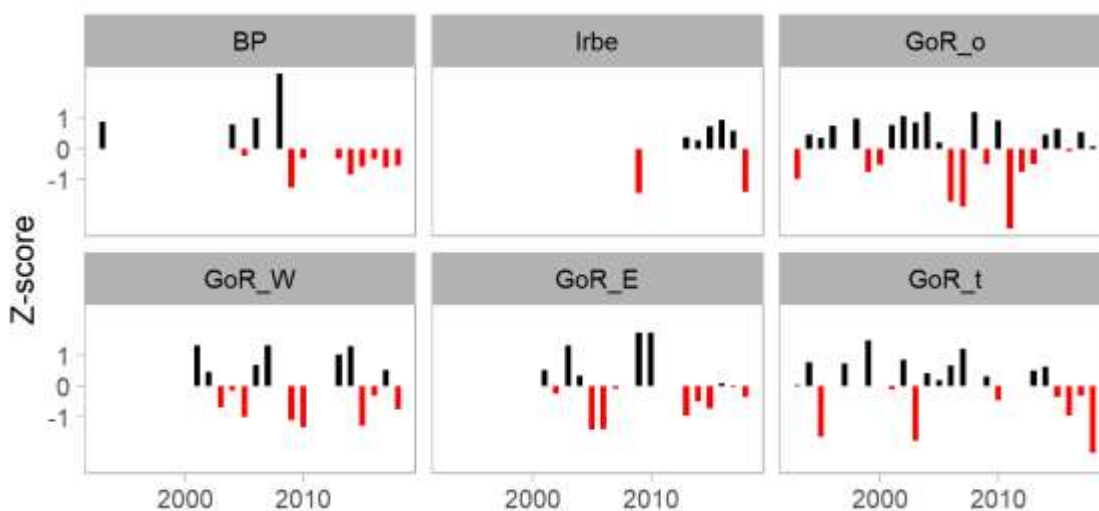
Kā viens no iemesliem varētu būt kalanoīdā airkājvēža *Limnocalanus macrurus* populācijas pakāpeniska palielināšanās sākot ar 2005. gadu (Lividāne et al., 2016). *Limnocalanus macrurus* ir vislielākais Baltijas jūras airkājvēzis, kas ir īpaši nozīmīgs Rīgas līča reņģes barībā (Lividāne et al., 2016; Ojaveer et al., 2017a; Ojaveer et al., 2018). Tā kā dzīves otrā pusē tas ir plēsīgs, tas nodrošina vienu alternatīvu un kvalitatīvāku barības ķēdes posmu Rīgas līča ekosistēmā. Tomēr jāņem vērā, ka *L. macrurus* ir glaciālais relikts un tam nepieciešami vēsi un ar skābekli bagāti ūdeņi (Kane et al., 2004; Strøm, 1946). Jaunākās klimata izmaiņu prognozes norāda tieši pretējo – temperatūras un skābekļa trūcīgo reģionu palielināšanos visā Baltijas jūrā, arī Rīgas līča reģionā (BACC, 2015; Skudra, Lips, 2016), līdz ar ko *L. macrurus* populācijas atjaunošanās ilgtermiņā visticamāk tiks palēnināta, apturēta vai pat reversēta. Otrkārt, kopš 1990. gada novērotas divu zooplanktona svešzemju sugu invāzijas (*Cercopagis pengoi*, *Evadne anonyx*; Ojaveer et al., 2017b) Baltijas jūrā, tai skaitā Rīgas līcī. Tomēr ekosistēmās ar mazāku sāļuma mainību, piemēram, Rīgas līcī, novēroto svešzemju sugu skaits ir zemāks, arī temperatūras svārstības un aizsalšanas iespējamība samazina potenciālo ienācēj-sugu skaitu (Ojaveer et al., 2017b).

3.2.1.4.5. *FEve* – populācijas funkcionālais vienmērīgums

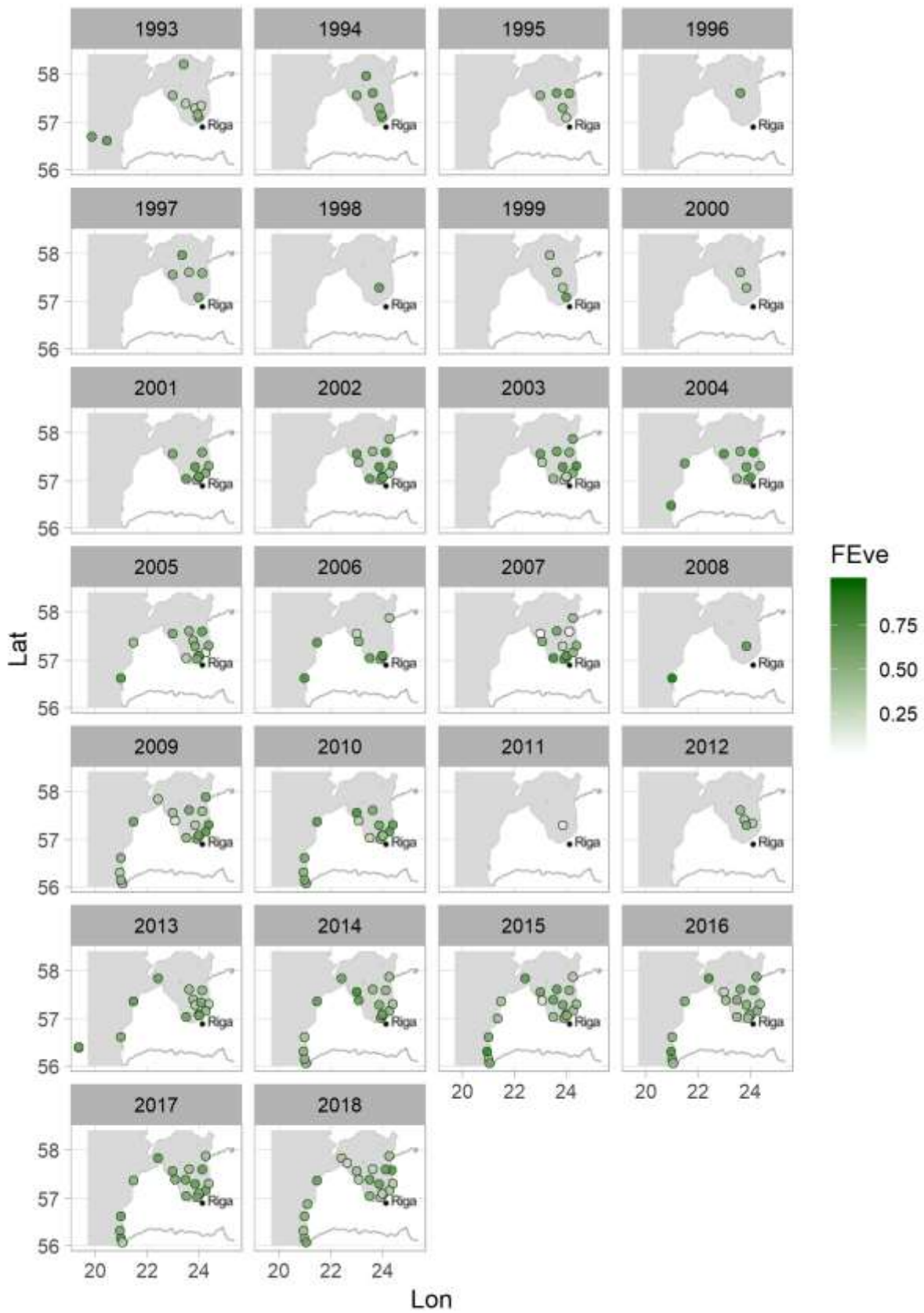
Funkcionālais vienmērīguma indekss *FEve* norāda funkcionālās daudzveidības sadalījumu populācijā, ņemot vērā katra taksona sastopamību. Indekss svārstās no 0 līdz 1. Augstas vērtības novērojamas, ja funkcionālās pazīmes sadalītas vienmērīgi un to sastopamība līdzvērtīga. Savukārt zemas *FEve* vērtības norāda uz disbalansu funkcionālajā sadalījumā, liecinot par iespējamu resursu pārtēriņu vai pārpalikumu kādā konkrētā funkcionālajā grupā, kas savukārt var tikt izmantota, lai novērtētu produktivitāti, stabilitāti un invāziju draudus (Mason et al., 2005). *FEve* indeksa vērtība nav atkarīga no sugu skaita, tomēr tā mainās līdz ar izmaiņām indivīdu proporcionālajā sadalījumā starp sugām (piemēram, *Shannon's E_H* indeksu), līdz ar to novērojama sezonāla mainība (3.18. attēls).



9 attēls. Sezonālā mainība zooplanktona populācijas funkcionālā vienmērīguma indeksā FEve (Villéger et al., 2008) Latvijas jūras ūdeņos. Pelēkie punkti atzīmē vietas, kurās nebija iespējams aprēķināt indeksu nepietiekamā sugu skaita dēļ ($n_{\text{sp}} < 3$)



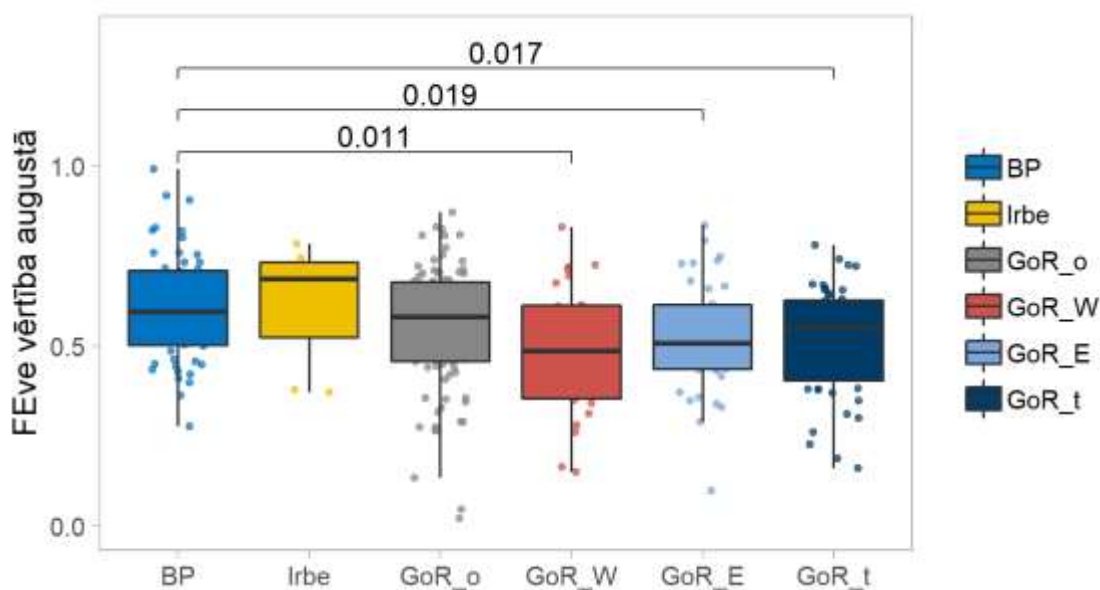
10 attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas funkcionālā bagātības indeksa FEve (Villéger et al., 2008) novirze no ilgtermiņa (1993-2018) vidējā novērotā, izteikta Z-score vērtībā



3.20. attēls. Augustā sastopamās populācijas funkcionālā vienmērīguma indeksa FE_{ve} (Villéger et al., 2008) starpgadu mainība Latvijas jūras ūdeņos

Ziemas un agrā pavasara periodā lielākoties FEVe indekss nav aprēķināms zemā sugu skaita dēļ ($n_{\text{bsp}} < 3$), kas liedz izveidot daudz-dimensionālu telpu indeksa aprēķinam. Vasarā FEVe indekss svārstās ap 0.5, tomēr novērojamas nelielas reģionālas atšķirības. Visaugstākās FEVe vērtības ir vēlā rudenī (oktobris, novembris), kad vidēji tās sasniedz 0.71. Ilgtermiņā vidējā FEVe vērtība augustā periodiski mainījies bez izteikta trenda kādā no reģioniem (3.19., 3.20. attēls). Pēdējos 5 gadus tikai Rīgas līča atklātajā zonā (GoR_o) un Irbes šaurumā novērojamas FEVe vērtības, kas augstākas par ilggadīgo (1993-2018) vidējo.

FEVe vērtības ir līdzīgas salīdzinot arī starp Latvijas jūras ūdeņu reģioniem. Kruskal-Wallis tests norādīja Baltijas jūras piekrasti kā būtiski atšķirīgu no Rīgas līča piekrastes, bet p-vērtība ir tikai nedaudz zem būtiskuma robežas (3.21. attēls).



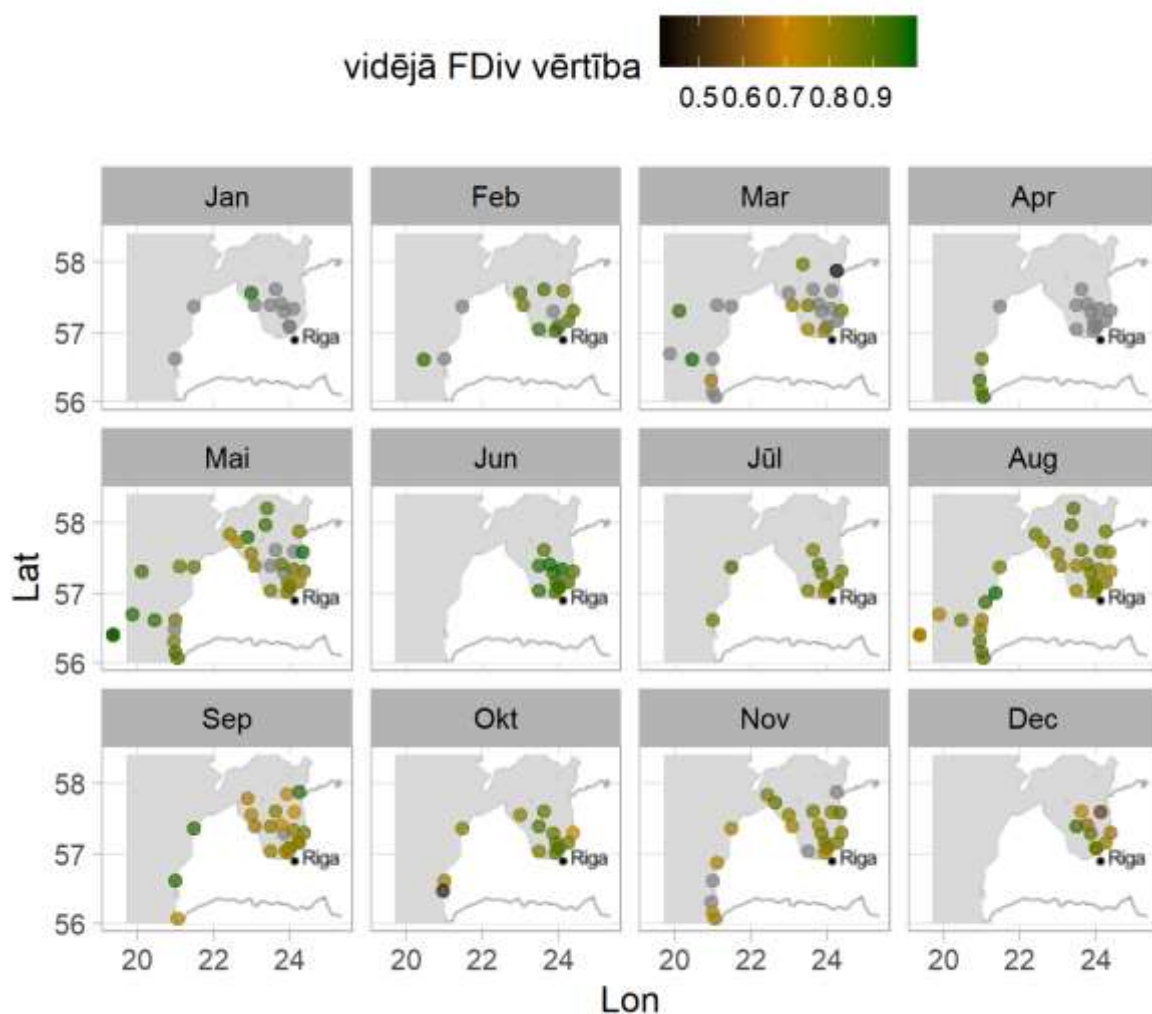
3.21. attēls. Zooplanktona populācijas funkcionālā bagātības indeksa *Fric* (Villéger et al., 2008) salīdzinājums starp reģioniem, izmantojot Kruskal-Wallis testu. Norādītas p vērtības, kuras < 0.05 . BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (> 20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā

3.2.1.4.6. *FD_{iv}* – populācijas funkcionālā novirze

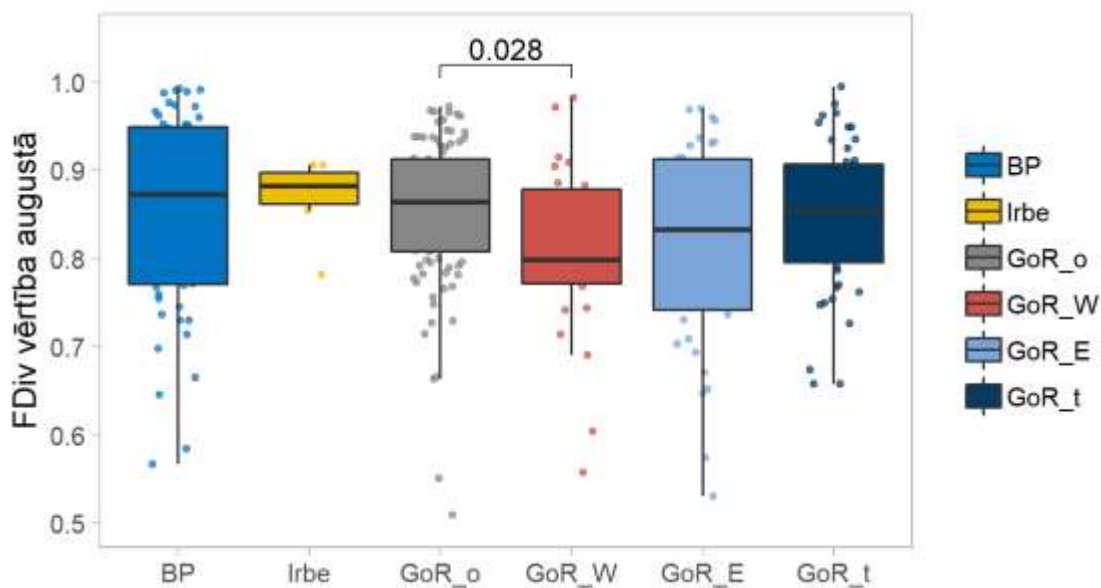
Funkcionālās novirzes indekss *FD_{iv}* atspoguļo novirzi no vidējā sastopamā funkcionālo pazīmju kopuma, ņemot vērā sugu indivīdu skaitu. Respektīvi, ja dominē suga ar atšķirīgām funkcionālajām pazīmēm nekā ir vidēji visā sastopamo sugu kopumā, *FD_{iv}* vērtība ir augsta (tuvu 1), savukārt, ja vislielākā skaitā sastopamā suga atbilst vidējam funkcionālo pazīmju kopumam, *FD_{iv}* vērtība ir zema (tuvu 0). *FD_{iv}* indeksu var izmantot kā starp-sugu konkurences un pieejamo resursu/nišu dažādības mērītāju (Mason et al., 2003).

FD_{iv} indeksa vērtībām nav izteiktas sezonālas mainības (3.22. attēls). No janvāra līdz aprīlim zemā sugu skaita dēļ ($n_{\text{bsp}} < 3$), nav iespējams aprēķināt *FD_{iv}* indeksu lielā daļā staciju, bet, kur aprēķināms, tas ir

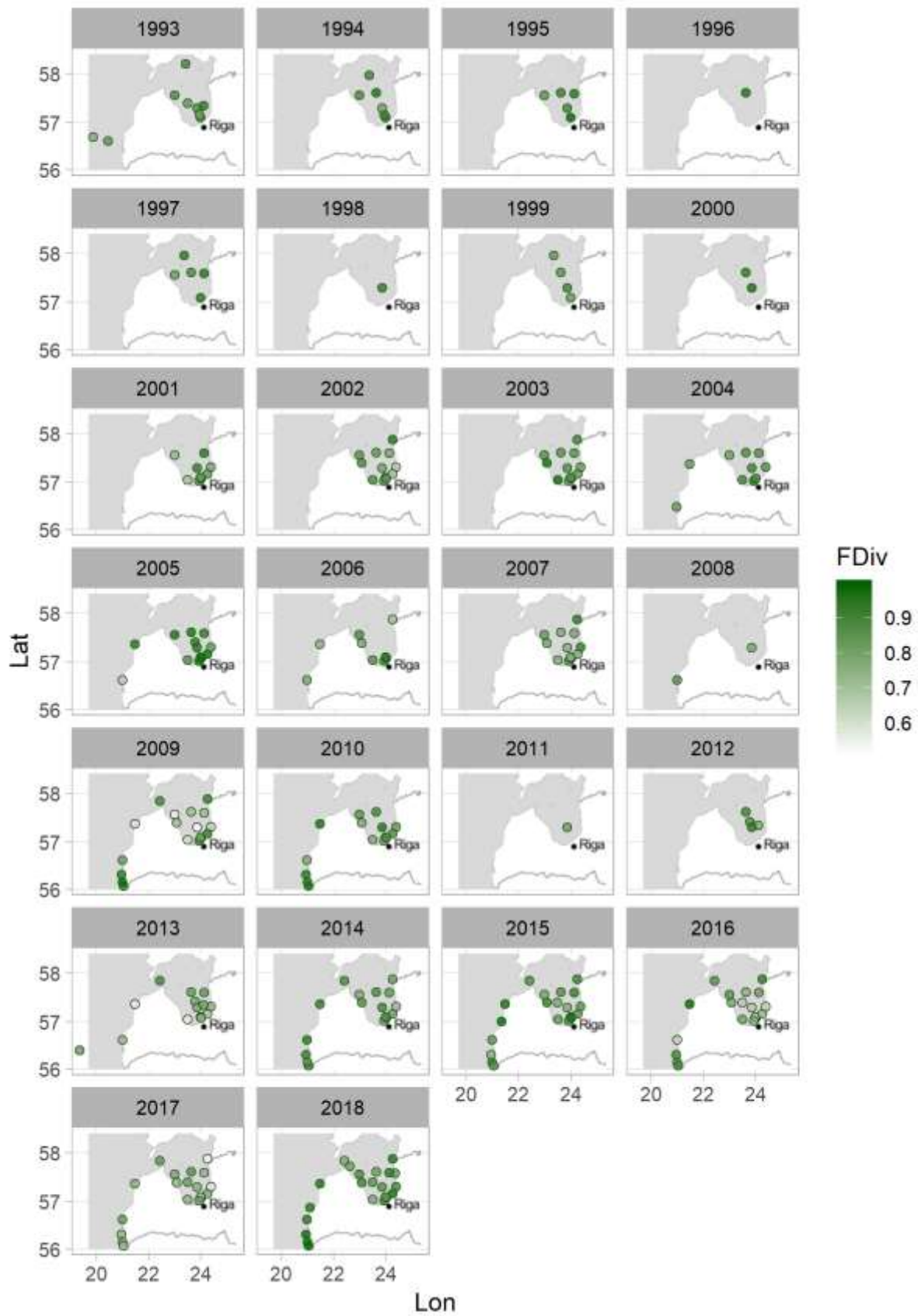
līdzīgs vasarā novērotajām vērtībām. Periodā no maija līdz augustam FDiv vidējā vērtība variē robežās no 0.84-0.93, augstākās vērtības sasniedzot jūnijā (3.22. attēls).



3.22. attēls. *Sezonālā mainība zooplanktona populācijas funkcionālās novirzes indeksā FDiv (Villéger et al., 2008) Latvijas jūras ūdeņos. Pelēkie punkti atzīmē vietas, kurās nebija iespējams aprēķināt indeksu nepietiekamā sugu skaita dēļ (pazīmju skaits > sugu skaits)*



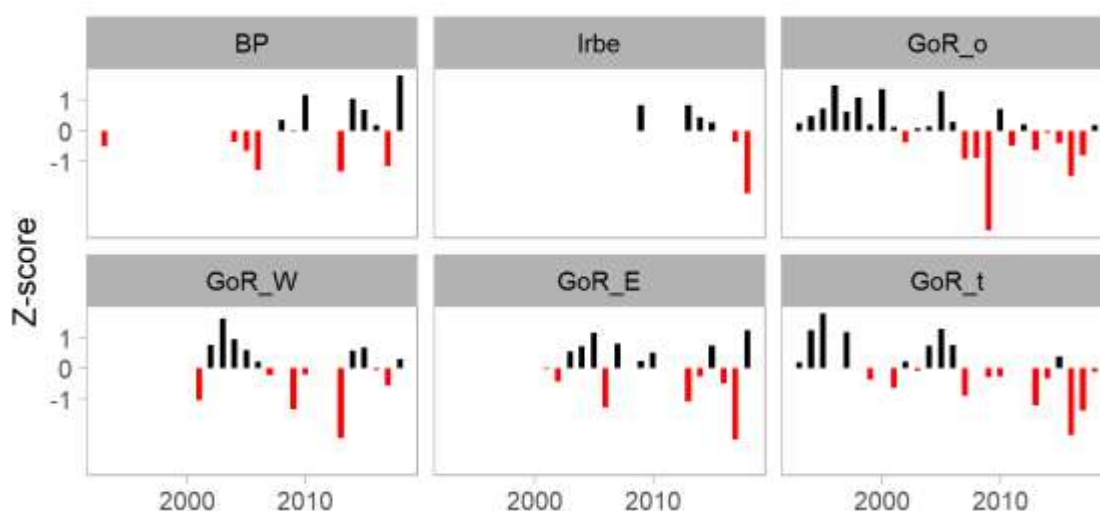
3.23. attēls. Zooplanktona populācijas funkcionālās novirzes indeksa FDiv (Villéger et al., 2008) salīdzinājums starp reģioniem, izmantojot Kruskal-Wallis testu. Norādītas p vērtības, kuras < 0.05 . BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (>20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā



3.24. attēls. Augustā sastopamās populācijas funkcionālās novirzes indeksa FDiv (Villéger et al., 2008) starp-gadu mainība Latvijas jūras ūdeņos

FDĪV indeksa vērtības neuzrāda ievērojamas atšķirības arī starp reģioniem (3.23. attēls), bet tomēr vislielākās svārstības novērojamas Baltijas jūras Kurzemes piekrastē (BP) un Rīgas līča austrumu piekrastē (GoR_E). Augstas vērtības liecina par to, ka sastopamas dažādas funkcionālās grupas, bet dominējošās ir tikai viena vai dažas, kas lielākoties ir funkcionāli atšķirīgas, respektīvi kādā no pazīmēm/funkcijām konkurētspējīgākas nekā pārējās grupas. Līdz ar to secināms, ka Latvijas jūras ūdeņos zooplanktona populācijā dominē specifiskajiem abiotiskajiem faktoriem pielāgojušās sugas.

Ilgtermiņā FDĪV vērtība augustā periodiski mainās (3.24. attēls), bet ar tendenciozu samazinājumu. Rīgas līča atklātajā centrālajā daļā (GoR_o) FDĪV vērtība no 1990-tajiem gadiem uz šī brīža pēdējo sešu gadu vidējo ir samazinājusies par 0.09, sasniedzot 0.82 periodā no 2013-2018. gadam. Arī Rīgas līča pārejas ūdeņos (GoR_t) novērots samazinājums par 0.11 salīdzinot identiskus periodus. Pārējos reģionos secīga apsekošana veikta īsāku periodu, līdz ar to trenda analizēšana ierobežota.

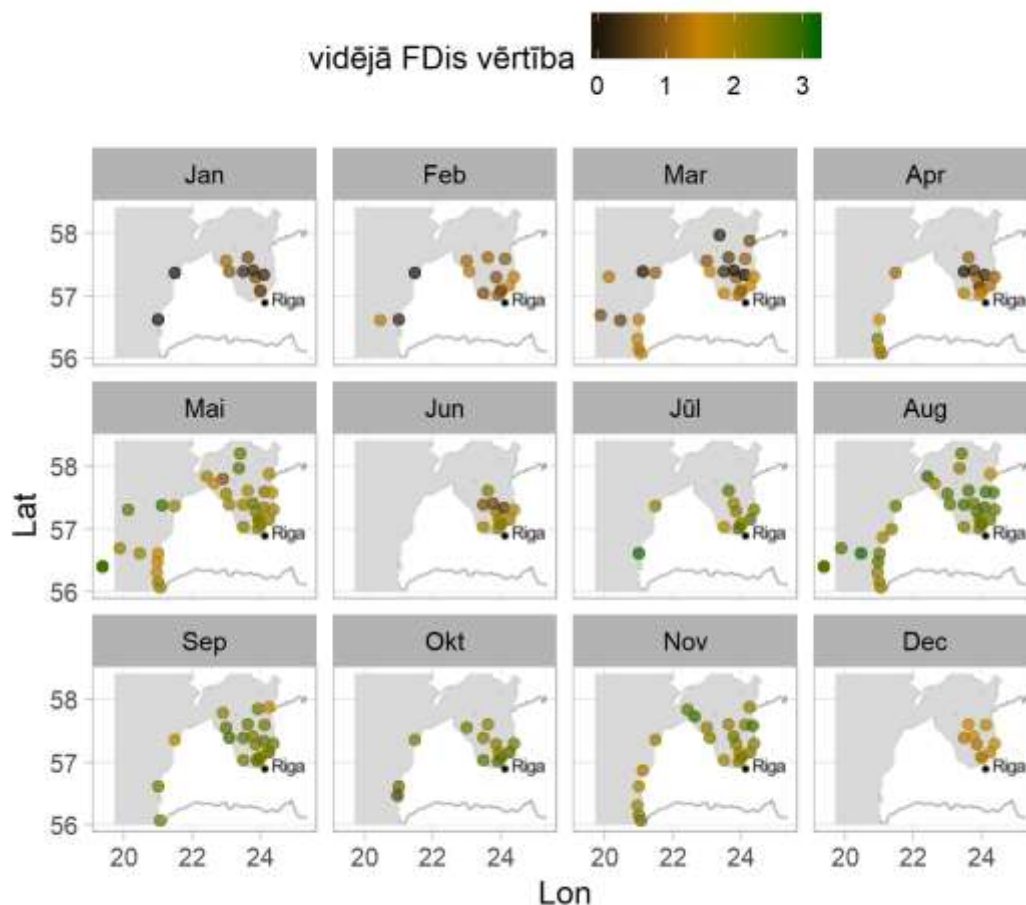


3.25. attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas funkcionālās novirzes indeksa FDIV (Villéger et al., 2008) novirze no ilgtermiņa (1993-2018) vidējā novērotā, izteikta Z-score vērtībā

3.2.1.4.7. FDĪS – populācijas funkcionālā izkliede

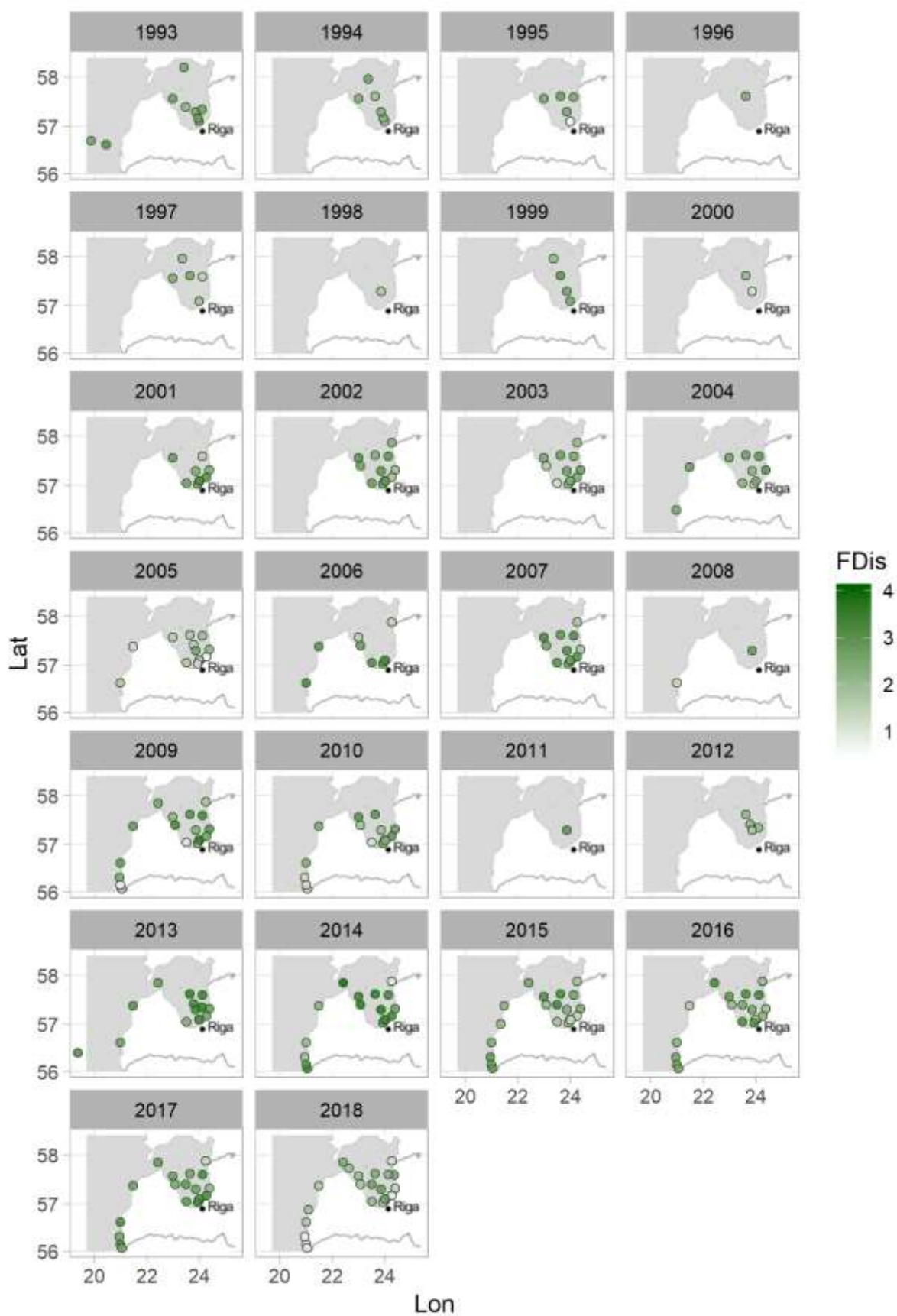
Laliberté & Legendre (2010) izstrādāja populācijas funkcionālās izklijes indeksu FDĪS, kas pēc būtības ir līdzīgs FDĪV indeksam ($r=0.475$; Laliberté & Legendre, 2010), tikai ņem vērā katra taksona sastopamību, aprēķinot vidējo sastopamo funkcionālo pazīmju atskaites punktu (novirzot to tuvāk biežāk sastopamo taksonu pazīmju kopumam). FDĪS vērtības uzrāda arī vāju korelāciju ar FRĪC ($r=0.425$; Laliberté & Legendre, 2010), kā arī spēcīgu saistību ar plaši lietoto Rao's Q ($r=0.966$; Laliberté & Legendre, 2010). Līdz ar to FDĪS pielietojumu un interpretēšanu var uzskatīt līdzvērtīgu Rao's Q indeksam, bet tā aprēķināšanas limitējošās prasības ir minimālas – populācijā nepieciešami divi taksoni ar skaita vērtībām; ja populācijā viens taksons FDĪS jāpieņem, ka ir nulle. Kā arī jānorāda, ka FDĪS ir robusts funkcionālās daudzveidības indekss, kas nav ietekmēts no sugu bagātības (n_{sp}), kas var tik aprēķināts, ja funkcionālās pazīmes vairāk nekā sugas, un tam nav noteikts maksimālais sugu vai funkcionālo pazīmju skaits (Laliberté & Legendre, 2010). Līdz ar to FDĪS uzskatāms par piemērojamu jebkādam populācijas sastāvam, kas nodrošina ērtu salīdzināšanas iespēju gan sezonālā aspektā, gan reģionālā. FDĪS atspoguļo zooplanktona populācijas vidējo indivīda novirzi no visbiežāk

sastopamajām funkcionālajām pazīmēm. Zemas vērtības (tuvu 0) liecina par to, ka visi indivīdi ir funkcionāli vienādi, savukārt augstas vērtības (nav griestu) norāda uz funkcionālo pazīmju daudzveidību.

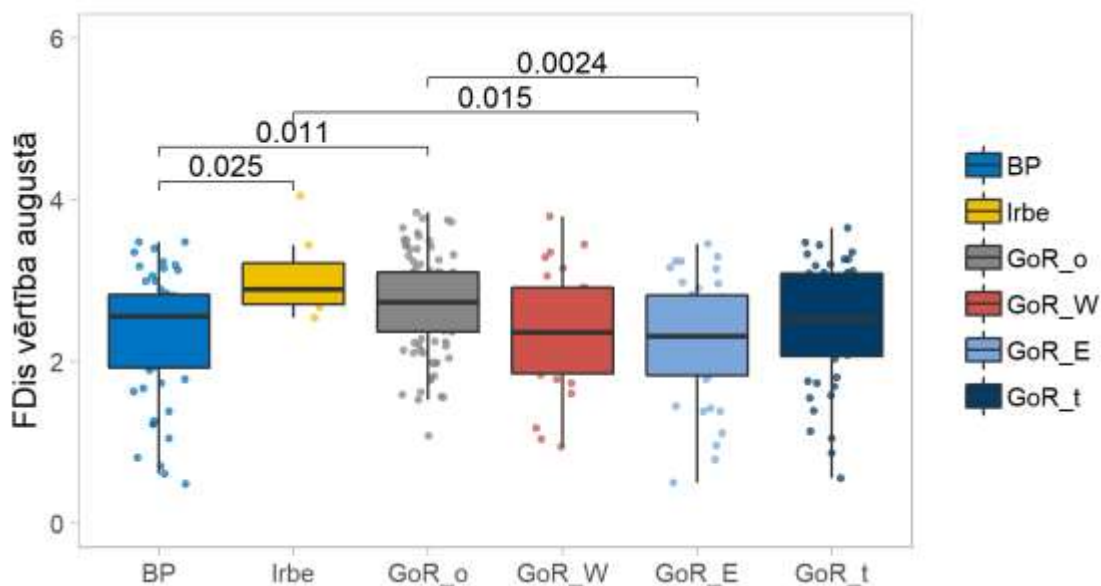


3.26. attēls. *Sezonālā mainība zooplanktona populācijas funkcionālās izkliedes indeksā FDis (Laliberté & Legendre, 2010) Latvijas jūras ūdeņos. Pelēkie punkti atzīmē vietas, kurās nebija iespējams aprēķināt indeksu nepietiekamā sugu skaita dēļ (pazīmju skaits > sugu skaits)*

FDis indeksa vērtības uzrāda sezonālu mainību (3.26. attēls). Funkcionāli visdaudzveidīgākā zooplanktona populācija novērojama vasaras beigās un rudenī, savukārt viszemākās FDis vērtības konstatētas ziemā un agrā pavasarī. Arī reģionāli FDis vērtības nedaudz atšķiras, salīdzinot augusta mēneša datus (3.27., 3.28. attēls), tomēr visnozīmīgākās atšķirības ir starp Rīgas līča atklāto daļu (GoR_o) un Rīgas līča austrumu piekrasti (GoR_E), kur FDis vidēji ir viszemākais (2.36 – ģeometriskais vidējais; 3.28. attēls).

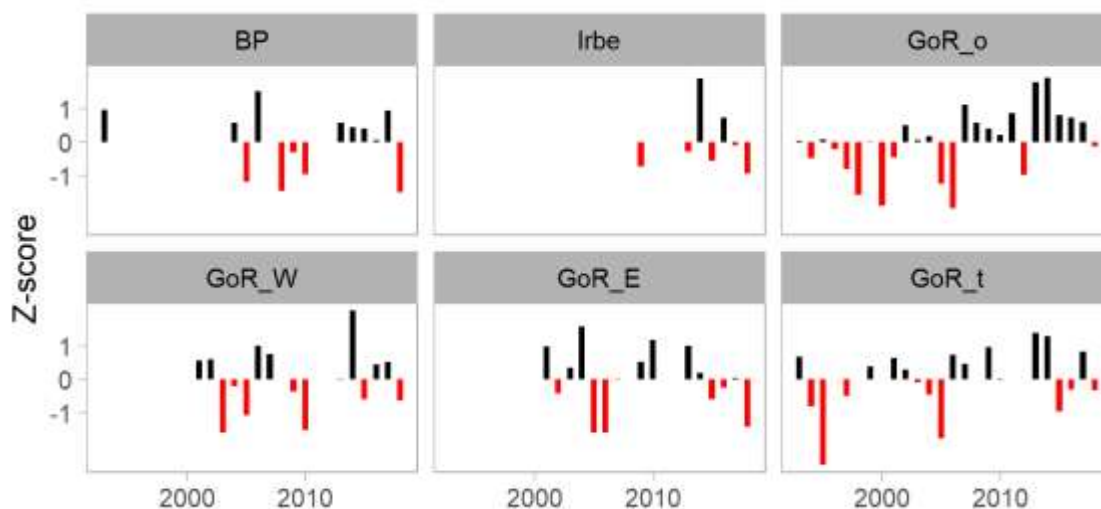


3.27. attēls. Augustā sastopamās populācijas funkcionālās izkļiedes indeksa FDis (Laliberté & Legendre, 2010) starp-gadu mainība Latvijas jūras ūdeņos



3.28. attēls. Zooplanktona populācijas funkcionālās izkļiedes indeksa FDis (Laliberté & Legendre, 2010) salīdzinājums starp reģioniem, izmantojot Kruskal-Wallis testu. Norādītas p vērtības, kuras < 0.05. BP – Baltijas jūras Kurzemes piekraste; Irbe – Irbes šaurums; GoR_o – Rīgas līča atklātā daļa (>20 m); GoR_W – Rīgas līča rietumu piekraste; GoR_E – Rīgas līča austrumu piekraste; GoR_t – Rīgas līča pārejas ūdeņi dienvidu daļā

FDi s ir pakļauts arī starp-gadu mainībai, bet tomēr kopējā zooplanktona populācijas funkcionālās izkļiedes tendence ir pieaugoša (3.29. attēls). It īpaši tas novērojams Rīgas līča atklātajā daļā (GoR_o). Tur FDi s kopš 1990-tajiem gadiem pieaudzis par 0.69, sasniedzot vērtību 3.06 periodā no 2013-2018. gadam.



3.29. attēls. Augustā sastopamās zooplanktona populācijas funkcionālās izkļiedes indeksa FDis (Laliberté & Legendre, 2010) novirze no ilgtermiņa (1993-2018) vidējā novērotā, izteikta Z-score vērtībā

3.2.1.5. Funkcionālās daudzveidības indeksu saistība ar vides parametriem test-reģionā (Rīgas līča atklātā daļa)

Rīgas līča atklātā daļa ir vismazāk lokāli ietekmētā (piem., notece, viļņu darbība, turbulence) teritorija, tāpēc tā izvēlēta kā atskaites reģions funkcionālās daudzveidības indikatora izveidei, kā arī tā ir regulāri apsekota visā pieejamo datu periodā (3.5.-3.6. attēls). Par vides parametriem izvēlēti gan abiotiskie, gan biotiskie faktori (3.3. tabula). Lai šeit aprakstīto indikatoru pielietotu citos Latvijas teritoriālo ūdeņu reģionos, nepieciešama tā aprobēšana katram no tiem, jo kā iepriekš analizēts – zooplanktona funkcionālās daudzveidības indeksu vērtības atšķiras starp tiem.

Rīgas līča atklātajā daļā novērojama izteikti sezonāla vides abiotisko faktoru ietekme uz zooplanktona funkcionālās daudzveidības (FD) indeksu vērtībām, kas uzskatāmi norāda, ka zooplanktona FD palielinās līdz ar temperatūras pieaugumu (3.30.a attēls). PCA analīzes 1. komponente (PC1) izskaidro 35.1% no datu variācijas, primāri reaģējot uz temperatūras un skābekļa režīma izmaiņām, respektīvi uz sezonālo mainību vidē. Jānorāda, ka visi zooplanktona FD indeksi ir statistiski būtiski saistīti ar temperatūru virsējā slānī (3.4. tabula). PCA analīzes 2. komponente norāda uz telpiskajām atšķirībām galvenokārt reaģējot uz hlorofila-a koncentrācijas negatīvo korelāciju ar ūdens sāļumu virsējā slānī ($R^2=0.21$, $p<<0.001$). Tomēr statistiski būtisks 2. komponentes efekts uz zooplanktona FD indeksu vērtībām nav novērojams (3.30.a attēls).

3.3. tabula. Nodaļā izmantotie vides faktoru saīsinājumi

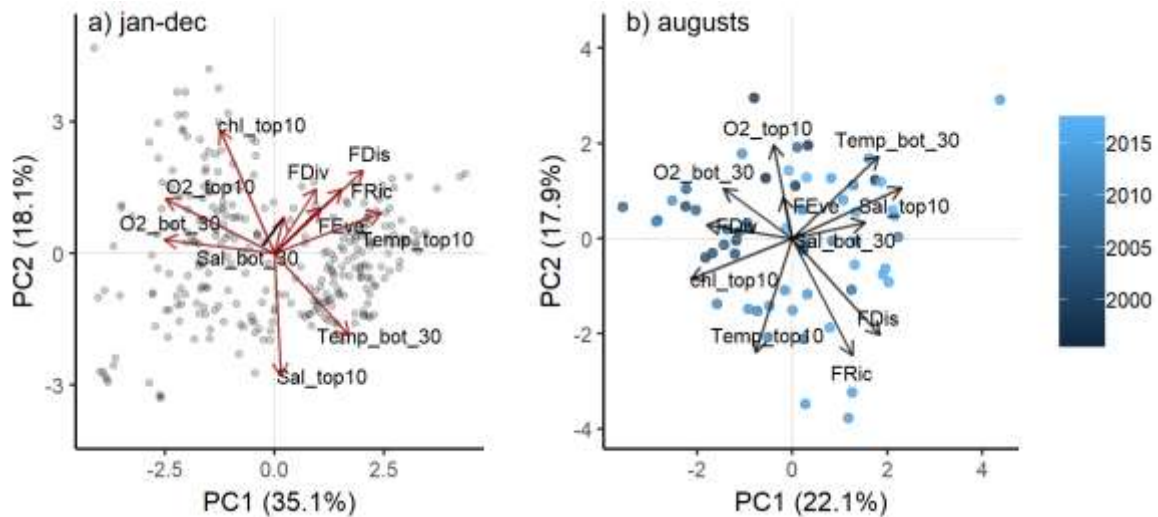
Dziļumu/slāņa aprakstošie parametri		Vides aprakstošie parametri	
top10	viršējais 0-10 m slānis	O2	skābekļa koncentrācija [ml L]
middle10_20	10-20 m slānis	Sal	sāļums [PSU]
middle20_30	20-10 m slānis	Temp	temperatūra [C°]
bottom_30	dziļāk par 30 m	chl	hlorofila-a koncentrācija [mg m-3]
		Rec	0+ vecuma reņģu kopējais skaits [indivīdi]
		totBio	reņģu kopējā populācijas biomasa [tonnas]

3.4. tabula. Lineārās regresijas analīzes rezultāti starp zooplanktona daudzveidības (FD) indeksiem un ūdens temperatūru virsējā 0-10 m slānī (Temp_top10), izmantojot visu mēnešu datus

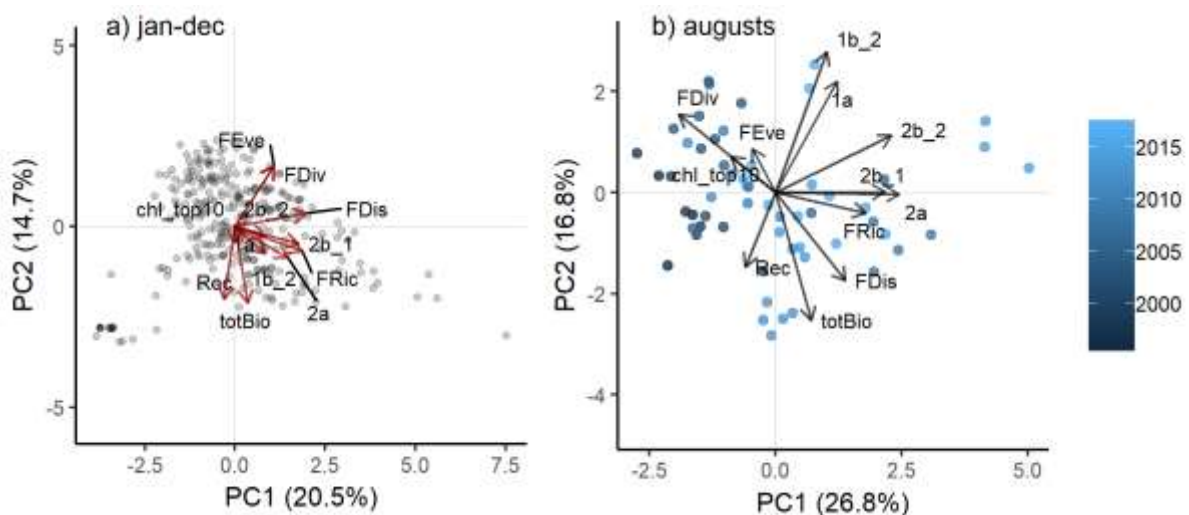
FD indekss ~ Temp_top10	R ²	p
FRĪC	0.28	<<0.001
FEve	0.02	0.017
FDiv	0.04	<0.001
FDīs	0.38	<<0.001

Savukārt, analizējot tikai vasaras (augusts) periodu (3.30.b attēls), secinām, ka temperatūras ietekme nav tik noteicoša zooplanktona FD indeksu mainībā. Saglabājusies FRĪC pozitīvā saistība ar Temp_top10 (atspoguļojās PC2 asī), tomēr pārējie indeksi uz temperatūras svārstībām augusta mēnesī nereaģē. Kā arī novērojams, ka augustā FRĪC un FDīs indeksi savstarpēji pozitīvi korelē ($R^2=0.28$,

$p < 0.01$). No kā secinām, ka augustā var atnest FRĪC indeksu kā temperatūras ietekmētu, un tā vietā lietot FDĪS. Galvenā komponente (PC1) abiotisko un zooplanktona FD indikatoru mainībā Rīgas līcī augustā ir telpiskās atšķirības, galvenokārt sājuma izmaiņas, bet tās būtiski neietekmē zooplanktona FD indeksu vērtības (3.30.b attēls). Līdz ar ko secinām, ka bez FRĪC (kas ir temperatūras ietekmēts) visi pārējie indeksi ir robusti pret abiotisko faktoru izmaiņām.



3.30. attēls. Zooplanktona daudzveidības indeksu un abiotisko faktoru savstarpējā saistība (PCA analīzes rezultāti) a) visa gada ietvaros un b) augusta mēnesī. Dati no 1993. gada līdz 2018. gadam. Bultas atspoguļo parametra korelāciju ar galvenajām PCA komponentēm (asis); punkti atspoguļo individuālo punktu vērtības komponentē



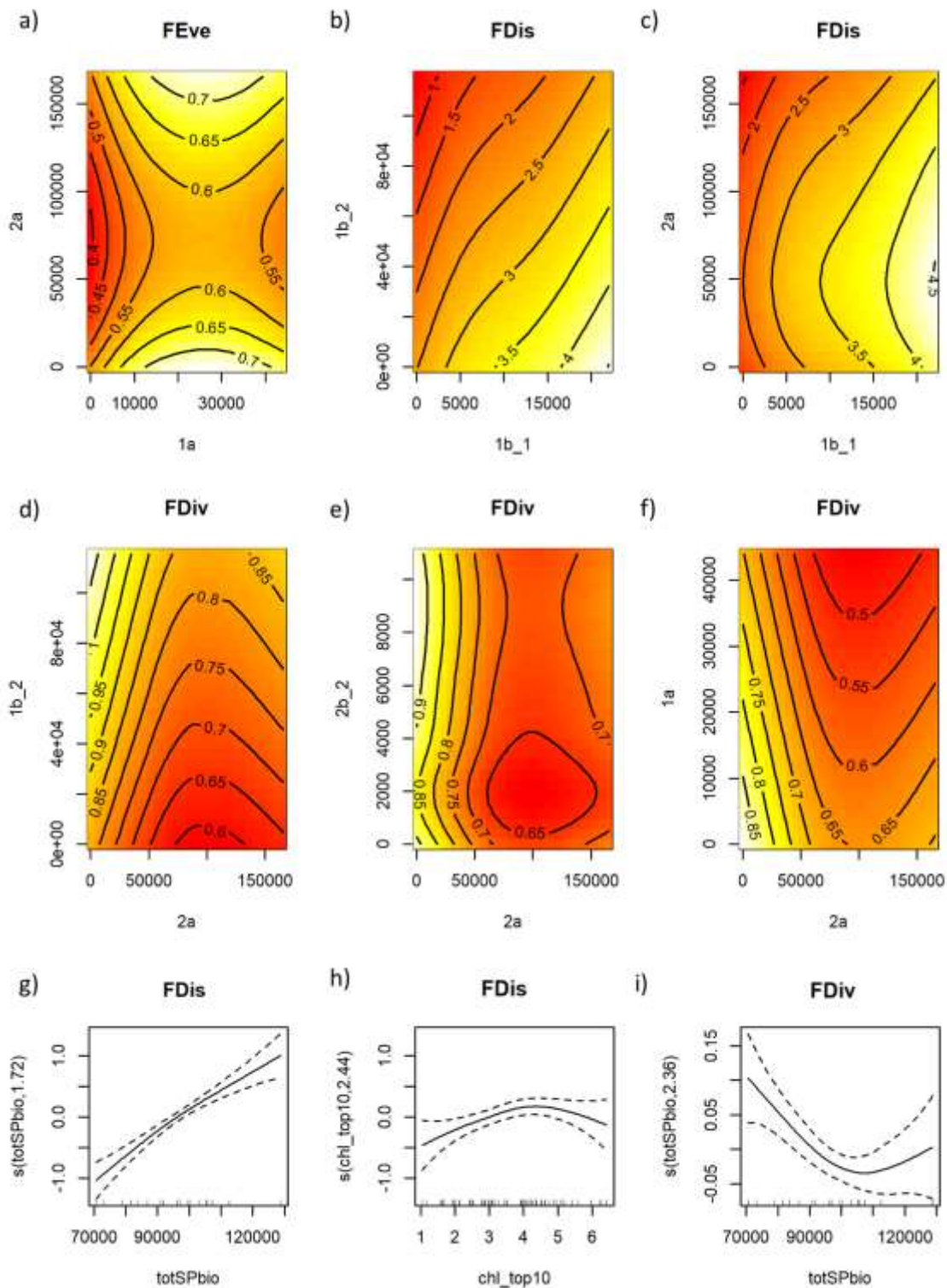
3.31. attēls. Zooplanktona daudzveidības indeksu un biotisko faktoru savstarpējā saistība (PCA analīzes rezultāti) a) visa gada ietvaros un b) augusta mēnesī. Dati no 1993. gada līdz 2018. gadam. Bultas atspoguļo parametra korelāciju ar galvenajām PCA komponentēm (asis); punkti atspoguļo individuālo punktu vērtības komponentē. 1b_1 grupa nav iekļauta, savstarpēji korelē ar 2b_2 grupu

Zooplanktona FD indeksu saistība ar biotiskajiem faktoriem arī izrāda sezonālu mainību (3.31.a attēls). Gada griezumā PC1 dominē zooplanktona FD indeksu vērtību sakarība ar zooplanktona grupas 2b_1 (3.8. attēls) skaita izmaiņām. Kā piemēru ņemam sakarību starp FD_{1S} un 2b_1 skaitu ($R^2=0.2$, $p<<0.001$). Šāda sakarība nav novērojama ($R^2=0.027$, $p=0.213$) analizējot tikai augusta mēnesi (3.31.b attēls), kas varētu liecināt, ka tā ir netieša sakarība, abiem mainīgajiem reaģējot uz sezonālām izmaiņām. FD_{1S} (tāpat kā visi pārējie FD indeksi) pozitīvi korelē ar temperatūru 0-10 m slānī (3.4. tabula), un GAM analīze uzrāda lineāru saistību arī starp 2b_1 indivīdu skaitu un *Temp_top10* ($R^2=0.21$, $p<<0.001$), līdz ar to tieša 2b_1 skaita ietekme gada griezumā uz zooplanktona FD indeksiem ir jāizslēdz.

Lai novērtētu bioloģisko faktoru ietekmi uz zooplanktona funkcionālo daudzveidību jāanalizē starpgadu mainība augustā (3.31.b attēls). PC1 dominē FD_{1V} korelācija ar zooplanktona grupas 2a indivīdu skaitu, kā arī savstarpējā saistība starp zooplanktonu grupām. Lai nodalītu savstarpējās sakarības starp zooplanktonu grupām un precizētu to ietekmi uz zooplanktona FD indeksiem, veikta GAM analīze katram FD indeksam (3.5. tabula).

3.5.tabula. Statistiski būtiskie GAM analīzes rezultāti starp zooplanktona funkcionālās daudzveidības indeksiem un zooplanktona grupām (daļījums kā 3.8. attēlā). Formula – R mgcv paketes funkcijas gam(method="REML") formula. Dev.expl. = ar modeli izskaidrotā datu variācija, procentos

Formula	Parametrs	p-vērtība	Dev. expl.
<i>FEVe</i> ~ s(1a) + s(2a)			20.2%
<i>s(1a)</i>		0.0944	
<i>s(2a)</i>		0.0429	
<i>FD_{1S}</i> ~ s(1b_1) + s(1b_2) + s(2a)			55.1%
<i>s(1b_1)</i>		<<0.001	
<i>s(1b_2)</i>		<<0.001	
<i>s(2a)</i>		0.033	
<i>FD_{1V}</i> ~ s(1a) + s(1b_2) + s(2a) + s(2b_2)			81.5%
<i>s(1a)</i>		<0.001	
<i>s(1b_2)</i>		<<0.001	
<i>s(2a)</i>		<<0.001	
<i>s(2b_2)</i>		0.005	

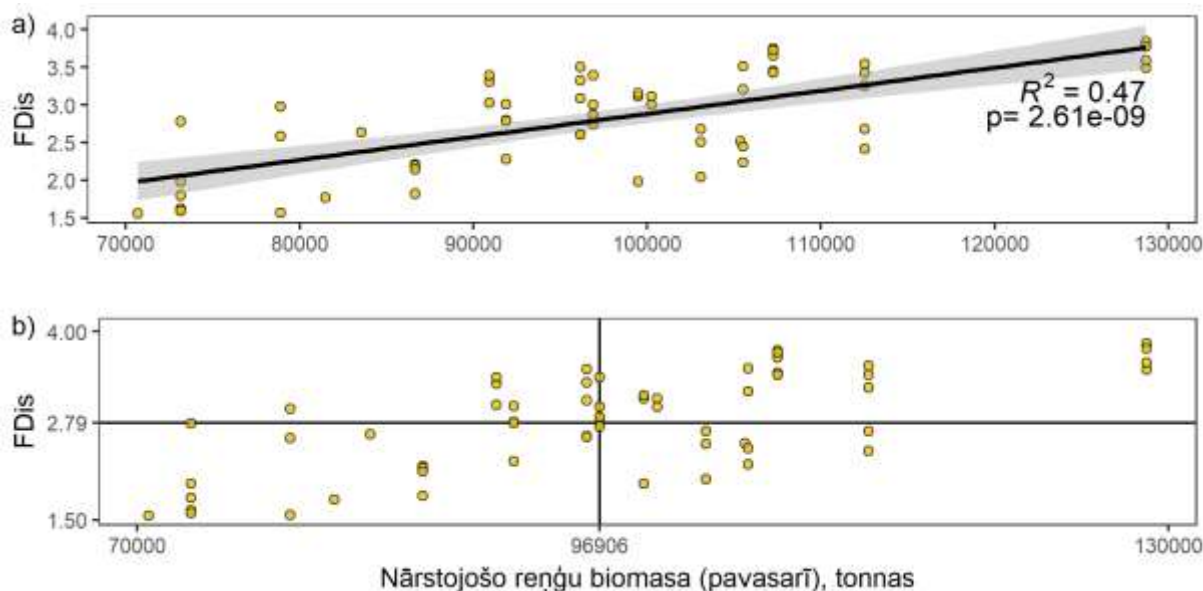


3.32. attēls. **Statistiski būtisko GAM modeļu rezultāti.** a) FEve indekss atkarībā no zooplanktona grupu indivīdu skaita; b-c) FDis indekss atkarībā no zooplanktona grupu indivīdu skaita; d-f) FDiv indekss atkarībā no zooplanktona grupu indivīdu skaita; g) FDis indeksa saistība ar Rīgas līča reņģu nārstojošo biomasu (totSPbio); h) FDis indeksa saistība ar hlorofila-a koncentrāciju virsējā 0-10 m slānī; i) FDiv indeksa saistība ar Rīgas līča reņģu nārstojošo biomasu (totSPbio). Rezultāti analizējami kopā ar modeļus aprakstošajiem parametriem no 3.5. un 3.6. tabulas. a-f) 3-D grafiki: indeksu (izolīniju) vērtības aprēķinātas balstoties uz GAM rezultējošo formulu (predictions). g-i) 2-D grafiki: attēlo tiešo saistību starp parametru (x-ass) un indeksa vērtībām (y-ass, normalizēta)

3.6. tabula. **Statistiski būtiskie GAM analīzes rezultāti starp zooplanktona funkcionālās daudzveidības indeksiem un Rīgas līča vides parametriem.** Formula – R mgcv paketes funkcijas `gam(method="REML")` formula. `totSPbio` – Rīgas līča reņģes nārstojošā biomasa (dati no ICES WGBFAS 2018. gada atskaites) `chl_top10` – hlorofila-a koncentrācija virsējā 0-10 m slānī

Formula	Parametrs	p-vērtība	Dev. expl.
$FD\dot{I}S \sim s(\text{totSPbio}) + s(\text{chl_top10})$			56.2%
$s(\text{totSPbio})$		<<0.001	
$s(\text{chl_top10})$		0.049	
$FD\dot{I}V \sim s(\text{totSPbio})$			21.4%
$s(\text{totSPbio})$		0.006	

Novērota vāja FEVE indeksa saistība ar 1a un 2a zooplanktona grupām (3.5. tabula; 3.32.a attēls). Visizteiktākā saistība ar zooplanktona grupu indivīdu skaitu novērota $FD\dot{I}S$ (izskaidro 55.1% no datu variācijas; 3.32.b-c attēls) un $FD\dot{I}V$ (izskaidro 81.5% no datu variācijas; 3.32.d-f attēls) indeksiem, savukārt saistība ar Rīgas līča reņģu populācijas parametriem novērota $FD\dot{I}S$ un $FD\dot{I}V$ indeksiem (3.6. tabula; 3.32.g-i attēls). Tomēr jānorāda, ka $FD\dot{I}V$ indekss, lai gan saistās ar plašu zooplanktona grupu kopu un tiek izskaidrots par 81.5%, uzrāda vāju saistību ar vides parametriem (3.6. tabula), tāpēc uztverams kā aprakstošs indekss. Savukārt $FD\dot{I}S$ izvērtējams kā vides indikators, jo saistās gan ar zooplanktona taksonomisko sastāvu, gan ar reņģu nārstojošo biomasu, gan ar hlorofila-a koncentrāciju (3.6. tabula).



3.33. attēls. **$FD\dot{I}S$ indeksa vērtību saistība ar nārstojošo reņģu biomasu (pavasārī).** a) lineārās regresijas taisne un attiecīgie koeficienti; b) nārstojošo reņģu biomasas ģeometriski vidējās vērtības un attiecīgās $FD\dot{I}S$ vērtības krustpunkts – references vērtība indikatoram

FDĪS indeksa vērtību izmaiņas augustā visciešāk saistās ar nārstojošo reņģu, respektīvi pieaugušo reņģu biomasu pavasarī (totSPbio). Ar hlorofila-a koncentrāciju, lai gan konstatēta statistiski būtiska sakarība ($p=0.049$), tā ir ļoti vāja un neatstāj gandrīz nekādu ietekmi uz FDĪS aprēķinātajam vērtībām, izmantojot GAM modeli ($FDĪS \sim s(\text{totSPbio}) + s(\text{chl_top10})$; 6. tabula). Līdz ar to tālāk analizēta tikai totSPbio saistība ar FDĪS vērtībām augustā.

GAM analīze starp FDĪS un totSPbio uzrādīja izteikti pozitīvu lineāru reakciju (3.32.g attēls), tāpēc kā atskaites punkts indikatora izveidei pielietota lineārās regresijas metode (3.33.a attēls). Starp abiem parametriem novērota cieša pozitīva korelācija, ko var skaidrot no ekoloģiskā aspekta ar upura-plēsēju attiecībām un upuru-konkurences attiecībām augstas plēsēja kontroles ietekmē (piem., Vandermeer, 2006; Wangersky, 1978). Liela plēsēju radīta mirstība pēc teorijas nodrošina izteiktu iekš-sugas konkurenci, mazinot starp-sugu konkurenci, kas atļauj ekoloģiski un funkcionāli līdzīgām sugām aizņemt vienu un to pašu nišu (Gavina et al., 2018). Šāda populācijas struktūra ir gan bioloģiski, gan funkcionāli daudzveidīgāka, jo vidē ir vairāk sugu (vairāk dažādu funkcionālo pazīmju), tikai to indivīdi ir mazākā skaitā. Šādu saistību var arī novērot GAM rezultātos, kur FDIs indeksa vērtības samazinās, ja zooplanktona populācijā izteikti dominē kāda no grupām (3.32.b-c attēls).

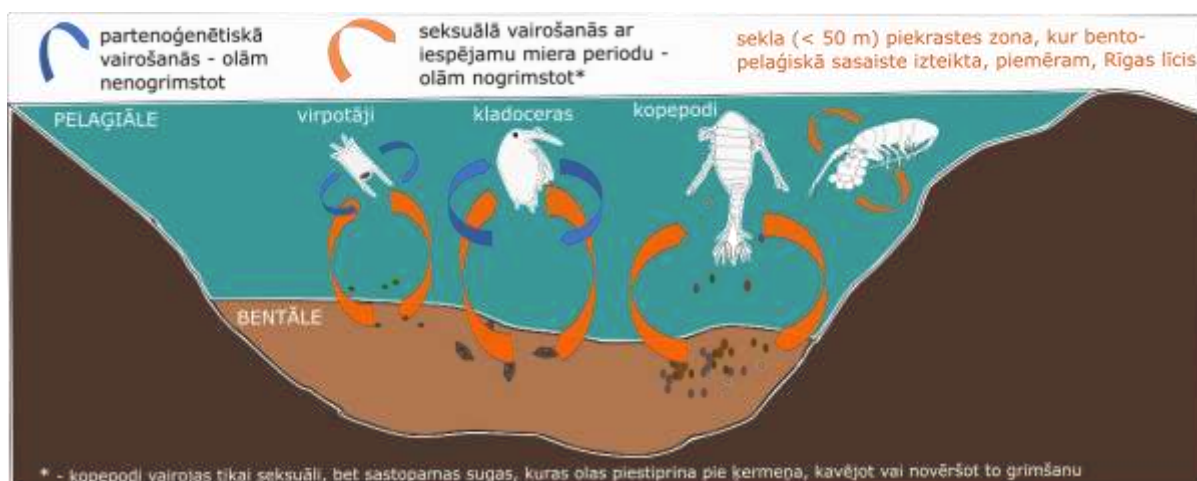
Ņemot vērā novēroto saistību starp FDĪS un totSPbio, par references vērtību nosakām FDĪS vērtību, kas krustojas ar totSPbio ģeometriski vidējās vērtības taisni (3.33.b attēls). Šāda metode izvēlēta, lai nodrošinātu pozitīvā trenda atspoguļošanu, pieņemot, ka gados ar augstu pieaugušo reņģu biomasu zooplanktona populācija tiek kontrolēta tā, ka neizveidojas viena/divu taksonu dominance, bet tiek nodrošinātas brīvās nišas dažādu taksonu attīstībai un kopdzīvei.

4. BENTO-PELĀGISKĀS VIDES SASAISTE RĪGAS LĪČĪ

4.1. RĪGAS LĪČA BENTO-PELĀGISKĀS VIDES RAKSTUROJUMS

Apzinot pelāģisko biotopu stāvokli, 2020. gadā apkopoti un analizēti pieejamie dati par pelāģisko dzīves procesu laikā atstātajām liecībām sedimentos, t.i. apauglotām un nogrimušajām mezozooplanktona olām. Šādi dati var sniegt ieskatu bentiskās un pelāģiskās dzīvotnes sasaistes funkcijās un to efektivitātē, raksturojot bioloģiskās daudzveidības un eitrofikācijas ietekmes aspektus.

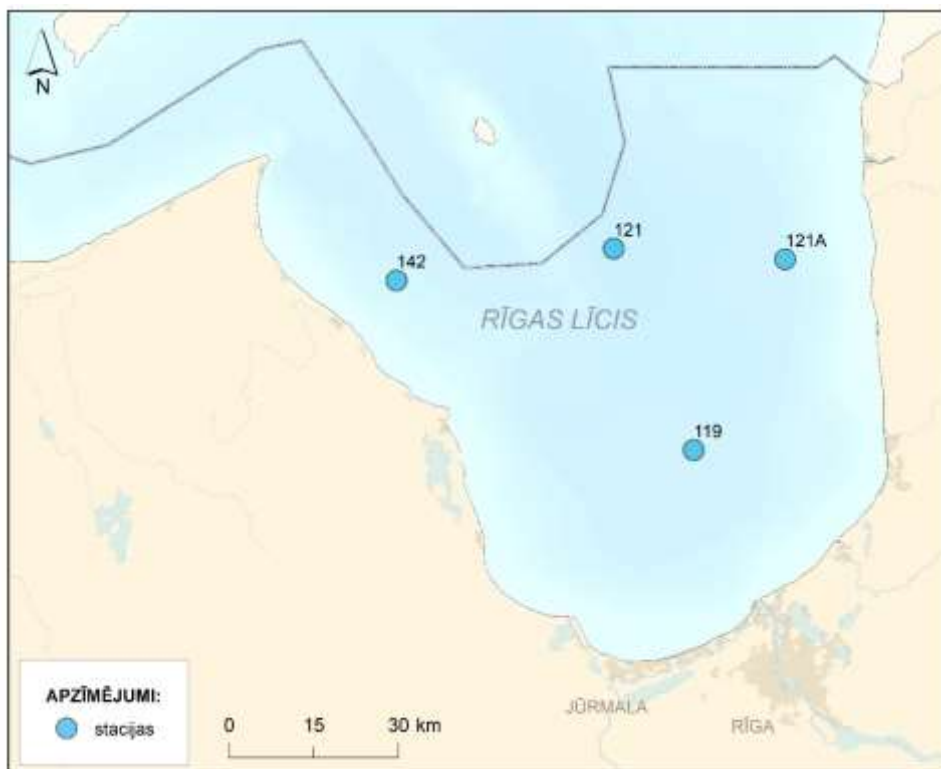
Bentiskās un pelāģiskās dzīvotnes (bento-pelāģiskā) sasaiste ir īpaši cieša un ekoloģiski nozīmīga seklās ūdenstilpēs un piekrastē līdz 50 m dziļumam (Lindley 1990), it īpaši mērenajā un arktiskajā klimata joslā (Brendonck & Meester 2003). Tā tiek veidota kā enerģijas, biomasas, barības vielu vai citu vielu vai daļiņu apmaiņu starp abām dzīvotnēm. Lielākoties tiek uzsvērtā organiskā materiāla (piem., fitoplanktona) sedimentācijas ietekme uz bentisko dzīvotni (Griffiths et al. 2017), kā arī bento-pelāģiskās sasaistes nozīme biogēnu apritē. Tomēr arī bioloģiskie efekti (diennakts vertikālās migrācijas, reprodukcija un citas ar organismu attīstības īpatnībām saistītas plūsmas) spēj veidot ievērojamas organiskā materiāla plūsmas (4.1. attēls). Tomēr to ietekme un ietekmes mainīgums reti ir kvantificēts bento-pelāģisko plūsmu aspektā visā pasaulē, tai skaitā Baltijas jūrā (Griffiths et al. 2017, bet sk. Katajisto et al. 1998).



4.9. attēls. Teorētisks shematisks attēlojums mezooplanktona (virpotāju tips, vēžveidīgo apakštipa kladoceru kārtā un kopepodu jeb airkājvēžu apakšklase) reprodukcijas stratēģijām un to sasaistei ar bentisko dzīvotni (bentāli)

Pelaģisko populāciju reprodukcijā rezultējošās olas visbiežāk nogrimst līdz bentālei pirms izšķilšanās, vietās, kur dziļums nepārsniedz 50 metrus, t.i. piekrastē un citās seklās ūdens tilpēs (Katajisto et al. 1998), tādējādi veidojot "olu banku" sedimentos (Marcus et al. 1994; Hairston Jr. 1996). Olu banka ir atzīta par nozīmīgu faktoru atsevišķu sugu populāciju veidošanā pēc miera perioda, piemēram, pavasarī (Katajisto et al. 1998). Tādējādi olu banka piedalās bioloģiskās (gan tankosnomiskās, gan funkcionālās) daudzveidības uzturēšanas nodrošināšanā (Patterson et al. 2020).

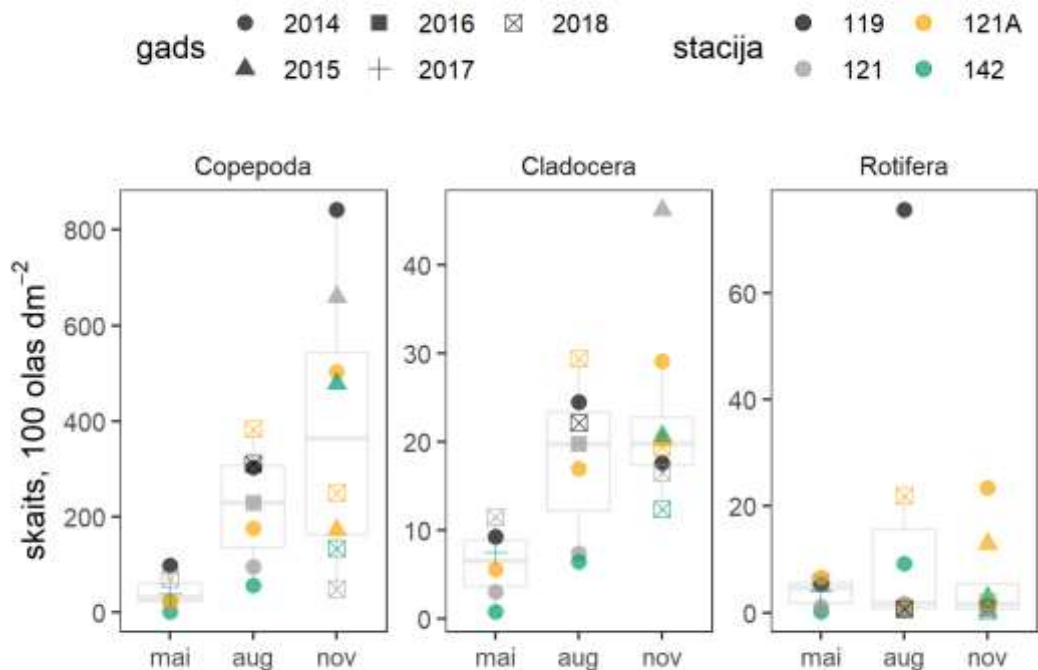
Rīgas līča seklums (līdz 60 m, ar vidējo dziļumu 27 m; Kotta et al. 2008), kā arī tā atrašanās mērenajā klimata joslā nodrošina ciešu saistību starp bentiskajiem un pelaģiskajiem procesiem. Tomēr Rīgas līcī bento-pelaģiskās sakarības un izpausmes nekad nav analizētas. Lai veidotu pamatu bento-pelaģiāles sasaistes indikatora izveidei, pamatojoties uz mezooplanktona olu banku un pelaģisko procesu (aktīvo biomasu) un vides faktoru ietekmēm uz tiem, veikti paraugošanas darbi periodā no 2014. līdz 2018. gadam Rīgas līča atklātajā daļā (4.2. attēls).



4.2. attēls. *Paraugošanas staciju (zilie punkti) lokācija Rīgas līcī. Visas stacijas dziļākas par 40 metriem*

Kopējais zooplanktona olu daudzums Rīgas līča sedimentu virsējā 0-2 cm slānī mainās sezonāli (4.3. attēls). Redzams, ka maijā ir izteikti mazāks olu skaits sedimentos visām trīs taksoniskajām grupām (kopepodiem, kladocerām un virpotājiem). Kā viens no skaidrojumiem šādai dinamikai ir samazināta vai apturēta reprodukcija ziemas laikā lielākajai daļai zooplanktona organismu. Zināms, ka kopepoda *Acartia* sp. un virpotāja *Synchaeta* mātītes var veidot olas visu gadu (Line, Siderevics 1995; Werner, Auel 2004), ieskaitot ziemas periodu. Tomēr jāņem vērā, ka Rīgas līča atklātā daļa, kur šie paraugi ievākti, ziemā ūdens reti aizsalst, tāpēc tur tiek saglabāti turbulenti apstākļi, kas paildzina vai pat aiztur olu grimšanu. Kā arī jāņem vērā, ka nogrimušās zooplanktona olas ir barības objekts bentiskajai meiofaunai un makrofaunai, piemēram, sānpeldēm *Monoporeia affinis* (Viitasalo 2007; Albertsson, Leonardsson 2000; Albertsson, Leonardsson 2001), gliemenēm *Macoma balthica* un mizīdām *Mysis mixta* un *Mysis relicta* (Viitasalo 2007).

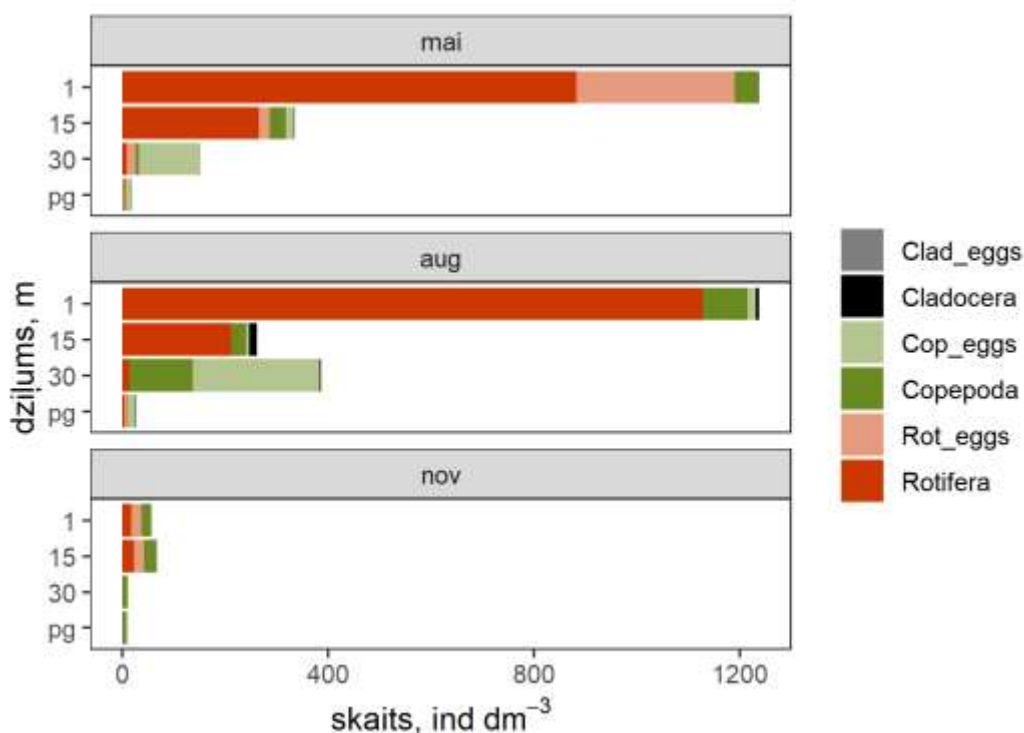
Analizējot olu skaita dinamiku Rīgas līča sedimentos, redzamas atšķirības telpiskajā izkliedē, kā arī starp-gadu mainība (4.3. attēls). Rīgas līča rietumu daļa (stacija 142) izceļas ar zemākajām vērtībām gandrīz visās sezonās un visās mezozooplanktona grupās. Savukārt vislielākās vērtības ar mainīgām tendencēm sasniedz kāda no atlikušajām trīs stacijām, kas atrodas Rīgas līča austrumu un centrālajā daļā. Izteikti, ka austrumu un dienvidu daļas stacijās novērojams visaugstākais virpotāju olu daudzums sedimentos, kas visticamāk ir upju ietekmes dēļ (Ikaunieca 2001), jo virpotāji ir izteikti iesāļūdens un saldūdens iemītnieki.



4.10. attēls. Zooplanktona olu daudzuma sezonālā mainība Rīgas līča sedimentos 0-2 cm slānī. Copepoda – vēžveidīgo apakštipa kopepodu (airkājvēžu) apakšklase; Cladocera – vēžveidīgo apakštipa kladoceru kārta; Rotifera – virpotāju tips

Zooplanktona populācijas vertikālais sadalījums un olu šķilšanās aktivitāte analizēta tikai 2018. gada paraugos. Populācijas vertikālais sadalījums uzskatāmi rāda taksonu uzvedības atšķirības. Virpotāji un to olas, kā arī kladoceras pārsvarā sastopami ūdens virsējos 15 metros, savukārt kopepodi lielākoties dziļākos slāņos, izņemot novembri, kad tie sastopami visā kolonā vienmērīgi (4.4. attēls).

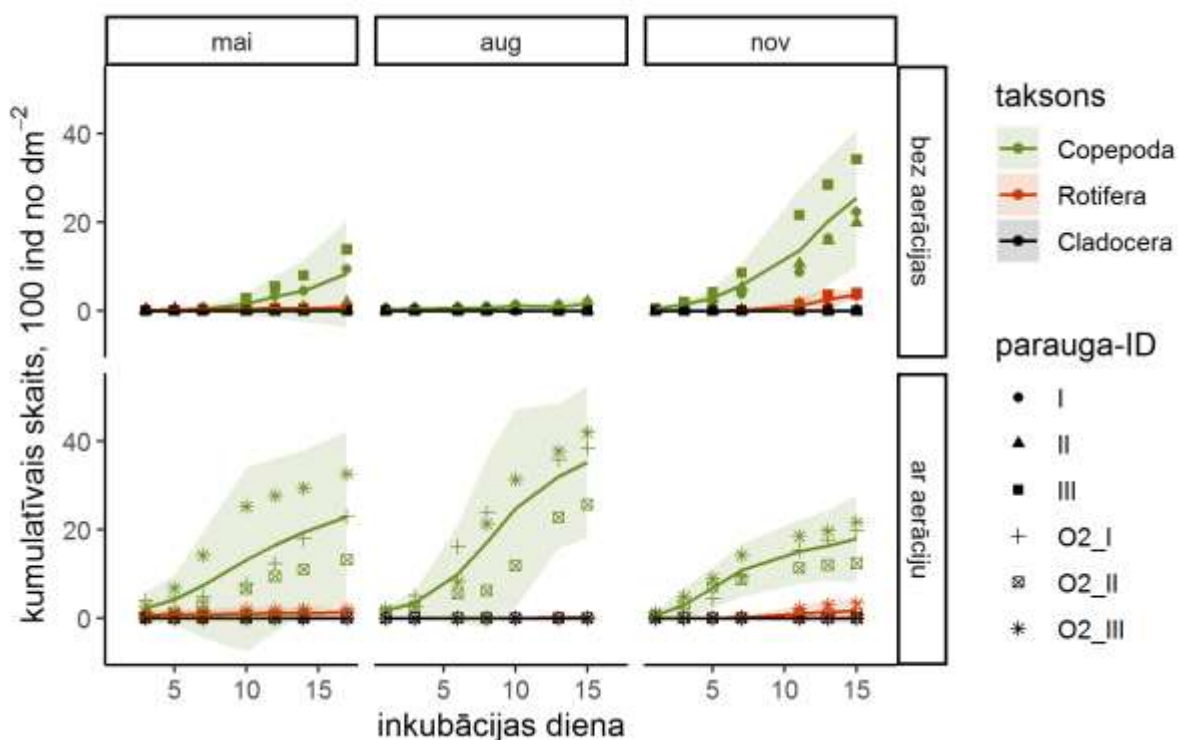
Jāuzsver, ka vairošanās stratēģijās starp zooplanktona galvenajām taksonomiskajām grupām ir atšķirības (4.1. attēls). Virpotāji un kladoceras spēj pielāgoties vides apstākļiem un adaptēt vairošanās stratēģiju no partenogēnētiskās (mātītes veido sev identiskus meitas-oragnismus) uz ģenētisko (mātīte ar tēviņu veido zigotu) vairošanos. Partenogēnētiskā vairošanās ir enerģētiski izdevīgāka, kā arī produktīvāka. Tieši šī iemesla dēļ pie labvēlīgiem apstākļiem virpotāji un kladoceras spēj ātri izveidot lielas populācijas. Tomēr partenogēnētiskās vairošanās rezultātā netiek veidotas olas, kas spēj pārciest ilgākus laika periodus un saglabātos sedimentos. Savukārt kopepodi vairojas tikai seksuāli (ģenētiskā vairošanās), tāpēc likumsakarīgi, ka sedimentos sastopamas visvairāk tieši kopepodu olas (4.3. attēls). Tomēr arī starp dominējošajām kopepodu sugām sastopamas divas atšķirīgas stratēģijas (4.1. attēls) – *Acartia* sp. nērš olas tieši ūdens vidē, pakļaujot tās nogrimšanai, savukārt vasarā dominējošā *Eurytemora affinis* olas piestiprina pie ķermeņa un nēsā maisos līdz tās šķilšanās brīdim.



4.11. attēls. Zooplanktona populācijas sadalījums ūdens kolonā. 1, 15, 30 – attiecīgi dziļumi ūdens kolonā, metros; pg – piegrunts slānis, mainīgs no paraugošanas vietas (~ 40 m)

Sedimentu inkubācijas eksperimenti, rāda, ka visvairāk no sedimentiem šķīļas kopepodu kāpurīti (naupliji) - lielākoties no *Acartia* ģints (4.5.attēls). Tas ir atbilstoši konstatētajai olu bankas dinamikai sedimentos (4.3. attēls) un kopepodu vairošanās stratēģijas specifikai (4.1. attēls). Kā arī inkubācijas rezultāti norāda, ka olu šķīšanās aktivitāti ietekmē piegrunts slāņa skābekļa apstākļi vasaras periodā un piegrunts ūdens temperatūra (4.5. attēls).

Sedimentu inkubācija tika veikta 7°C temperatūrā, lai nodrošinātu optimālus apstākļus, kas veicina strauju olu attīstību, dodot iespēju novērtēt dzīvotspējīgo olu skaitu sedimentu virsējā 2 cm slānī. Temperatūra ir atzīta par galveno faktoru, kas ietekmē olu attīstības ātrumu un līdz ar to šķīšanās aktivitāti kopumā (McLaren et al. 1969; Vandekerkhove et al. 2005; Gilbert, Schröder 2004; Sapanen 2008; Kankaala 1983; Ricci 2001; Schröder 2005). Ūdens skābekļa apstākļi ir otra no svarīgākajiem zooplanktona olu attīstības ietekmējošajiem faktoriem. Nav konstatēta neviena suga, kuras olas šķīļtos bezskābekļa vidē, bet hipoksijas apstākļos (> 0.15 mL/L) novērota aktīva olu šķīšanās (Katajisto 2004).



4.12. attēls. Zooplanktona kāpuru šķilšanās kumulatīvais skaits no sedimentiem (121A.stacija). Copepoda – airkājvēžu kāpuri (naupliji); Rotifera – virpotāji; Cladocera – kladoceras

Inkubācijas laikā katru otro dienu tika nomainīts ūdens pret GF/C filtrātu, lai izsekotu dinamikai. Rezultātos redzams, ka augusta inkubācijā novērojama pozitīva aerācijas ietekme uz kopepodu olu šķilšanās aktivitāti visos trīs atkārtojumos (4.5. attēls), kas varētu liecināt par skābekli kā kontrolējošo faktoru bento-pelaģiskās sasaistes stiprināšanā vasarā. Savukārt novembra inkubācijā, kad O₂ koncentrācija un piesātinājums bija pat vēl zemāks nekā augustā (4.1. tabula), aerācijas ietekme nav novērota, izslēdzot skābekļa apstākļus kā primāri ietekmējošo faktoru. Šie rezultāti atļauj izvirzīt hipotēzi, ka zooplanktona olu resuspensija no turbulences ietekmētiem (oksidētiem) sedimentiem ir noteicošais faktors to šķilšanās aktivitātē un bioloģisko efektu bento-pelaģiskās sasaistes nodrošināšanā.

4.1. tabula. In situ vides apstākļi brīdī, kad ievākti sedimenti inkubācijas vajadzībām

MĒNESIS	SLĀNIS (m)	T	O ₂	O ₂ %
maijs	1	14.5	10.3	149.6
	15	5.9	9.6	114.1
	30	2.4	9.7	104.4
	piegrunts	1.4	4.7	50.2
augusts	1	20.2	5.8	95.1
	15	15.0	5.2	77.4
	30	2.4	7.0	76.4
	piegrunts	2.1	2.4	26.2
novembris	1	8.8	7.4	94.1
	15	8.8	7.3	93.7
	30	8.8	7.2	92.3
	piegrunts	6.0	1.6	19.0

4.2. BENTO-PELAĢIĀLES SASAISTES NOVĒRTĒŠANAS INDIKATORA IZVEIDE

Bento-pelaģiskās sasaistes indikators raksturotu un novērtētu bento-pelaģisko sasaistes funkcionēšanu, sniedzot integrētu ieskatu gan atsevišķos pelaģiskās dzīvotnes procesos, gan bentāles funkcionēšanā. Šāds indikators atbilst vides politikas uzstādījumiem (4.2. tabula). Tomēr, lai pilnvērtīgi spētu pārbaudīt izvirzīto hipotēzi, ka bento-pelaģiskā sasaistes funkcija ir primāri atkarīga no turbulences apstākļiem ūdens kolonā (it īpaši piegrunts slānī), un novērtēt vides ietekmes uz to, kā arī nodrošināt operatīva indikatora izstrādi, bento-pelaģiskās sasaistes izpētes datu ieguve būtu jāturpina ilgtermiņā un regulāri (apsekojot gan zooplanktona olas, gan fitoplanktona cistas sedimentos), piemēram, monitoringa ietvaros. Sedimentu virskārtas regulāra apsekošana (vismaz 4 reizes gadā) ir uzsvērtā vairākos pētījumos (piemēram, Gyllström & Hansson 2004; Rossi & Gili 2009; Jeppesen et al. 2011; Griffiths et al. 2017; Patterson et al. 2020) kā potenciāli vērtīgs aspekts ekosistēmas funkcionēšanas, kā arī pelaģiskās un bentiskās dzīvotnes integrētā novērtēšanā. Lielbritānijas JSD ieviešanas stratēģijas ietvaros bento-pelaģiskā sasaiste tiek vērtēta izmantojot holoplanktona (īstie planktoniskie organismi) un meroplanktona (bentisko organismu kāpuri) attiecību, kā arī diatomu un dinoflagelātu cistu uzskaiti sedimentos (McQuatters-Gollop et al. 2019). Baltijas jūrā monitorēto parametru ierobežojumu dēļ bento-pelaģiskās sasaistes novērtēšanas indikators uz šo brīdi nav ieviests nevienā no iesaistītajām valstīm.

4.2. tabula. *Vides politikas aktualitāte*

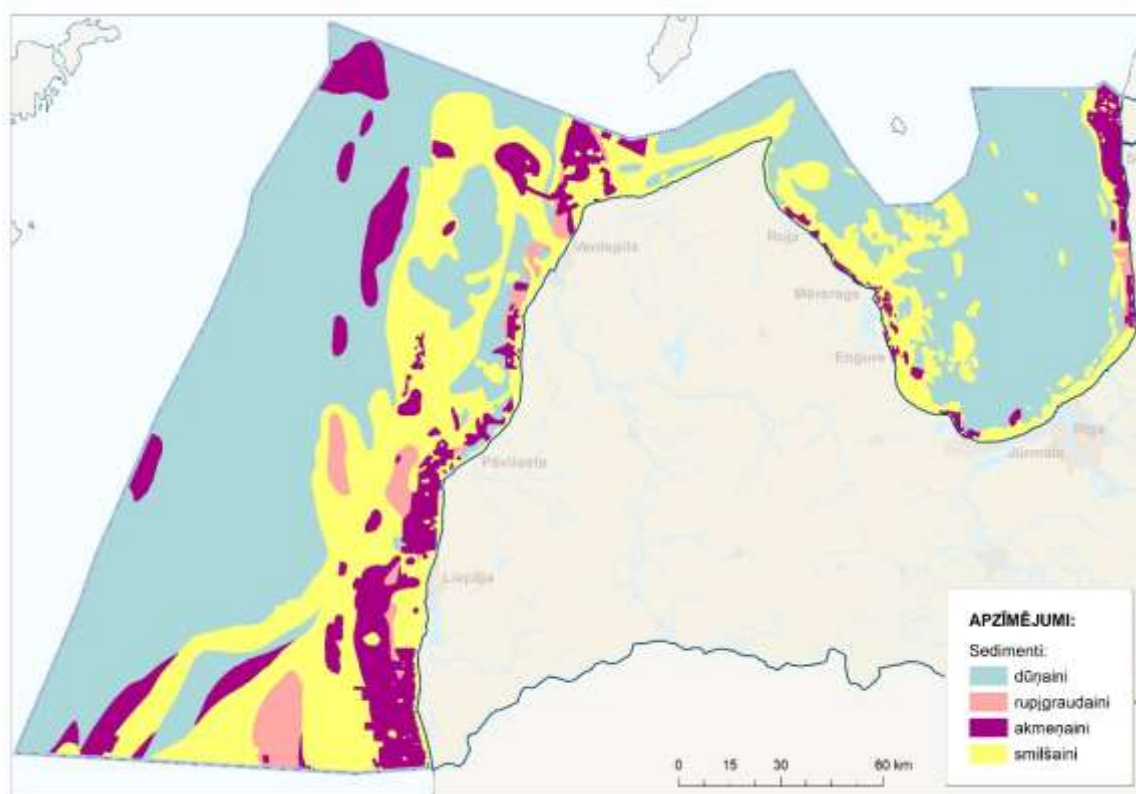
	<i>Primāra nozīme</i>	<i>Sekundāra nozīme</i>
JSD (2017/848/ES)	<p>D1C6: Dzīvotņu tipa stāvoklis (pelaģiskā dzīvotne) – t.sk. tā biotisko un abiotisko struktūru un funkcijas nav skārusi nelabvēlīga ietekme antropogēno slodžu dēļ.</p> <p>D6C5: Dzīvotņu tipa stāvoklis (bentiskā dzīvotne) - antropogēno slodžu dēļ ir nelabvēlīgi ietekmēts dzīvotnes stāvoklis, t. sk. ir mainījusies tās biotiskā vai abiotiskā struktūra un funkcijas.</p>	D5C5: Izšķīdušā skābekļa koncentrācija dēļ bagātināšanās ar barības vielām nav samazinājusies līdz līmenim, kas liecina par nelabvēlīgu ietekmi uz bentiskajām dzīvotnēm (t. sk. saistīto biotu un mobilajām sugām) vai citām eitrofikācijas sekām.
BJRP	<p>Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ūdens kvalitāte nodrošina ekosistēmas integritāti, struktūru un funkcionēšanu • Plaukstošas un līdzsvarotas augu un dzīvnieku sabiedrības 	<p>Biodaudzveidības un dabas saglabāšanas segments:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dzīvotņu, un ar tām saistīto sugu, izplatība, sastopamība un kvalitāte ir saskaņā ar dominējošajiem fiziogrāfiskajiem, ģeogrāfiskajiem un klimata apstākļiem

5. MAKROZOOBENTOSA FUNKCIONĀLĀS DAUDZVEIDĪBAS INDIKATORS

5.1. IEVADS

Jūras gultnes jeb bentiskie biotopi tiek iedalīti pēc to substrāta sastāva divās galvenajās grupās - mīksto grunšu un cieto grunšu biotopi. Pie mīkstajām gruntīm pieder smiltis un dūņas, savukārt pie cietajām gruntīm - gultnes apgabali ar dolomītu, smilšakmeni, oļainu vai akmeņainu klājumu. Pēc biotopu grunts substrāta tiek noteikts to apdzīvojošo augu un dzīvnieku sabiedrību sastāvs un daudzveidība. Saskaņā ar Eiropas savienības aizsargājamiem biotopiem, cieto grunšu biotopi (rifi) tiek iedalīti vienā lielā grupā "akmeņu sēkļi jūrā" (1170). Cieto grunšu biotopi, klasificējot tos tikai pēc substrāta, galvenokārt ir sastopami piekrastes zonā (5.1. attēls).

Jūras biotopi tiek identificēti atšķirīgi kā sauszemes biotopi, jēdziens „veģetācija” tiek interpretēts plašāk, ar veģetāciju saprotot „apaugumu”, jo daļu šī apauguma veido ne tikai augi, bet arī ūdens dzīvnieki. Gandrīz katrā biotopā ir sugas, kurām ir kvalificējoša vērtība – tādas, kuras sastopamas tikai attiecīgajā biotopā vai kuru klātbūtne indicē biotopu. Latvijas aizsargājamo biotopu klasifikācijā tiek izdalīti vairāki apakštipi pēc veģetācijas vai grunts sastāva, piemēram, atklātai iedarbībai daļēji pakļauto cieto iežu rifi ar brūnaļģes *Fucus vesiculosus* veģetāciju vai ar sārtāļģes *Furcellaria lumbricalis* veģetāciju, vai ar divvāku gliemeņu un sprogkājvēžu *Amphibalanus improvisus* apaugumiem, vai bez specifiskas veģetācijas vai apaugumiem.



5.1. attēls. Sedimentu (substrāta) tipu telpiskais sadalījums Latvijas jūras ūdeņos

5.2. FITOBENTOSA UN ZOOBENTOSA SAVSTARPĒJĀ MIJIEDARBĪBA UN NOZĪME JŪRAS EKOSISTĒMĀ

Cieto grunšu ekosistēmā aļģu izplatība ir cieši saistīta ar bezmugurkaulnieku populācijām un ir novērota konkurence par dzīves vietu starp floru un faunu. Makrofītaļģes ir dominējošas mierīgos ūdens apstākļos ar relatīvi zemu viļņu iedarbību un vietās, kur ūdens ir dzidrs. Savukārt samazinoties gaismas caurlaidībai un ūdens caurredzamībai, palielinoties eitrofikācijas līmenim, pieaug bezmugurkaulnieku daudzums un samazinās makrofitisko aļģu izplatība (Le Gal, Derrien-Courtel, 2015). Mainoties makroaļģu augšanas apstākļiem, mainās arī aļģu sugas un tās pavadošās zoobentosa sugas.

Atšķirībā no makrofitiskajām aļģēm, makrozoobentosa attīstībai labvēlīgas ir arī dziļākas piekrastes zonas, kur fotosintēze nenotiek. Arī dziļākās zonās dominējošo vietu un lomu parasti ieņem viena suga, ko sauc par ekosistēmas inženiersugu. Baltijas jūrā un arī Rīgas līcī, arotiskā zonā, par inženiersugu ir uzskatīta gliemene *Mytillus trossulus*, taču šobrīd gan eitrofikācijas, gan intensīvas zivju izēšanas apstākļos *Mytillus trossulus* Rīgas līcī ir zaudējusi savu dominējošo nozīmi. Jau vairākus gadus desmitus Rīgas līcī ir sastopama ekoloģiski līdzīga suga *Dreisena polymorpha*, kas ir invazīva suga un izplatās saldūdeņos, taču ekoloģiskā plastiskuma un augstās sāļuma tolerances dēļ spēj apdzīvot arī iesāļos Rīgas līča ūdeņus, īpaši upju grīvu tuvumā (LHEI, 2019).

Baltijas jūras ekosistēma nepārtraukti mainās, to veicina arī invazīvās sugas apaļā jūras grunduļa *Neogobius melanostomus* izēšanas spiediens un eitrofikācija, kuru pastiprina klimata pārmaiņas (LHEI, 2019). Makrofitisko aļģu un zoobentisko organismu mijiedarbību jūras ekosistēmās aprakstījis Saارينen et al. (2018), secinot, ka dažādu aļģu sugu un ar to saistīto organismu attiecības ir būtiskas nosakot izmaiņas barības ķēdēs klimata pārmaiņu un eitrofikācijas rezultātā, kas ir lielākie novērotie draudi aļģu sugu sastāvā un izplatības izmaiņās Baltijas jūrā, piemēram, daudzgadīgā pūšļu fuka (*Fucus vesiculosus*) audzēs. Pētījumā noskaidrota dažādu aļģu sugu un epifaunas sastāva mijiedarbība, secinot, ka zoobentosa organismi dod priekšroku kādai konkrētai aļģu sugai to izvēloties kā dzīvesvietu, tomēr tikai dažas organismu sugas ir atkarīgas no kādas konkrētas aļģu sugas (Saارينen et al., 2018).

Bioloģisko daudzveidību ietekmē dažādi biotiskie un abiotiskie faktori, tie ir cēloņi izmaiņām bioloģiskās daudzveidības kvalitātē un apdraud to, kā arī lielā mērā uzskatāmi par daudzu organismu izplatību ietekmējošiem faktoriem. Ir veikti pētījumi, kas apstiprina vides faktoru ietekmi uz dzīvo organismu dzīves apstākļu kvalitāti un uz bioloģisko daudzveidību kopumā. Piemēram, Berezina et al. (2016) pētījumā par Somu līci uzskaitīti galvenie piekrastes zonā dzīvos organismus ietekmējošie abiotiskie faktori, tādi kā ūdens sāļums, bezskābekļa zonu rašanās (hipoksija), piesārņojums ar toksiskām vielām, kā arī eitrofikācija un tās izraisītā mikroaļģu ziedēšana. Tipiska dzīvo organismu reakcija uz šīm pārmaiņām vidē ir izmaiņas barības ķēdēs un līdz ar to arī sastopamības izmaiņas, kas vērojamas kā izmaiņas biomasā. Pētījumā tiek piedāvāts izmantot integrētu dzīvotnes stāvokļa novērtējumu, izmantojot fizikāli-ķīmiskos parametrus un bioloģiskos parametrus visos barības ķēdes līmeņos, kas sniegtu objektīvu piekrastes dzīvotņu stāvokļa novērtējumu. Tika indentificēts, ka makrofitiskās aļģes izmantojamas kā indikators īstermiņa vai sezonāla eitrofikācijas līmeņa novērtējumam, bet makrozoobentosa organismi atspoguļo hronisku toksisko piesārņojumu un eitrofikāciju (Berezina et al., 2016).

5.3. INDIKATORU IZMANTOŠANAS PRAKSE EKOĻĪSKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒŠANAI PĒC BENTISKAJĀM SABIEDRĪBĀM

Bentiskās sabiedrības un to daudzveidība tiek plaši izmantotas kā indikatori vides kvalitātes novērtēšanā Baltijas jūras valstīs un arī citu reģionālo jūru valstīs (Moy et al., 2010; Derrien-Courtel et al., 2013; Torn et al., 2017. u.c.). Valstis politiskā līmenī ir ieinteresētas laba ekoloģiskā stāvokļa sasniegšanai visā ūdens objektā. Lai apkopotu jau iepriekš iegūtās zināšanas un sniegtu valstīm iespēju efektīvi novērtēt vides ekoloģisko kvalitāti, ir veikti vairāki pētnieciski projekti par ūdens biotas indikatoriem un to apkopošanu vienotās sistēmās un datu bāzēs, piemēram, BIOMAR, Marmoni, Devotes, Algonomy, u.c. (Feral et al., 2003; Moy et al., 2010; MARMONI, 2012; Teixeira et al., 2016).

Izmantojot indikatoru apkopojumus datu bāzēs, nākamais solis ir konkrētu indikatoru atlase un piemērošanas izpēte vajadzīgajai teritorijai. Igaunijā (Torn et al., 2017) ir izstrādāta metodoloģija, kas paredz biotopu struktūras un funkcionālo novērtējumu, iekļaujot ekoloģiskos kritērijus un references stāvokļa noteikšanas kritērijus. Pētījuma autori akcentē rifu ekoloģisko nozīmību kā augstas bioloģiskās daudzveidības uzturošu biotopu ar augstu primāro produkciju, kā arī tās ir svarīgas zivju barošanās un nārsta vietas, putnu un roņu barošanās vietas. Igaunijā līdzšinējie biotopu kvalitātes vērtējumi balstīti uz nepilnīgu telpisko datu interpretāciju un ekspertu viedokli. Līdzīga situācija ir arī Latvijā, kad būtiskāko novērtējumu veido ekspertu viedoklis, kas balstās uz un vienlaicīgi papildina pieejamos datus. Igaunijas veiktajā pētījumā, kā arī vairākos citos apskatītajos pētījumos (HELCOM, 2007; Kocheshkova et al., 2014), tiek uzsvērtā primāra nepieciešamība definēt biotopu tipu, kam vērojama lokāla atšķirība. Igaunijā rifu tiek definēti kā cieta substrāta dominējošas teritorijas (>50% pārklājums), kuras pārklāj dominējošas tipiskās sugas, kas veido vismaz 10% no pārklājuma, piemēram, *Fucus vesiculosus*. Lai noteiktu biotopa piederību kādam no zonējumiem, tiek izvērtēti arī abiotiskie faktori, kā sāļums, dziļums, viļņu iedarbība, populāciju struktūra (sugu sastāvs un dominance). Tā kā antropogēni neietekmētas vietas references stāvokļa identificēšanai Baltijas jūrā nav konstatējamas, references vērtības tika noteiktas, pamatojoties uz vēsturiskajiem pētījumu datiem. Katram biotopa tipam no analizētajiem datiem tika izrēķinātas 25% un 75% vērtības, uzstādot 75% kā laba stāvokļa vērtību, kā arī atsevišķos gadījumos tika noteiktas augstākas vērtības, balstoties uz eksperta vērtējumu.

Savukārt Francijā ir izstrādāts QISubMac kvalitātes indekss, ar kuru tiek novērtēts vides ekoloģiskais stāvoklis saskaņā ar Ūdens struktūrdirektīvas prasībām. Šis kvalitātes novērtēšanas rīks sastāv no 14 parametriem, tādiem kā viengadīgo aļģu sastopamība, maksimālā dziļuma izplatība, augšanas blīvums, oportunistisko sugu sastopamība, kopējā sugu sastopamība u.c. Šī pētījuma rezultāti uzrādīja ļoti lielu atšķirību starp dažādām paraugošanas vietām, tomēr 83% gadījumu tika sasniegtas ŪSD uzstādītās laba vides stāvokļa prasības. Šis indekss tiek vērtēts kā atbilstošs ŪSD prasībām, iekļaujot makrofītaļģu sugu sastāva novērtējumu un sastopamību, tomēr tiek secināts, ka aļģu bioloģiskā daudzveidība ne vienmēr uzrāda pozitīvu lineāru korelāciju ar ekoloģisko stāvokli. Pētījuma rezultātā tika apstiprināts, ka makrofītaļģu bioloģiskā daudzveidība samazinājusies ļoti piesārņotās vietās vai vietās, kuras potenciāli tiek uzskatītas par antropogēni ļoti ietekmētām, tomēr mazāk ietekmētos apstākļos aļģu bioloģiskā daudzveidība nav uzrādījusi savu maksimumu, tādējādi norādot uz vēl citiem ietekmējošiem faktoriem, kā, piemēram, piekrastes rajonos, kur novērota suspendēto daļiņu paaugstināta ietilpība, konstatēta vislielākā bioloģiskā daudzveidība. Kā trūkumu šim indikatoram var minēt to, ka cieta grunšu ekosistēmā aļģu izplatība ir cieši saistīta ar bezmugurkaulnieku populācijām un ir novērota konkurence par dzīvesvietu starp floru un faunu, savukārt bentiskie dzīvnieki netiek iekļauti

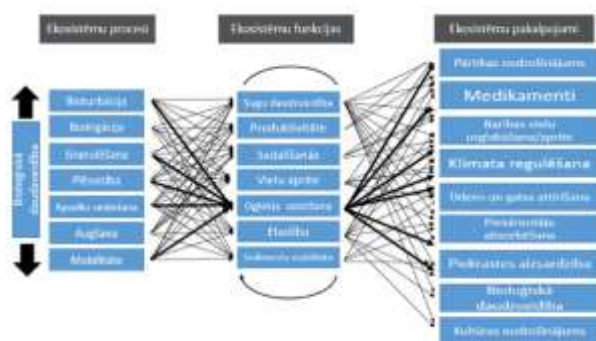
novērtējumā. Makrofītaļģes ir dominējošas mierīgos ūdens apstākļos ar relatīvi zemu viļņu iedarbību un vietās, kur ūdens ir dzidrs, savukārt, samazinoties gaismas caurlaidībai un ūdens caurredzamībai dēļ eitrofikācijas, pieaug bezmugurkaulnieku daudzums un samazinās makrofitisko aļģu izplatība (Derrien-Courtet et al., 2013).

Kā šobrīd visperspektīvākā, jāmin Vācijā izstrādāta multimetriska novērtēšanas sistēma MarBIT (Marine Biotic Index Tool), kas sākotnēji paredzēta un attīstīta kā Baltijas jūras makrozoobentosa ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas sistēma, savukārt ar laiku tā pielāgota Ūdens struktūrdirektīvas prasībām. Šobrīd izstrādātā metode atspoguļo ūdens ekoloģisko stāvokli, tā balstīta uz ekoloģijas principiem - (1) sugu sastāvu, (2) sugu sastopamību, (3) jutīgo sugu proporciju, (4) piesārņojuma indikatorsugu proporciju. References stāvoklis noteikts atsevišķi mīkstajām gruntīm, fitālei un cietajām gruntīm, balstoties uz literatūras analīzi. Šī novērtēšanas metode balstīta uz fundamentālu principu, ka bioloģisku sistēmu sarežģītība pieaug, kad tās attīstās normāli, savukārt cilvēka darbība un tās izraisītās slodzes samazina bioloģisku sistēmu kvalitāti. Ar sarežģītību tiek saprasta bioloģiskā daudzveidība, un katrs biotops ir apdzīvots, ciktāl to atļauj dabas resursi un vides apstākļi (Teschke, Buchholz, 2013).

5.3.1. Bentosa funkcionalitāte kā papildus kritērijs ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai

Latvijā līdz ar cieto grunšu indikatoru aprobēšanu tiek veikti pētījumi bentisko organismu funkcionālo grupu noteikšanai un to nozīmes noskaidrošana jūras ekosistēmu funkcionēšanā. Šī informācija ir būtiska bioloģiskās daudzveidības novērtēšanas kritēriju izvēlei un radīšanai. Funkcionālās grupas tiek definētas kā taksonu grupas, kam ir līdzīgi funkcionālie atribūti, galvenokārt barošanās veids, dzīves veids, barības uztveršanas veids. Ja ir pieejama informācija, iespējams izdalīt vēl detalizētākas grupas, piemēram, izmēru, ilgmūžību, vairošanās stratēģiju.

Ekosistēmu funkcionalitāte ir pētīta dažādos jūru rajonos. Piemēram, Somijas piekrastē Norkko et al. (2016) bioloģiskās daudzveidības – ekosistēmas funkcionalitātes (BEF) pētījumā secina, ka izmaiņas bioloģiskajā daudzveidībā ietekmē ekosistēmas funkcionēšanu un var tikt ietekmēti tādi vērtīgi ekosistēmas pakalpojumi, kā barības vielu reģenerācija, u.c.



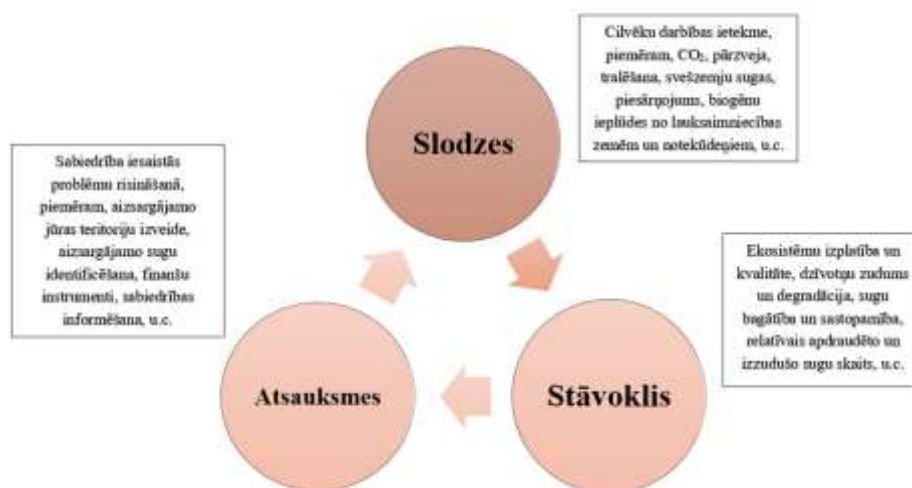
5.2. attēls. *Shematisks BEF paskaidrojums un vēlamā multifunkcionālā pieeja bioloģiskās daudzveidības novērtēšanai (Snelgrove et al., 2014)*

Bioloģiskās daudzveidības samazināšanos raksturo gan tipisko sugu sastopamības samazināšanās, gan arī biomasas samazināšanās, un tika pierādīts, ka tādējādi samazinās arī ekosistēmu funkcionālā efektivitāte un kvalitāte, tostarp produktivitāte un barības vielu aprite ekosistēmā. Galvenais šī pētījuma rezultāts balstīts uz indivīdu ķermeņa masas nozīmi ekosistēmas funkcionēšanā, kas nodrošina dzīvotnes struktūras un funkcionēšanas uzturēšanu, līdz ar to tiek pierādīts, ka indivīdu ķermeņa izmēram ir liela nozīme (Norkko et al., 2016). Bioloģiskās daudzveidības - ekosistēmas funkcionalitāte (BEF) analizēta arī Snelgrove et al. (2014) pētījumā, kur tiek secināts, ka tā attiecas uz bioloģiskās daudzveidības atsevišķiem raksturlielumiem (sugas, dzīvotnes, ekosistēmas), funkcijām (produktivitāte, sadalīšanās, barības tīkli, biotopu veidošana) un to savstarpējo mijiedarbību, kas aprakstīta shematiski (5.2. attēls). Veicot pētījumus, bieži tiek izmantoti vienkāršoti modeļi un kritēriji, kas laboratoriskos pētījumos un eksperimentos manipulē ar sugu sastāvu un tā daudzveidību, kas bieži dod apmierinošu vai labu bioloģiskās daudzveidības novērtējumu (Snelgrove et al., 2014).

5.3.2. Vides indikatora definēšanas un izvēles koncepts

Indikators parasti tiek veidots no reprezentatīviem datiem, kas atlasīti no lielākas datu kopas, kam ir īpaša nozīme, un tas sniedz informāciju par vides stāvokli. Labs ekoloģiskais indikators sniedz iespēju praktiski un droši novērtēt un raksturot ekosistēmas stāvokli un savlaicīgi pamanīt izmaiņas tajā. Tā kā dzīvie organismi ir tie, kas savā dzīves vidē ir pakļauti dažādai ārējai iedarbībai, ir jānodala cilvēka radītās ietekmes no dabiskajām ietekmēm.

Veidojot bioloģiskās daudzveidības indikatoru vai izvēloties jau esoša indikatora pielietojanu, jāizvērtē tā potenciālā pielietojamība. Lai izvēlētos pielietojamo indikatoru cieto grunšu novērtēšanai, tika izstrādāts konceptuāls modelis (5.3. attēls), balstoties uz PSR (Pressure-State-Response) modeli (Slodzes – Stāvoklis – Atsauksmes). Šis modelis balstīts uz konceptu par kauzalitāti, ka cilvēka aktivitātes rada spiedienu uz vidi un izmaina tās kvalitāti un dabisko resursu kvantitāti – stāvokli.



5.3. attēls. Konceptuāls SSA modelis indikatoru izvēlei, izstrādāts pēc Feral et al. 2003

Tālāk, izvērtējot līdzšinējās zināšanas un pieejamo datu kopu, tika izvēlēti un aprobēti sekojoši indikatori Rīgas līča austrumu piekrastē, aizsargājamai jūras teritorijai Salacgrīva-Ainaži:

- Šenona-Vīnera indekss - bioloģiskās daudzveidības indikators;
- PEQI indekss; biotopu novērtējums pēc to veidojošās sugas (Latvijas indikators), sekundārs eitrofikācijas rādītājs;
- Igaunijas indekss (Torn et al., 2017); biotopu kvalitātes novērtēšanas rīks;
- Vācijas indekss multimetrisks vides stāvokļa indikators MarBIT.

5.3.3. Bioloģiskās daudzveidības, sugu bagātības un izlīdzinātības novērtējums pēc Šenona-Vīnera indeksa. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs

Šenona-Vīnera indeksu izmanto vides kvalitātes kontrolei pēc bioindikācijas principa. Šajā gadījumā vērtē nevis vides parametru stāvokli, bet organismu reakciju, ko izsauc vides izmaiņas. Šenona-Vīnera indeksu aprēķina pēc formulas:

$$1) H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i), \text{ kur}$$

S ir sugu skaits

p_i ir indivīdu sugu skaita attiecība pret kopējo sugu skaitu parauglaukumā.

Iegūtās vērtības ir atkarīgas no pētāmās teritorijas un tās individuālajām īpašībām. Kā robežvērtības tika noteiktas Baltijas jūrai izstrādātas vērtības, kas atbilst iesāļiem ūdeņiem (5.1. tabula). Parasti vērtības ir diapazonā no 1-5.

5.1. tabula. H' novērtējuma klases saskaņā ar Zettler et al. (2007) un ŪSD prasībām (EPPD 2000/60/EK)

	Reference	Augsts	Labs	Vidējs	Vājš	Slikts
Šenona-Vīnera daudzveidības indekss H'	>4	>4	≥4-3	≥3-2	≥2-1	>1

Šenona-Vīnera bioloģiskās daudzveidības indekss atspoguļo sugu sastopamības proporciju populācijā. Tā maksimālā vērtība ir sasniedzama tad, ja visu sugu indivīdi sastopami vienādā daudzumā, savukārt viszemākā šī vērtība ir tad, ja paraugs satur tikai vienu sugu. Problemātiska Šenona-Vīnera indeksa pielietošana saskaņā ar Jost (2009) veiktajiem novērojumiem ir tad, ja paraugi ir savstarpēji līdzīgi un iegūtās indeksa vērtības ir ar zemu variāciju. Šādos gadījumos tiek ieteikts izmantot salīdzinājumu starp atšķirīgākiem parauglaukumiem vai paraugu ievākšanas laikiem. Tāpat tiek uzskatīts, ka sabiedrības, kuru Šenona-Vīnera indeksa vērtība pārsniedz 3, uzskatāmas par labā stāvoklī esošām un ar augstu bioloģisko daudzveidību (Jost, 2009). Norvēģu jūrā tiek izmantotas Šenona-Vīnera indeksa

klases, to vērtības ir līdzīgas Baltijas jūrai un pētījumā izmantotajām klasēm, kas ir zemākas par desmitdaļu katrā vērtējuma intervālā (Direktoratsgrupa Vanndirektivet, 2009).

Sugu bagātība jeb maksimālais sugu daudzveidības indekss (H_{max}) atspoguļo sugu sabiedrības ar lielāko iespējamo vienmērīgo sadalījumu. Izmantojot šo indeksu, var noteikt maksimālo iespējamo sugu daudzveidību pie nosacījuma, ka konkrētā parauga ievākšanas vietā visas sugas būtu ar vienādu īpatņu skaitu. Sugu bagātību aprēķina pēc formulas:

$$2) H_{max} = \ln S, \text{ kur}$$

S ir sugu skaits paraugā.

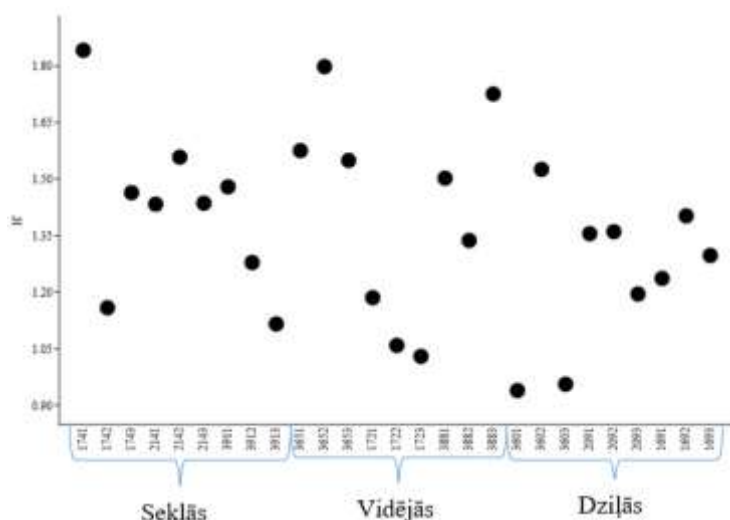
Sugu īpatsvars paraugā, salīdzinot to ar kopējo sugu daudzumu paraugā, tika izmantots kā sugu izlīdzinātības koeficients (E), kura vērtības ir robežās no 0 līdz 1. Jo šī vērtība ir lielāka, jo augstāka ir līdzība starp sugām un to daudzveidību. Šo formulu izskaidro arī statistikas tests SIMPER, kurš uzrāda sugas, kurām ir lielāks svars paraugā. Izlīdzinātības koeficientu aprēķina pēc formulas:

$$3) E = \frac{H'}{H_{max}}, \text{ kur}$$

H' ir sugu daudzveidība paraugā

H_{max} ir sugu bagātības indekss

Lai novērtētu Šenona-Vīnera indeksa pielietojamību Latvijas apstākļiem, tas tika aprobēts pētāmajā teritorijā – Rīgas līča austrumu piekrastē (2018.gadā ievākti paraugi no 9 piekrastes stacijām pa 3 atkārtojumiem, kopā 27 paraugi, 6-20m dziļumā). Tika aprēķināts Šenona-Vīnera indekss Rīgas līča austrumu piekrastē ievāktiem datiem (5.4. attēls) un kā vidējās vērtības katrā stacijā (5.2. tabula). Bentisko organismu bioloģiskā daudzveidība atšķirās atkarībā no dziļuma. Vidējā H' vērtība bija 1,3, zemākā H' vērtība bija 0,9, bet augstākā H' vērtība sasniedza 1,8. Starp Šenona-Vīnera indeksa vērtībām vērojamas ļoti mazas atšķirības vērtējuma skalas robežvērtību kontekstā, tomēr dziļākajās stacijās var redzēt šīs vērtības samazināšanās tendenci. Veicot novērtējumu, visās novērojumā vietās ir konstatēta vāja bioloģiskās daudzveidības kvalitāte pēc izmantojamās novērtējuma skalas.



5.4. attēls. Šenona-Vīnera indeksa aprēķināto vērtību izkliede pa stacijām un pa dziļumiem

Līdzīgi rezultāti novēroti arī Baltijas jūras dienvidu daļā, kur, izmantojot makrozoobentiskās sabiedrības kā indikatoru, ekoloģiskā kvalitāte ļoti variēja un vietām bija zema. Tika secināts, ka teritorijās, kur sāļums nepārsniedza 10 PSU, bija pozitīva saistība starp sugu skaitu, H' , sāļumu un izmantoto bentiskās kvalitātes indeksu un ekoloģiskais stāvoklis bija “slikts”, “vājš” vai “vidējs”. Šajā

vietā H' vērtības svārstījās robežās no 0,06 līdz 4,81, tomēr stacijās, kur sāļums bija zem 10 PSU, labs stāvoklis netika sasniegts, savukārt visaugstākā bioloģiskā daudzveidība novērota stacijās ar visaugstāko sāļumu. Līdz ar to labs un augsts ekoloģiskais stāvoklis saskaņā ar ŪSD nekad netiks sasniegts tādās iesālās ūdens sistēmās kā Baltijas jūra - ar izteiktu sāļuma gradientu, īpaši pārejas zonās un piekrastē. Sāļuma gradients ir dabisks stressors, kas ietekmē bentisko daudzveidību līdzīgi kā to ietekmē cilvēku darbība (Zettler et al., 2007).

5.2. tabula. *Bioloģiskās daudzveidības indeksu aprēķinātās vidējās vērtības katrai stacijai*

Stacija	H'	H_{\max}	E
391 seklā stacija	1,25	2,27	0,39
214 seklā stacija	1,45	2,12	0,58
174 seklā stacija	1,45	2,30	0,46
388 vidējā stacija	1,51	2,40	0,44
172 vidējā stacija	1,26	2,27	0,31
365 vidējā stacija	1,45	2,61	0,38
169 dziļā stacija	1,23	2,69	0,31
209 dziļā stacija	1,17	2,51	0,32
360 dziļā stacija	1,19	2,48	0,27

Aprēķinātais maksimāli iespējamais sugu daudzveidības indekss svārstījās robežās no 2,12-2,69 ar ļoti mazu variāciju. Tādējādi novērtējot sugu maksimāli iespējamo daudzveidību, ja pētāmajā teritorijā visas sugas būtu ar vienādu īpatņu skaitu, var secināt, ka labākais sasniedzamais bioloģiskās daudzveidības stāvokļa vērtējums būtu par vienu klasi augstāks nekā vērtējot pēc Šenona-Vīnera indeksa – “vidējs”. Teorētiski iespējamās maksimālās sugu daudzveidības indeksa vērtības vienmēr ir augstākas par Šenona-Vīnera indeksa vērtībām, jo tās atspoguļo tikai teorētiskas vērtības pie ideāliem apstākļiem, kas dabā reti tiek novēroti.

Izlīdzinātības koeficients variēja robežās no 0,27 līdz 0,58. Pēc iegūtajām koeficienta vērtībām var secināt, ka ir novērojama maza līdzība starp sugām un to bioloģisko daudzveidību, jo neviena no vērtībām netuvojas maksimālai vērtībai “1”. Jo šī vērtība ir lielāka, jo augstāka ir līdzība starp sugām un to daudzveidību.

5.3.4. *Ekoloģiskās kvalitātes vērtējums pēc Latvijas fitobentosa indikatora PEQI. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs*

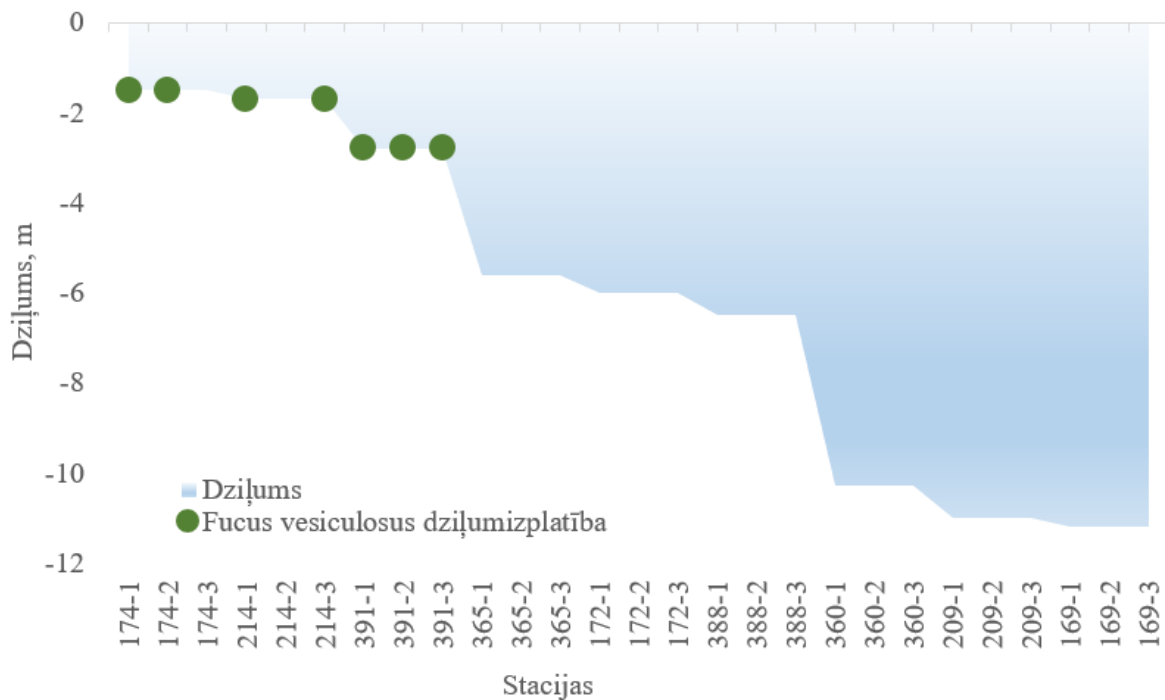
MSFD vajadzībām tika vērtēts Rīgas līča austrumu piekrastes ekoloģiskais stāvoklis, ko netieši ietekmē barības vielu ietekme, izmainot daudzgadīgu jūras aļģu izplatību un sastopamību. Pieaugot eitrofikācijai, samazinās ūdens caurredzamība, kas negatīvi ietekmē bioloģisko daudzveidību piekrastē visas ekosistēmas līmenī. Vides ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai tika izmantoti Latvijas indikatori “*Fucus vesiculosus* maksimālā dziļumizplatība” un “makroveģetācijas maksimālā dziļumizplatība” (5.3. tabula). Katra no iegūtajām vērtībām tika pārrēķināta uz EQR (ekoloģiskās kvalitātes rādītājs) vērtībām, kas svārstās robežās no 0 līdz 1. Lai raksturotu Rīgas līča kopējo ekoloģisko kvalitāti, Latvijā

ir izstrādāts PEQI indekss (Phytobentoss Ecological Quality Index), kas tiek aprēķināts kā vidējā aritmētiskā vērtība no abu indikatoru EQR vērtībām (LHEI, 2014).

5.3. tabula. *Latvijas makrofitu indikatoru ekoloģiskās kvalitātes klašu robežvērtības Rīgas līcim (LHEI, 2014)*

Parametrs	Mērvienība	Reference	Ekoloģiskā kvalitāte				
			Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
<i>Fucus vesiculosus</i> maksimālā dziļumizplatība	m	7	>6,3	6,3-5,3	<5,3-3,9	<3,9-2,1	<2,1
Makroveģetācijas maksimālā dziļumizplatība	m	12	>10,8	10,8-9,0	<9,0-6,6	<6,6-3,6	<3,6
EQR (Ekoloģiskās kvalitātes rādītājs)		1,0	>0,90	0,90-0,75	<0,75-0,55	<0,55-0,30	<0,30
PEQI		1,0	>0,90	0,90-0,75	<0,75-0,55	<0,55-0,30	<0,30

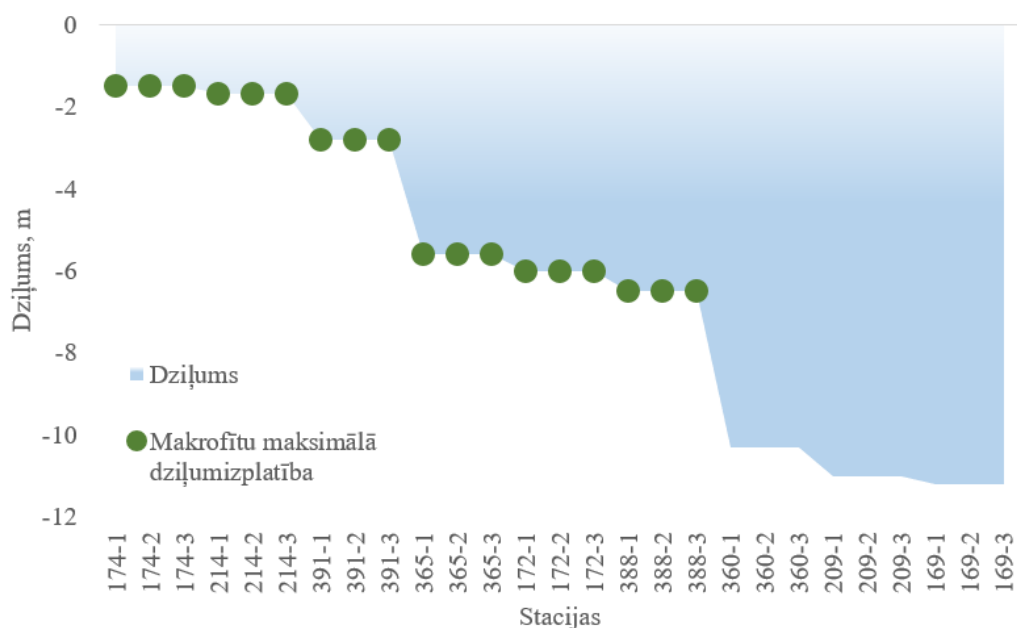
Novērtējot Rīgas līča austrumu piekrastes makroveģetācijas maksimālo dziļumizplatību, iespējams netieši novērtēt un identificēt eitrofikāciju un tās radītās sekas uz bioloģisko daudzveidību, kā arī tādējādi novērtēt bioloģiskās daudzveidības stāvokli un vides ekoloģisko kvalitāti. Pētījuma ietvaros tika analizēti dati par konstatēto piekrastes zonas makroveģetāciju un tās sugu sastāvu. Vērtējot piekrastes zonā dominējošās makrofitiskās aļģu sugas *Fucus vesiculosus* maksimālo dziļumizplatību, tika secināts, ka suga sastopama dziļumā līdz 2.8 m (5.5. attēls). Šāda maksimālā *Fucus vesiculosus* dziļumizplatība norāda uz sliktu ekoloģisko kvalitāti. Pētījuma ietvaros netika veikta paraugu ievākšana dziļuma zonā no 2.8 m līdz 5.6 m un šajā dziļuma zonā nebija iespējams veikt novērojumus par *Fucus vesiculosus* klātbūtni. Ja paraugi būtu ievākti dziļuma intervālā no 3.9 m līdz 5.3 m un *Fucus vesiculosus* klātbūtne tiktu konstatēta, tad būtu iespējams paaugstināt novērtējuma klasi no sliktas uz vidēju. Labas ekoloģiskās klases noteiktajā dziļumā (5.3 m-6.3 m) paraugi tika ievākti un šajā dziļuma zonā *Fucus vesiculosus* klātbūtne vairs netika konstatēta. Paraugu ievākšana tika īstenota pēc standartizētas un universālas bentisko paraugu ievākšanas metodes monitoringa vajadzībām. Konkrēta indikatora vajadzībām tiek pielāgotas specifiskas metodes.



5.5. attēls. *F. vesiculosus* noteiktā maksimālā dziļumizplatība Rīgas līča austrumu piekrastē 2018.g.

Makroveģetācijas maksimālā dziļumizplatība Rīgas līča austrumu piekrastē sasniedza dziļumu līdz 6.5 m (5.6. attēls). Arī šī vērtība saskaņā ar novērtējuma intervālu vērtībām uzskatāma par sliktu ekoloģiskā stāvokļa rādītāju. Tomēr šajā gadījumā iespējams, ka kvalitātes klasi būtu iespējams paaugstināt no sliktas uz vidēju, jo nākamās – vidējas ekoloģiskās kvalitātes klases vērtība ir par desmitdaļu augstāka – sākot no 6.6 m dziļuma. Savukārt pētījuma ietvaros nākamais paraugu ievākšanas dziļums jau bija virs 10 m. Publicētie dati norāda uz to, ka pagātnē veģetācija Rīgas līcī konstatēta pat 11.7 m dziļumā, kas norāda uz notikušajām izmaiņām pētītajā teritorijā (DAP, 2020).

Makroveģetācijas izplatību dziļumā galvenokārt ietekmē gaismas iespiešanās dziļums ūdens kolonnā un to ietekmējošie faktori, piemēram, barības vielu pieaugums, kas veicina nelabvēlīgu epifītu un fitoplanktona produkciju. Tādā veidā samazinās ūdens caurspīdība un sarūk makroalgu augšanas izplatība dziļumā (LHEI, 2019). Līdz ar to var secināt, ka makroveģetācija un tās augšanas dziļums ir ļoti labs vides ekoloģiskās kvalitātes rādītājs. Konstatējot makroveģetācijas maksimālās dziļumizplatības izmaiņas, šo rādītāju var izmantot kā agrās brīdināšanas sistēmu par notiekošām izmaiņām vides stāvoklī.



5.6. attēls. Makrofītisko aļģu noteiktā maksimālā dziļumizplatība Rīgas līča austrumu piekrastē 2018.g.

Pēc *Fucus vesiculosus* un pārējās makroveģetācijas dziļumizplatības identificēšanas šīs vērtības tika pārrēķinātas kā EQR vērtības un aprēķināts PEQI indekss. Vērtējot pēc EQR vērtībām, konstatējama slikta ekoloģiskā kvalitāte abiem indikatoriem, tomēr makroveģetācijas maksimālās dziļumizplatības vērtība ir uz robežas starp sliktu un vidēju ekoloģisko stāvokli (5.4. tabula). PEQI indekss arī norāda uz sliktu ekoloģisko stāvokli, tomēr turpmākajos pētījumos būtu jāņem vērā šīs vērtējuma klases atkarībā no dziļuma. Pētījuma dizaina izmaiņas iespējams mainītu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu. Paraugu ievākšana saskaņā ar LHEI (2019) veiktajiem novērojumiem tiek veikta vietās, kur tā ir iespējama un atbilstoša mērķim. Rifu biotopi mēdz būt mozaīkveida un nepieciešamajā dziļumā var nebūt akmeņu pārklājuma, kur veikt novērojumus.

5.4. tabula. *Fucus vesiculosus* un makroveģetācijas noteiktā dziļumizplatība un aprēķinātās vides kvalitātes vērtības pēc Latvijas fitobentosa indikatora Rīgas līcim

	Noteiktais dziļums, m	Aprēķinātais EQR	Aprēķinātais PEQI	Novērtējums
<i>Fucus vesiculosus</i> maksimālā dziļumizplatība	2.8	0.4	0.47	Slikta ekoloģiskā kvalitāte
Makroveģetācijas maksimālā dziļumizplatība	6.5	0.54	0.47	Slikta ekoloģiskā kvalitāte

Uzlabojot vides stāvokli – samazinot eitrofikāciju un palielinot gaismas iespiešanos dziļumu, tiek sagaidīts, ka *Fucus vesiculosus* izplatības dziļums palielināsies, tostarp palielināsies arī tā telpiskā izplatība (Lappalainen et al., 2018). Piekrastes ekoloģiskā kvalitāte vairākās valstīs tiek vērtēta pēc

makrofitu maksimālās dziļumizplatības un dominējošo sugu maksimālās dziļumizplatības saskaņā ar ŪSD un tiek uzskatīta par labu indikatoru (HELCOM, 2014).

Vienlaicīgi Saarinen et al. (2018) norāda, ka antropogēnas slodzes rezultātā notiek būtiskas izmaiņas makroaļģu sabiedrībās un ir svarīgi novērtēt dažādu aļģu sugu nozīmi epifaunas dzīves vides nodrošināšanā, kā arī to iesaisti piekrastes barības tīklā. Ir izpētīts, ka ir būtiskas atšķirības starp epifaunas sastāvu starp makrofitu sugām, kā *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Cladophora sp.*, *Ceramium sp.* Lai arī epifaunas sugas nav tieši atkarīgas no vienas konkrētas aļģu sugas, aļģu sabiedrības nodrošina epifaunai dzīves vietu. Savukārt aprēķinātais Šenona-Vīnera indekss uzrāda augstāku bezmugurkaulnieku bioloģisko daudzveidību *Fucus vesiculosus* audzēs nekā biotopos, kur dominē viengadīgās aļģes (Saarinen et al., 2018). Izzūdot aļģēm pavisam vai samazinoties dziļumizplatībai, var tikt apdraudēta arī bezmugurkaulnieku bioloģiskā daudzveidība un tās kvalitāte, kā arī ir risks nonākt pie samazinātas daudzveidības zaudējot svarīgu dzīves vietu. Šī pētījuma ietvaros netika izmantota Saarinen et al. (2018) metode specifiskās paraugu ievākšanas dēļ, tomēr tā uzskatāma par potenciāli attīstāmu piekrastes bioloģiskās daudzveidības un ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai Rīgas līča piekrastē un Latvijas jūras ūdeņos, jo sniedz plašu informāciju papildus arī par ekosistēmu funkcijām un enerģijas plūsmu.

5.3.5. Biotopu kvalitātes novērtēšana pēc Igaunijas indeksa (Torn et al., 2017) - Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs

Novērtējums tika veikts izmantojot Torn et al. (2017) izstrādāto multimetrisko indikatoru un pamatojoties uz Kotta et al. (2012) izstrādāto klasifikāciju, kur sugas tiek dalītas 3 grupās - tolerantās, neitrālās un jutīgās. Šāds saraksts ir izveidots pamatojoties uz vēsturiskiem datiem par katras sugas indivīdu biomasas izmaiņām, kas norāda uz sugu jutību pret eitrofikāciju.

Novērtējums sastāv no vairāku pakāpju vērtējuma (5.5. tabula). Pirmajā posmā tika veikts novērtējums staciju līmenī, kur katrs biotopa tips vērtēts kvalitatīvi pēc indikatorsugu klātbūtnes "ir" vai "nav. Tad tika vērtēts indikatorsugu (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria sp.* vai *Mytilus trossulus*, *Dreisena polymorpha*, *Amphibalanus improvisus*) procentuālais (%) pārklājums, kas tika noteikts pēc video filmēšanā iegūtajiem datiem. Ja otrajā posmā iegūtie rezultāti bija vienādi vai lielāki par references vērtību, biotopa kvalitāte tika noteikta kā laba un tālāka vērtēšana netika veikta. Ja references vērtības nebija sasniegtas, tika veikta trešā posma vērtēšana, kur tika vērtēta viengadīgo un daudzgadīgo aļģu proporcija, kura nedrīkstēja pārsniegt references vērtības, jāidentificē jutīgās sugas un jābūt sastopamiem gliemežiem un vēžveidīgajiem (gastropoda, gammaridae un isopoda).

legūstot datus par katru staciju un katru biotopu, tika veikts kopējais novērtējums, kas tika rēķināts kā vidējās procentuālās vērtības starp visām vērtētajām zonām.

5.5. tabula. Trīspakāpu kopējā biotopu kvalitātes novērtēšanas shēma, izstrādāta pēc Torn et al., 2017

Novērtējums staciju līmenī	<i>F. vesiculosus</i> zona – labā stāvoklī, %	Aprēķinātās vidējās vērtības starp visām zonām, %	Labs stāvoklis $\geq 90\%$
	<i>F. lumbricalis</i> zona – labā stāvoklī, %		Nelabvēlīgs – nepietiekami labs stāvoklis $< 90-75\%$
	Mīdiju zona – labā stāvoklī, %		Nelabvēlīgs – slikts stāvoklis $< 75\%$

Novērtējuma gaitā tika identificēti visi nepieciešamie ekoloģiskie kritēriji un bioloģiskie kritēriji tos salīdzinot ar references stāvokli, kas izstrādāts balstoties uz Igaunijas vēsturisko novērojumu datiem. Vērtējums veikts pa soļiem kā tas aprakstīts novērtēšanas metodikā, ievērojot hierarhisku novērtēšanas shēmu, kurā iekļauti parametru būtiskuma līmeņi (Torn et al., 2017). Iegūstot biotopa kvalitatīvu vērtējumu, pēc tā var spriest par vides ekoloģisko stāvokli, balstoties uz dominējošām vai atslēgas sugām, bioloģisko daudzveidību, jutīgo un toleranto sugu klātbūtni.

Tomēr izmantotā novērtējuma sistēma nesniedza izsmeļošu sarakstu ar jutīgo un toleranto sugu dalījumu, kas bija obligāta prasība. Tāpēc tika izmantota citu Igauniju pētnieku izveidota klasifikācija (Kotta et al., 2012), lai izveidotu sugu dalījumu 3 grupās: tolerantās, neitrālās un jutīgās. Jutība šai gadījumā ir pret eitrofikāciju. Pie pirmās grupas pieder oportunistiskas sugas, kas spēj veidot vienas sugas sabiedrības vai izdzīvot ļoti ietekmētos vai izmainītos vides apstākļos. Otro grupu sastāda sugas, kuru biomasas ir palikušas nemainīgas vai līdzīgas vēsturiskajiem novērojumiem, tomēr šīs sugas nav izturīgas pret ļoti augstu vides spiedienu. Trešajai grupai pieder sugas, kuru biomasas salīdzinot ar vēsturiskiem datiem ir samazinājusies, un tās ir jutīgas pret antropogēno slodzi (Kotta et al., 2012).

Fucus vesiculosus zonā, veicot biotopa novērtējumu, pirmajā un otrajā solī references vērtība netika sasniegta. Novērtēšanas metodika paredz, ka tiek veikta trešā soļa novērtēšana, kur obligāti ir jāizpildās visiem kritērijiem. Trešajā solī ir redzams, ka apmierinošas un labas kvalitātes parametrs – daudzgadīgo aļģu pārklājums $\geq 40\%$ - netika sasniegts, līdz ar to biotopa kvalitāte ir uzskatāma par sliktu; tālākie novērtēšanas soļi netiek veikti un pārējie trešā soļa kritēriji nevar uzlabot vērtējumu, pat, ja tie tiek izpildīti (5.6. tabula)

5.6. tabula. *Biotopa ar Fucus vesiculosus veģetāciju trīspakāpju novērtējums*

Stacija	Dziļums	<i>F. vesiculosus</i> sastopamība	Noteiktais <i>F. vesiculosus</i> pārklājums, %	<i>F. vesiculosus</i> pārklājums $\geq 50\%$	Noteiktais daudzgadīgo aļģu pārklājums %	Daudzgadīgo aļģu pārklājums $\geq 40\%$	Sensitīvas sugas (3)	Amphipoda, Gammaridae	Gastropoda	Isopoda	Ekoloģiskā stāvokļa novērtējums
		1.solis	2.solis		3.solis						
391	2.8	+	5	Nav	11	Nav	+	+	+	+	Slihts
214	1.7	+	20	Nav	24	Nav	+	+	+	+	Slihts
174	1.5	+	25+10	Nav	36	Nav	+	+	+	+	Slihts

Furcellaria lumbricalis izplatības zonā novērtējums pirmajā solī visām stacijām tika konstatēts zemāks par references stāvokli (5.7. tabula). Otrajā solī vienai no vērtēšanā izmantotajām stacijām (388) vērtējams parametrs bija lielāks kā noteiktais references stāvoklis, līdz ar to šī biotopa kvalitāte attiecīgajā stacijā tika kvalificēta kā laba. Saskaņā ar novērtējuma metodiku, ja pirmajā vai otrajā solī tiek izpildītas references vērtības prasības, tālāka vērtēšana vairs nav jāveic. 365. un 172. stacijā pirmajā un otrajā solī references vērtības netika sasniegtas, līdz ar to tika veikts tālākais novērtējums trešajā solī, kur jāizpildās visiem kritērijiem un tiem ir jābūt \geq par references vērtību. *Furcellaria lumbricalis* audzēs trešajā solī tika sasniegti visi nepieciešamie kritēriji, līdz ar to rezultātā visās trijās stacijās novērojams labs biotopa stāvoklis.

5.7. tabula. *Biotopa ar Furcellaria lumbricalis veģetāciju trīspakāpju novērtējums*

Stacija	Dziļums	<i>F. lumbricalis</i> sastopamība	Noteiktais <i>F. lumbricalis</i> pārklājums, %	<i>F. lumbricalis</i> pārklājums $\geq 15\%$	Noteiktais daudzgadīgo aļģu pārklājums %	Daudzgadīgo aļģu pārklājums $\geq 60\%$	Sensitīvas sugas (2)	Amphipoda, Gammaridae	Gastropoda	Isopoda	Ekoloģiskā stāvokļa novērtējums
		1.solis	2.solis		3.solis						
365	5.6	+	10	Nav	81	Ir	+	+	+	+	Labs
388	6.5	+	40	Ir							Labs
172	6	+	10	Nav	97	Ir	+	+	+	+	Labs

Mīdiju zonā biotopu novērtējums atbilst labam stāvoklim visās novērojumu vietās (5.8. tabula). Šajā dziļuma zonā katrā no paraugu ņemšanas vietām sastopami indivīdi, kas nepieciešami, lai pirmajā solī

būtu pozitīvs vērtējums. Turklāt arī otrajā solī sastopamas gan sensitīvas sugas, gan sānpeldes, vienādkājvēži un gliemeži. Vērtējot mīdiju zonas biotopa kvalitāti, tiek vienlīdzīgi ņemta vērā gan gliemeņu sastopamība, gan jūras zīļu sastopamība (Torn et al., 2017). Tā kā gliemenes Rīgas līča austrumu piekrastē ir relatīvi maz sastopamas, ja salīdzina ar to sastopamību Latvijas atklātās piekrastes zonā, tad jūras zīles aizņem brīvo ekoloģisko nišu un apdzīvo visas brīvās virsmas. Vērtējot ekoloģiskās vides kvalitātes kontekstā, jūras zīles kā laba stāvokļa kritērijs ir apšaubāms un būtu diskutējams.

5.8. tabula. *Biotopa ar Mytilus trossulus, Dreissena polymorpha un Amphibalanus imrovisus pārklājumu trīspakāpju novērtējums*

Stacija	Dzījums	1.solis		2.solis			Ekoloģiskā stāvokļa novērtējums
		<i>M.trossulus</i> , <i>D.polymorpha</i> vai	Sensitīva sugas (1)	Amphipoda, Gammaridae	Gastropoda	Isopoda	
360	10.3	+	+	+	+	+	Labs
209	11	+	+	+	+	+	Labs
169	11.2	+	+	+	+	+	Labs

Cieto grunšu kvalitatīvs novērtējums parādē, ka katra biotopa tipa novērtējums tiek apvienots vienā kopējā vērtējumā kā procentuāla vidējā aritmētiskā vērtība un rezultātā tiek iegūts cietā substrāta – rīfi (1170) kopējais novērtējums. Veicot kopējo aprēķinu par trīs biotopu tipu vērtējumiem, tika aprēķināts, ka novērtējums starp stacijām sastāda 66% (5.9. tabula). Salīdzinot to ar references vērtībām, Rīgas līča austrumu piekrastes cieto grunšu biotopi vērtējami kā nelabvēlīgā – nepietiekami labā stāvoklī.

5.9. tabula. *Kopējais Rīgas līča austrumu piekrastes biotopu kvalitātes novērtējums pēc Torn et al., 2017*

Novērtējums staciju līmenī			Novērtējums starp stacijām, vidējās vērtības, %	Kopējais rīfu kvalitātes novērtējums
<i>F.vesiculosus</i> zona – labā stāvoklī, %	<i>F.lumbricalis</i> zona – labā stāvoklī, %	Mīdiju zona – labā stāvoklī, %		
0	100	100	66	Nelabvēlīgs – nepietiekami labs stāvoklis <90-75%

Vides ekoloģiskais stāvoklis ir cieši saistīts ar biotopu kvalitāti un bioloģisko daudzveidību. Izmainoties vides ekoloģiskajam stāvoklim, tiek radīta lielāka slodze dzīvājiem organismiem, kas rezultējas kā izmaiņas bioloģiskajā daudzveidībā un biotopu kvalitātes pasliktināšanās.

Biotopa kvalitatīvais novērtējums parādē vizuālu novērtējumu, kā tas saprotams no Torn et al. (2017) publikācijas, balstoties uz videomateriāliem. Pirmajā vērtēšanas posmā, saskaņā ar izstrādāto shēmu, tiek veikts tikai vizuāls novērtējums, parādot fitobentosa pārklājuma vērtības 45% vai 50%, kas ir pārāk tuvas viena otrai, un šādi veikts novērtējums varētu nebūt objektīvs. Autore uzskata, ka šajā

gadījumā būtu pielietojami plašāki robežvērtību intervāli, kas šī paša pētījuma ietvaros izmantoti gala novērtējumam.

5.3.6 Vides stāvokļa novērtēšana pēc Vācijas multimetriskā indeksa MarBIT. Rīgas līča austrumu piekrastes piemērs

Analīzē tika izmantota Vācijā izstrādāta MarBIT programmatūra (*Version 2.97 Macrozoobenthos*), kas sastāv no multimetriska indeksa. Novērtējuma sistēmas pamatā ir datubāze ar autekoloģisku informāciju par Ziemeļjūras un Baltijas jūras bentiskajām sugām, piemēram, biotopa tips, sājums, u.c. Lai iegūtu novērtējumu MarBIT lietotnē, tika sagatavoti nepieciešamie ievades dati un parametri sadarbojoties ar MarBIT programmatūras izstrādātāju Dr.Torsten Berg. Vispirms tika izveidots ievades fails ar sastopamo bezmugurkaulnieku sarakstu (.csv), kas tika importēts un testēts programmatūrā uz sugu sakrītību. Tika veiktas korekcijas saskaņā ar datubāzē esošajiem sugu nosaukumiem un manuāli pievienotas trūkstošās sugas. Tad tika ievadīti un precizēti vides parametri paraugiem, definējot sājumu (5-7‰), substrāta tipu (cietās gruntis), ūdensobjektu (Rīgas līcis). References stāvoklim atbilstoši kritēriji, balstoties uz sugu sarakstu un sastopamību Rīgas līcim, tika ieprogrammēti datu bāzē, un rezultātā tika iegūts automātisks novērtējums saskaņā ar ŪSD definētajām 5 novērtējuma klasēm – augsts, labs, vidējs, vājš, slikts.

Ar MarBIT multimetrisko indeksu novērtēta makrozoobentosa bioloģiskā kvalitāte un Rīgas līča austrumu piekrastes ekoloģiskais stāvoklis saskaņā ar ŪSD. Novērtējums balstīts tikai uz ekoloģiskiem principiem un sastāv no 4 parametriem un kritērijiem – sugu sastāvs, sastopamība, jutīgo un toleranto sugu proporcija.

Sugu sastāvs vērtēts pēc taksonomiskās izplatības indeksa **TSI** (Taxonomic spread index, saukts arī taxonomic distinctness). Tas balstīts uz sugu sastopamību paraugos, katra suga veido taksonomisko koku saskaņā ar datubāzes sugu sarakstu, grupējoties pēc līdzības. Augstākā TSI vērtība, ko iespējams iegūt, saskan ar references sarakstā esošo sugu sarakstu. Savukārt zemākā vērtība ir 0, kad nav sastopama neviena suga, bet katra nākamā suga palielina šo vērtību, veidojot jaunus koka zarus taksonomiskajā kokā. Jo augstāks taksonomiskais līmenis tiek izmantots, jo augstāku ekoloģisko vērtību iespējams iegūt, jo ir iespēja izmantot sugas piederību noteiktai funkcionālai grupai.

Sugu sastopamība tika novērtēta izmantojot individu sastopamības sadalījuma vērtības paraugos. Bentiskajām sabiedrībām, kuras vienlaicīgi ir pakļautas vairāku vides faktoru ietekmei, kur nevar identificēt dominējošo faktoru, visbiežāk ir novērojams **lognormālais sadalījums**. Šis lognormālais sadalījums tika izmantots kā references vērtība, savukārt indekss aprēķināts kā parauga datu vērtību novirze no lognormālā modeļa. Šos aprēķinus lietotne veic balstoties uz Lilliefors statistikas testu.

Jutīgās sugas tika balstītas uz iepriekšējām zināšanām par šo sugu autekoloģiju. Tika identificētas uz piesārņojumu un citiem traucējumiem jutīgas sugas. Veidojot references stāvokļa sarakstu lietotnei, tika izmantota [Kotta et al. \(2012\)](#) izstrādātais sugu jutības/tolerances saraksts Baltijas jūrai – Rīgas līcim. Jutīgās sugas ir pirmās, kas norāda uz vides stāvokļa izmaiņām, - tās izzūd, jo nespēj pielāgoties

dzīvei nelabvēlīgos apstākļos. Indeksa vērtība rēķināta kā novirze no references stāvokļa. Jo mazāk sastopamas jutīgās sugas, jo šis indekss ir zemāks.

Tolerantās sugas noteiktas, balstoties uz to ekoloģiskajām īpašībām, ir sastopamas Rīgas līča austrumu piekrastē. Tās spēj ātri pielāgoties mainīgiem vai sliktiem vides apstākļiem. Jo lielāks toleranto sugu īpatsvars paraugā salīdzinot ar references stāvokli, jo zemāka tiek aprēķināta indekss vērtība.

Visām 4 indeksu vērtībām tiek atvasināta EQR vērtība, pirms tam standartizējot tās intervālā no 0-1, izmantojot lineāro transformāciju. Ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai definētas savstarpēji salīdzināmas klases – 0; 0.2; 0.4; 0.6; 0.8 un 1. Lai iegūtu vienu EQR vērtību, tika izmantoti 4 indeksi un aprēķināta to mediānas vērtība, kas norāda uz galveno tendenci no visiem pētītajiem ekoloģiskajiem aspektiem.

Pirmo reizi Latvijā tika veikts cieto grunšu zoobentosa sabiedrību kvalitatīvs novērtējums pēc ekoloģiskiem parametriem kontekstā ar ES direktīvu prasībām veicot arī vides kvalitātes novērtējumu. Tika izmantota Vācijas monitoringa metode cieto grunšu novērtēšanai ar izstrādāta rīka palīdzību – MarBIT. Tika veikts novērtējums 27 ievāktajiem dzīvnieku paraugiem, šajā novērtējumā bija iespēja iekļaut arī kvalitatīvi uzskaitītos paraugus – sūneņus un hidrozoju.

Lai iegūtu kvalitatīvu un ticamu rezultātu, tika pievienots references saraksts, ar kuru iegūtie rezultāti salīdzināti (5.7. attēls). No references saraksta ir tieši atkarīgs rezultāts. Vispirms programmā tika pievienots references saraksts, kas balstīts uz iegūtajiem datiem, un tas saturēja visas 2018.gada paraugos konstatētās sugas – 29 sugas.

Probe	Referenz	m/s	TSI	LogN	sensitiv	tolerant	MarBIT	Modus	Gewichtung
Novertejums_kopa	Latvia, Hartsubstrat	0.97 (28/29)	1.194	0.626	1.0	0.764	0.941	Mittelwert	Ja
Novertejums_seklas	Latvia, Hartsubstrat	0.76 (22/29)	0.941	0.770	0.810	0.691	0.985	Mittelwert	Ja
Novertejums_videjas	Latvia, Hartsubstrat	0.72 (21/29)	0.875	0.661	0.610	0.676	0.712	Mittelwert	Ja
Novertejums_dzilas	Latvia, Hartsubstrat	0.72 (21/29)	0.863	0.566	0.810	0.676	0.695	Mittelwert	Ja

5.7. attēls. MarBIT novērtējums tikai pēc 2018.gadā konstatēto sugu izstrādāta references saraksta

Novērtējums tika veikts visai paraugkopai (27 paraugiem), kur iegūtais rezultāts uzrādīja augstu ekoloģisko stāvokli, savukārt, sadalot novērtējumu pa dziļumiem, tika iegūts labs ekoloģiskais stāvoklis. Salīdzinot iegūto rezultātu ar pārējo metožu rezultātiem, tika konstatētas izlecošas un pretrunīgas vērtības. Tika identificēta problēma references sarakstā, kas šajā gadījumā nebija pietiekami plašs, lai atspoguļotu vēsturiskus datus. Var uzskatīt, ka izmantotais references saraksts atspoguļo tikai esošos datus nevis neskartas un neietekmētas vides stāvokli.

Lai pilnveidotu references sarakstu un iekļautu tajā sugas, kas varētu būt sastopamas Rīgas līča austrumu piekrastē labākos ekoloģiskos apstākļos, tika pievienotas sugas no vēsturiskiem datiem (2007.-2008.gads), kā arī paplašināts teritorijas areāls, iekļaujot visa Rīgas līča cieto grunšu datus – Saulkrasti, Skulte un Mērsrags (5.8. attēls). Jaunajā references sarakstā tika iekļautas 57 sugas, kas būtu potenciāli sastopamas visā Rīgas līcī mainoties vides apstākļiem. Pēc pilnveidotā novērtējuma

tika iegūts vidējs ekoloģiskais stāvoklis Rīgas līča austrumu piekrastē gan visai teritorijai, gan sadalot to dziļuma zonās, kas ir jau ticamāks rezultāts.

Probe	Referenz	m/s	TSI	LogN	sensitiv	tolerant	MarBIT	Modus	Gewichtung
KopejaisNovertejums	Latvia, Harts substrat	0.49 (28/57)	0.536	0.828	0.329	0.572	0.500	Mittelwert	Ja
NovertejumsSeklas	Latvia, Harts substrat	0.39 (22/57)	0.351	0.770	0.235	0.526	0.428	Mittelwert	Ja
NovertejumsVidejas	Latvia, Harts substrat	0.37 (21/57)	0.429	0.881	0.235	0.519	0.432	Mittelwert	Ja
NovertejumsDzilas	Latvia, Harts substrat	0.37 (21/57)	0.425	0.566	0.235	0.519	0.418	Mittelwert	Ja

5.8. attēls. Pilnveidots MarBIT novērtējums iekļaujot vēsturiskus datus references sarakstā

Paraugu ievākšanas metode paredz, ka paraugā tiek savākta gan epifauna, gan infauna. Rifu sabiedrības tiek raksturotas ar specifisku epifaunu un tās sabiedrībām. Infauna, kas raksturīga mīkstajām gruntīm, labprāt apdzīvos apkārt esošās mīkstās gruntis, savukārt epifauna nespēj apdzīvot mīkstās gruntis. Veicot novērtējumu, ir iespēja izslēgt no references saraksta mīksto grunšu sugas. Šāda metode tiek lietota Vācijā cieto grunšu monitoringa veikšanai. Paraugi tiek ievākti mērķtiecīgi ievācot tikai epifaunu un makroveģetāciju no cietajām gruntīm. Līdz ar to arī novērtējums tiek veikts balstoties tikai uz cieto grunšu sabiedrībām, izslēdzot no references saraksta mīksto grunšu sabiedrības. Šādas izmaiņas references sarakstos ietekmēs novērtējumu veicot to plašākai teritorijai, jo ne visas infaunas sugas būs sastopamas (Berg, 2021). Izmainot references stāvokļa datus analizētajiem paraugiem un izslēdzot no tā mīksto grunšu sugas – infaunu, tika iegūts rezultāts, kas norāda uz vāju ekoloģisko stāvokli vidējās un dziļajās stacijās un vidēju ekoloģisko stāvokli sekļajās stacijās. Veidojot šādu references sarakstu, tika konstatēts, ka tajā vairs nav nevienas tolerantās sugas, tikai jutīgas un neitrālas, kas varētu būt par iemeslu vēl sliktākam novērtējumam. Saskaņā ar metodi un teorētisko pamatojumu šis novērtējums būtu uzskatāms par visprecīzāko un korektāko (5.9. attēls).

Probe	Referenz	m/s	TSI	LogN	sensitiv	tolerant	MarBIT	Modus	Gewichtung
Kopejais_novertejums	Latvia, Harts substrat	0.51 (20/39)	0.457	0.770	0.343	0.3	0.428	Mittelwert	Ja
Seklas_novertejums	Latvia, Harts substrat	0.46 (18/39)	0.388	0.806	0.286	0.3	0.393	Mittelwert	Ja
Videjas_novertejums	Latvia, Harts substrat	0.38 (15/39)	0.386	0.835	0.229	0.3	0.381	Mittelwert	Ja
Dzilas_novertejums	Latvia, Harts substrat	0.36 (14/39)	0.359	0.723	0.229	0.3	0.357	Mittelwert	Ja

5.9. attēls. MarBIT novērtējums izslēdzot infaunas datus no pilnveidotā references saraksta

Izmantojot 2008.gada datus, tika veikts novērtējums Rīgas līča austrumu piekrastes vēsturiskiem datiem (5.10. attēls). Rezultātā tika iegūts sliktāks novērtējums kā 2018.gada datiem. Problemātiska šajā gadījumā ir paraugu atšķirīgā apstrādes metodika starp abiem periodiem. Iepriekš vairākas sugas netika noteiktas līdz sugas līmenim, savukārt 2018.gada datus ir iekļauti organismi, kas noteikti gan līdz sugas līmenim, gan ģints līmenim, piemēram, *Gammarus* sp.. Tas ietekmē novērtējumu pēc jutīguma, pazeminot novērtējuma rezultātu. Sadaļa jutīgas/tolerantas sugas ir jutīga pret sugu

identificēšanas taksonomisko līmeni, līdz ar to 2008. gadā, nosakot vairākus organismus tikai līdz ģints līmenim, nav iespēja identificēt jutīgo sugu īpatsvaru.



Probe	Referenz	m/s	TSI	LogN	sensitiv	tolerant	MarBIT	Modus	Gewichtung
Novertejums_2008	Latvia, Harts substrat	0.33 (19/57)	0.268	0.805	0.188	0.3	0.331	Mittelwert	Ja

Quality bar: sehr gut (high) | gut (good) | mäßig (moderate) | unbefriedigend (poor) | schlecht (bad)

Buttons: Trenner einsetzen, Einträge löschen, Einträge speichern

5.10. attēls. MarBIT novērtējums iekļaujot vēsturiskus datus references sarakstā 2008.gada datiem

Jāsecina, ka ar šo indikatoru iespējams novērtēt arī sekundāras eutrofikācijas sekas, tostarp skābekļa trūkumu, sasilšanu, organisko piesārņojumu (notekūdeņi), morfoloģiskas izmaiņas (kuģošanas ceļi). Tāpat tiek secināts, ka Vācijā izmantotais indikators ir piemērots lokālai izmantošanai un ir grūti paplašināt tā darbības teritoriju (Meyer et al., 2007). Latvijas gadījumā indikators uzrādīja ticamu rezultātu korekti sastādītam references sarakstam un precīzam sugu sarakstam, kas arī ir galvenie faktori laba novērtējuma izstrādei pēc šī indikatora.

Lai iegūtu labu vides stāvokli, nepieciešams sasniegt apmēram 70% no references saraksta sugām pētītajos paraugos. Pētot gliemeņu ekoloģisko stāvokli, tika secināts, ka nepieciešami vismaz 50 paraugi, lai iegūtu pēc iespējas lielāku sugu skaitu, kas atbilstu labam vides ekoloģiskajam stāvoklim. Tomēr šim viedoklim varētu nepiekrīst, ja mērķis ir iegūt objektīvu esošā ekoloģiskā stāvokļa novērtējumu nevis tiekties pēc laba stāvokļa novērtējuma izmantojot manipulāciju ar datiem un paraugu apjomu. Pozitīvi vērtējama atziņa, ka, izmantojot MarBIT novērtējumu saskaņā ar ŪSD, to iespējams pārveidot un pielietot arī Biotopu direktīvas vajadzībām, tādējādi harmonizējot abu direktīvu prasības un vienkāršojot novērtējuma veikšanu (Buttger et al., 2009).

5.3.7. Indikatoru salīdzinājums un izvērtējums

Bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības tiek izmantotas ūdens kvalitātes novērtēšanai, pamatojoties uz dzīvnieku jutību pret piesārņojumu. Turklāt bezmugurkaulnieku sabiedrības atspoguļo kumulatīvo vides stāvokli, reaģējot uz ietekmēm, kas ir bijušas iepriekšējos mēnešos vai pat gados. Novērotās izmaiņas un variācijas sniedz informāciju par ilgtermiņa vides stāvokļa izmaiņām ekosistēmā. Savukārt no pārvaldības perspektīvas vērtējot, ir jāizvērtē, vai pārmaiņas vidē radušās cilvēka darbības rezultātā vai tās veido dabiskais fons (Zettler et al., 2017).

Tiek uzskatīts, ka bentiskie indikatori, kas ir izstrādāti ŪSD vajadzībām, ir uzlabojami, lai veiktu strukturālu un funkcionālu bentisko aspektu novērtējuma iekļaušanu jau JSD kontekstā (Van Hoey et al., 2010). Šī pētījuma ietvaros ir novērtēts vides stāvoklis pēc ŪSD indikatora (PEQI – ŪSD konteksts), pēc bioloģiskās daudzveidības indikatora (Šenona-Vīnera indekss – JSD kontekstā) un pēc bentisko organismu kā biotopu kvalitātes rādītāju (Torn et al., 2017. – BD un JSD kontekstā). Savukārt Vācijas novērtēšanas sistēma (MarBIT) sniedz iespēju novērtēt bentisko sabiedrību kvalitāti (atbilstoši ŪSD un BD) izmantojot direktīvas prasībām atbilstošus kritērijus, kā sugu sastāvs, sabiedrību daudzveidība, funkcionālos un ekoloģiskos rādītājus, kā barošanās, dzīves stratēģijā, un vides ekoloģisko stāvokli

(atbilstoši ŪSD) vērtējot, piemēram, sugu jutību pret vides faktoriem, kā eitrofikācija. Iegūtā novērtējuma rezultāti ir savstarpēji salīdzināmi un tie nav pretrunīgi. Var secināt, ka novērtējums atbilst reālajai situācijai dabā, lai kurš no konceptiem tiktu izvēlēts.

Izvērtējot katra izmantotā indikatora pielietojumu, var secināt, ka iegūtais rezultāts variēja no slihta līdz vidējam, nevienā gadījumā nesasniedzot labu rezultātu. Jo komplicētāks indikators, jo plašāku informāciju tas spēj sniegt, kā tas ir, piemēram, Igaunijas vai Vācijas indikatora gadījumā. Izmantojot ekoloģisko informāciju, tiek iegūta pilnīgāka informācija par norisēm ekosistēmā savukārt PEQI un Šenona – Vīnera indeksa gadījumā novērtējums ir ekonomiski izdevīgāks un relatīvi ātrāks. Jāpiemin, ka jebkura indikatora izvēles gadījumā būtisks ir eksperta vērtējums un viedoklis interpretējot iegūtos rezultātus. Tomēr bioloģiskai daudzveidībai kā vides kvalitātes noteikšanas indikatoram ir atrodamas arī vājās puses. Vairākas Eiropas valstis (Spānija, Francija, Kipra un Grieķija) ir pierādījušas, ka nav konstatēta lineāra sakarība starp bioloģisko daudzveidību un spiedienu uz to. Ir pierādīts, ka pastāv sakarība starp antropogēno spiedienu uz ekosistēmu un bioloģisko daudzveidību, tomēr šī sakarība ne vienmēr ir tieša, lineāra un pierādāma (Van Hoey et al., 2015). Līdz ar to bioloģiskās daudzveidības indikators nav izmantojams izolēti no pārējām vides kvalitātes novērtēšanas metodēm, kā arī izmantojams, lai drīzāk raksturotu bioloģiskās daudzveidības stāvokli nevis lai vērtētu spiedienus uz ekosistēmu.

5.4. MAKROZOOBENTOSA FUNKCIONĀLĀS DAUDZVEIDĪBAS INDIKATORS

5.4.1. *Zonēšana pēc gaismas iespiešanās – fotiskā un afotiskā zona, šo zonu atšķirīgas funkcijas*

Gaismas izplatība ūdenī un dziļākajos ūdens slāņos ir dinamisks un sarežģīts vides rādītājs, kas ir īpaši svarīgs piekrastes ekosistēmām. Gaismas iespiešanās efektivitāte ir mainīga vairākās dimensijās un mērogos – laikā un telpā. Piemēram, Somijas piekrastē fotiskā zona variē no 2,8 m līdz 18 m, vidēji sasniedzot 9,8 m dziļumu (Luhtala et al. 2013), bet Rīgas līcī fotiskā zona nepārsniedz 8-10 m dziļumu, savukārt atklātajā Latvijas piekrastē iesniedzas līdz 16-18 m dziļumam.

Gaismas iespiešanos līdz gruntij nosaka vairāki faktori, kā, piemēram, dziļums, izšķīdusī un suspendētā viela ūdenī, aļģu vai lielu akmeņu aizēnojums, kā arī substrāta slīpums un virziens (Wallin et al. 2011). Būtiskākais faktors, aplūkojot piekrastes bentisko sabiedrību telpisko izplatību un sastāvu, ir dziļums, kas ir tieši saistīts ar gaismas pieejamību. Fitobentosa izplatību nosaka pieejamais gaismas daudzums vidē un tas cieši korelē ar dziļumu kā zemūdens veģetāciju ietekmējošo vides faktoru (Herkul et al. 2016).

Vairākas bioloģiskās funkcijas ūdens ekosistēmās nosaka saules radiācijas iespiešanās dziļums. Fotosintētiski aktīvā radiācija (PAR, 400-700 nm) aptuveni atbilst redzamās gaismas viļņu garumam, kas ir nepieciešama primārās produkcijas nodrošināšanai. Savukārt zemūdens gaismas īpašības nosaka gaismas absorbcija un izkliede. Šo procesu efektivitāti nosaka ūdens optiskās īpašības, kas jāpēta vertikālā, horizontālā un temporālā dimensijā. Dzidros okeāna ūdeņos dominē fotosintētiski aktīvā radiācija (PAR), bet piekrastes ūdeņus parasti ietekmē suspendēto daļiņu klātbūtne (SPM) un izšķīdušais, krāsu veidojošais organiskais materiāls, kas veido arī ūdens brūnēšanu (CDOM) (Luhtala et al. 2013). Gaismas iespiešanās dziļums visbiežāk tiek mērīts ar Seki disku, kas ir standarta parametrs

hidrobioloģijas un ekoloģijas pētījumos. Tas norāda uz ūdens caurspīdību; tā ir salīdzinoši lēta un vienkārša metode, lai kvalitatīvi novērtētu biomasas saturu ūdenī. Baltijas jūrā Seki dziļums ir samazinājies un turpina samazināties. Tas saistīts ar palielinātu primārās produkcijas daudzumu ūdenī un, secīgi, ir izraisījis palielinātu saules gaismas absorbciju ūdens virsējos slāņos, ko absorbē fitoplanktons. Rezultātā ir novērots, ka piekrastes zonā ir samazinājies *Fucus vesiculosus* (Pūšļu foks) augšanas dziļums. Līdz ar to var secināt, ka pieejamais gaismas daudzums ir limitējošais faktors ūdens augu augšanai, pateicoties paaugstinātai pelagiskai primārajai produkcijai (Kratzer et al. 2003).

Baltijas jūrai ir raksturīgs augsts izšķīdušā oglekļa daudzuma saturs ūdenī (CDOM), par kura avotu uzskatāma notece no sauszemes. Tāpat Baltijas jūrā novērotas biežas zilaļģu ziedēšanas epizodes vasaras laikā. Ziedēšanas laikā zilaļģu izveidotā biomasa aizēno dziļākos ūdens slāņus, kā arī absorbē saules gaismu, rezultātā tiek samazināta fotiskā zona, kas rada siltāku virsējo ūdens slāni. Eifotisko zonu un Seki dziļumu Baltijas jūrā iespējams iegūt arī no satelīta datiem, kas satur informāciju par okeānu krāsu. Tādējādi iespējams identificēt zonas, kur fotosintēzi ierobežo pieejamais gaismas daudzums, vai arī vietas, kur novērojama izteikta eitrofikācija (Kratzer et al. 2003). Somijas arhipelāgā veiktajos pētījumos tika noskaidrots, ka no diviem mērījumiem ūdens kvalitātes parametriem, turbiditāte – ūdenī izšķīdušo daļiņu rādītājs, visvairāk ietekmēja ūdens optiskās īpašības piekrastē un iekšējās arhipelāga daļās, savukārt hlorofila fluorescence – fitoplanktona koncentrācijas rādītājs, vislielāko ietekmi radīja atklātajās arhipelāga daļās (Luhtala et al. 2013).

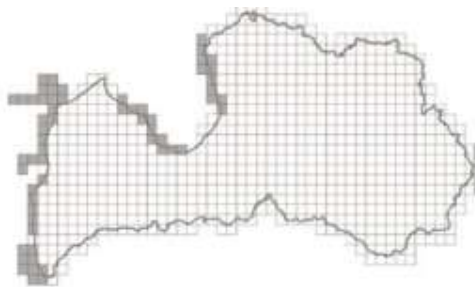
Piekrastes sekļajās zonās, kur ir pieejams visintensīvākais gaismas daudzums, kā arī novērojama vislielākā viļņu darbība, vērojamas viengadīgās zaļāļģes, kam nepieciešamas barības vielām bagātas vietas. Visbiežāk sastopamās viengadīgo aļģu sugas ir zaļāļģes *Cladophora glomerata*, *Cladophora rupestris*, kā arī brūnaļģes *Pylaiella littoralis* un *Ectocarpus siliculosus*. Dziļākās vietās beidzoties zaļāļģu joslai, kur gaismas ir joprojām daudz, bet viļņu iedarbība ir mazāk intensīva, attīstās daudzgadīgās brūnaļģes *Fucus vesiculosus*, kas ir ar cietākiem un stingrākiem laponiem nekā viengadīgajām aļģēm, tie veido blīvas audzes. *Fucus vesiculosus* audzes veido lielāko biomasu visā piekrastē. Brūnaļģu joslai beidzoties, lokalizētas sārtaļģes, kas aizņem visu platību līdz eifotiskā slāņa dziļākajām vietām. Raksturīgākā suga ir *Furcellaria lumbricalis*, ko pavada arī *Vertebrata fucoides* un *Polysiphonia* sugas. Kopā ar sārtaļģēm dziļākajā eifotiskajā slānī sastopama arī brūnaļģe *Battersia arctica*, kas Rīgas līcī ir visdziļāk augošā suga. Makroaļģu augšanas dziļums tiek izmantots kā nozīmīgs eitrofikācijas indikators. Cietais substrāts un tur augošās aļģu audzes veido dzīvotnes makrozoobentosa sugām, kas tās izmanto barībai, slēptuvēm un arī slēpņiem, kā arī mazuļu attīstībai un kā piestiprināšanās vietu, lai iegūtu labvēlīgākus dzīves apstākļus (LHEI 2019). Cieto grunšu ekosistēmā aļģu izplatība ir cieši saistīta ar bezmugurkaulnieku populācijām un ir novērota konkurence par dzīvesvietu starp floru un faunu. Makrofītaļģes ir dominējošas mierīgos ūdens apstākļos ar relatīvi zemu viļņu iedarbību un vietās, kur ūdens ir dzidrs. Savukārt, samazinoties gaismas caurlaidībai un ūdens caurredzamībai un palielinoties eitrofikācijas līmenim, pieaug bezmugurkaulnieku daudzums un samazinās makrofītisko aļģu izplatība (Le Gal, Derrien-Courtel 2015).

5.4.2. Zonēšana pēc grunts sastāva

Jūras gultnes jeb bentiskie biotopi tiek iedalīti pēc to substrāta sastāva divās galvenajās grupās - mīksto grunšu un cieto grunšu biotopi. Pie mīkstajām gruntīm pieder smiltis un dūņas, bet pie cietajām gruntīm - gultnes apgabili ar dolomītu, smilšakmeni, oļainu vai akmeņainu klājumu. Pēc biotopu

grunts substrāta nosaka to apdzīvojošo augu un dzīvnieku sabiedrību sastāvu un daudzveidību. Bentisko biotopu substrāts var būt gan vienlaidus, gan ar jauktu grunts klājuma sastāvu. Vēl viena nozīmīga grupējošā pazīme bentiskajiem biotopiem ir veģetācijas klātbūtne (LR Zemkopības ministrija 2020). Saskaņā ar Eiropas savienības aizsargājamajiem biotopiem, cieta grunšu biotopi (rifi) tiek iedalīti vienā lielā grupā “akmeņu sēkļi jūrā” (1170), bet Latvijas aizsargājamo biotopu klasifikācijā tiek izdalīti vairāki apakštipi pēc veģetācijas vai grunts sastāva (Auniņš 2013). Lai novērtētu biotopa stāvokli vispirms nepieciešama skaidra klasifikācijas sistēma, pēc kuras tiek noteikta biotopa un dzīvotnes piederība noteiktam tipam vai apakštipam. Baltijas jūras aizsardzības komisijas HELCOM veidotā aizsargājamo biotopu klasifikācijas sistēma paredz 6 līmeņu zemūdens biotopu/dzīvotņu noteikšanas sistēmu, kur tiek identificēti abiotiskie faktori, kā substrāts un tā vertikālais zonējums, un biotiskie faktori, kā dzīvo organismu un to sabiedrību struktūra, vērtējot augu un dzīvnieku biomasu un dominējošās sugas (Schiele et al. 2014). Arī Kocheshkova et al. (2014) savā pētījumā atsaucas uz HELCOM biotopu klasifikācijas sistēmu, identificējot biotopus pēc grunts reljefa, sedimentu tipa, gaismas iespiešanās dziļuma, sāļuma, hidrodinamiskajiem apstākļiem un bentisko dzīvotņu struktūras un sastāva (Kocheshkova et al. 2014).

Jūras biotopi tiek identificēti nedaudz atšķirīgi kā sauszemes biotopi, jēdziens „veģetācija” tiek interpretēts plašāk, ar veģetāciju saprotot „apaugumu”, jo daļu šī apauguma veido ne tikai augi, bet arī ūdens dzīvnieki. Gandrīz katrā biotopā ir sugas, kurām ir kvalificējoša vērtība – tādas, kuras sastopamas tikai attiecīgajā biotopā vai kuru klātbūtne indicē biotopu (Auniņš 2013).



5.11. attēls. Septiņas aizsargājamās jūras teritorijas NATURA 2000 Latvijas piekrastē un biotopa akmens sēkļi jūrā 1170 izplatība (Auniņš 2013)

Rīgas līcī cieta grunšu biotopi ir lokalizēti četrās no septiņām Latvijas ūdeņos izveidotām aizsargājamām jūras teritorijām – Rīgas līča Rietumu piekrastē, Vitrupe-Tūja, Selga uz rietumiem no Tūjas un Ainaži-Salacgrīva aizsargājamā jūras teritorijā (5.11. attēls). Teritorijai „Ainaži – Salacgrīva” raksturīgs bagātīgs akmeņu un grants substrāts, uz kura aptuveni līdz 6,5 m dziļumam, atsevišķās vietās līdz pat 11,7 m dziļumam ir sastopama zemūdens veģetācija. Savukārt atklātajā jūras daļā aizsargājamie jūras biotopi aizņem trīs aizsargājamās teritorijas – Akmensrags, Irbes šaurums un Nida-Pērkone (5.11. attēls). Atklātajā jūras daļā no rifi tipiem sastopami tādi biotopi, kā atklātai iedarbībai pakļauto cieta iežu rifi ar *Furcellaria lumbricalis* veģetāciju, atklātai iedarbībai pakļauto cieta iežu rifi ar sprogkājvēžu *Balanus improvisus* apaugumiem un atklātai iedarbībai pakļauto cieta iežu rifi ar divvāku gliemeni *Mytilus trossulus*. Lai arī cietā substrāta biotopi aizņem vairāk kā 90 % no jūras aizsargājamajām teritorijām, Nida-Pērkone jūras aizsargājamajā teritorijā iekļautas arī aizsargājamās mīkstās grunts apmēram 14 ha platībā ar divvāku gliemeni *Macoma balthica*, atklātai iedarbībai daļēji pakļautas mīkstās grunts ar daudzsartārpiem *Pygospio elegans* un *Marenzelleria neglecta* un atklātai iedarbībai daļēji pakļautas mīkstās grunts ar kustīgajām sānpeldēm (DAP 2020). Mīksto grunšu ekoloģiskais stāvoklis, tostarp bioloģiskā daudzveidība, tiek novērtēts izmantojot BQI – bentiskās kvalitātes indeksu, bet cietajām gruntīm izmantojami dažādi indikatori balstoties uz nepieciešamā

novērtējuma sasniedzamo rezultātu – bioloģiskās daudzveidības novērtēšana, eitrofikācijas un citu vides parametru slodzes identificēšana uz biotopu, biotopa kvalitātes vērtējums, grunts integritātes novērtēšana, u.c.

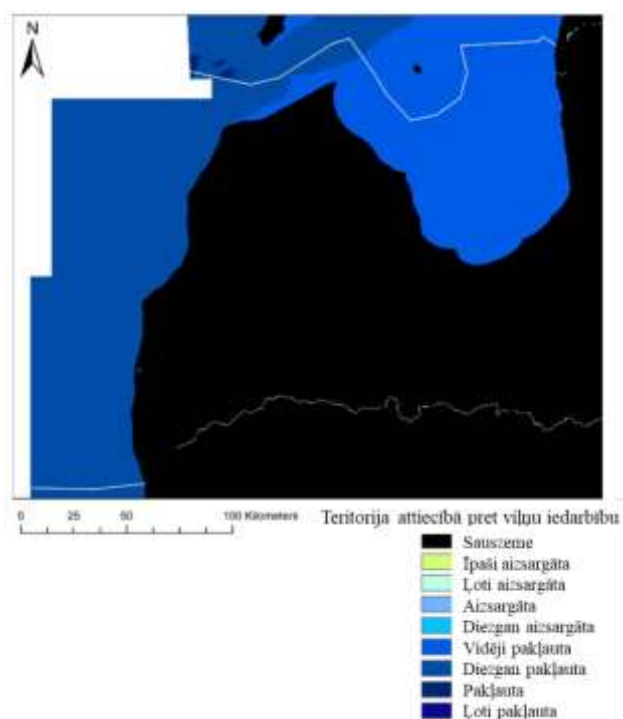
5.4.3. Viļņu iedarbības un reljefa ietekme

Litorāle ir ūdens objekta piekrastes zona, kas atrodas virs kompensācijas punkta, šajā vietā fotosintēzes ātrums sakrīt ar augu elpošanas ātrumu un ir vienāds ar 0. Tas nozīmē, ka litorāle parasti atrodas fotiskajā zonā, kur notiek fotosintēze un iespiežas saules gaisma, līdz ar to viens no raksturīgākajiem biotiskajiem faktoriem ir makrofītisko aļģu veģetācija (Pawlikowski, Kornijov 2019). Tomēr ir zināmi vairāki abiotiskie faktori, kas ietekmē aļģu augšanu un viens no tiem ir viļņu darbība, kas visbiežāk novērojama tieši piekrastes zonā. Viļņu iedarbība ir viens no būtiskākajiem fizikālajiem faktoriem, kas veido jūras vidi reģionālā līmenī un nosaka bentisko sugu izplatību jūras piekrastē. Lai noteiktu, cik lielā mērā katra piekraste ir pakļauta viļņu iedarbībai, tiek izmantoti aprēķinu modeļi, piemēram, Isaews (2004) vienkāršotais viļņu modelis (SWM – Simplified Wave Model), kas ir pielāgots EUNIS dzīvotņu klasifikācijas sistēmai un tiek izmantots daudzās ES valstīs, kā arī uzlabotā modeļa versija – uz viļņu frekvenci balstīts modelis (FBM – Frequency Based Model), kas papildus ietver batimetrijas datus – dziļums, grunts topogrāfija, u.c., tomēr sarežģītākie modeļi paredzēti viļņu fizikālas iedarbības teoriju pierādīšanai nevis ekoloģiskiem mērķiem bioloģisko sabiedrību novērtēšanai un izplatības izskaidrošanai. Ir novērota būtiska saistība starp viļņu darbību un cieto grunšu bentisko organismu sabiedrību sastopamību, izplatību, daudzveidību, sastāvu un produktivitāti. Zemas un vidējas intensitātes viļņu iedarbības līmenis var pozitīvi ietekmēt aļģu sabiedrības nodrošinot labvēlīgu barības vielu plūsmu un veidojot piekrastes bentisko sabiedrību vertikālo struktūru savukārt vietās ar augstāku viļņu iedarbību ir labvēlīga vide makrozoobentosa sabiedrībām, kā gliemenes (Wallin et al. 2011, Sundblad et al. 2014). Hidrodinamiskie apstākļi un vētras var tieši ietekmēt jūras ekosistēmas samazinot gaismas pieejamību saistībā ar sedimentu resuspensiju, kā arī erodēt veģetāciju. Ekstremālu vētru un viļņu iedarbība, piemēram, Igaunijas piekrastē novērota 2-4m dziļumā. Ir novērots, ka fitobentiskās sugas, kas cietušas no vētras, parasti atjaunojas nākamajā veģetācijas periodā un šādās zonās novērojama visaugstākā bioloģiskā daudzveidība (Herkul et al. 2016). Arī sesīliem jūras organismiem, pie kuriem pieskaitāmas galvenokārt gliemenes un jūras zīles, ūdens masu kustībai ir būtiska nozīme, tā nodrošina reprodukciju, tostarp kāpuru pārnesei un nārstošanas sekmes kopumā. No vienas puses, intensīva viļņu darbība sekmē sēdošu organismu resursu atjaunošanos un nodrošina ar barības vielām, bet no otras puses - atklātos krastos ar augstu viļņu iedarbību var sekmēt bojāeju, izmainītu izmēru struktūru pielāgojoties intensīvai viļņu iedarbībai, kā arī negatīvi ietekmēt biomasu. Pētījumos ir pierādīts, ka viļņu iedarbība ir nozīmīgs faktors gliemeņu izplatībai un izmēru struktūrai akmeņainos biotopos – jo augstāka viļņu iedarbība, jo blīvākas gliemeņu audzes, savukārt to izmēri samazinās līdz ar viļņu iedarbības intensitāti. Gliemeņu biomasa savu maksimumu sasniedza vidējas viļņu iedarbības zonā samazinoties uz zemas un augstas viļņu iedarbības virzienā (Westerbom, Mattu 2006).

Ekoloģijā sākotnēji tika izmantoti vienkārši kartogrāfiski modeļi, lai ar to palīdzību skaidrotu bentisko sabiedrību izplatību. Šādi modeļi tika balstīti uz vienkāršiem aprēķiniem un maza apjoma viegli pieejamiem datiem par piekrastes struktūru un vēja ātrumu, virzienu. Aprēķins tiek veikts vairākos posmos, kur vispirms jūras/sauszemes teritorija tiek sadalīta šūnās (piem. 500m vai 100m), tad tiek

aprēķināta viļņu iedarbība, piemēram, izmantojot atklātā ūdens attālumu, uz kuru var iedarboties vējš un var veidoties viļņi, tad tiek izmantotas vidējās vēja virziena un ātruma vērtības izvēlētajās stacijās un visbeidzot tiek aprēķināta viļņu iedarbība izmantojot empīrisku formulu (Wijkmark, Isaeus 2010). Ir pētījumi, kuros tiek izmantoti viļņu augstuma aprēķini paraugu ievākšanas brīdī, kas ir īslaicīgi novērojumi. Šajā gadījumā tiek izmantots viļņa augstuma mērījums (HS), maksimālais viļņu augstums (Hmax) un aprēķinātais viļņa augstums (HS, calc.), kas tiek noteikts kā 1/3 vidējā vērtība no augstākajiem viļņiem visā to spektrā. Lai šādi noteiktu viļņu iedarbību, tiek izmantots spiediena sensors (von Ronn et al. 2021).

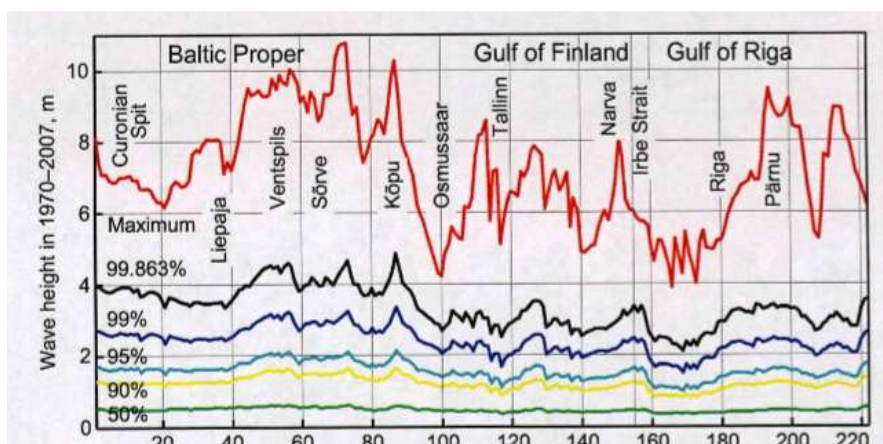
Baltijas jūrā novērojamas plašas un seklas piekrastes joslas, kur dominē fitobentosa sabiedrības un to pavadošās zoobentosa sugas. Dažādu faktoru ietekmē, salīdzinot ar jūras vidi citviet pasaulē, šajās sabiedrībās ir novērojama zema bioloģiskā daudzveidība. Plašākā mērogā bentisko sabiedrību struktūru nosaka fizikāli faktori, kā gaismas iespiešanās dziļums, ūdens kustības un substrāta tips (Wallin et al. 2011). Latvijas atklātā jūras piekraste saskaņā ar aprēķinātajām vērtībām ir diezgan būtiski pakļauta viļņu iedarbībai, bet Rīgas līča piekraste ir vidēji pakļauta viļņu iedarbībai (5.12. attēls) (Wijkmark, Isaeus 2010).



5.12. attēls. *Aprēķinātā viļņu iedarbība Latvijas piekrastei saskaņā ar EUNIS klasifikāciju (Wijkmark, Isaeus 2010)*

Kopējo viļņu iedarbības intensitāti piekrastē nosaka viļņu lūšanas dziļums un tas ir uzskatāms par piekrastes procesu raksturojošo elementu. Viļņu lūšanas dziļums norāda uz ūdens dziļumu, līdz kuram spēj iedarboties vētras radītie viļņi un ietekmēt piekrastes grunts un piegrunts slāni, nodrošinot līdzsvara profilu. Smilšainās piekrastēs ūdens masu kustības, viļņi un vētru radītie viļņi nodrošina nemainīgu krasta formu, kas tiek saukts par līdzsvara profilu. Viļņu lūšanas dziļums ir izmantojams, lai noteiktu piekrastes morfordinamiskos apstākļus, pludmaļu piebarošanas vai erozijas līmeni, kā arī aprēķinātu sedimentu budžetu. Jūras virzienā no viļņu lūšanas dziļuma, viļņi var pārvietot sedimentus un smiltis, bet nespēj uzturēt specifisku grunts profilu. Viļņu augstuma robežvērtība Rīgas līcī ir zem

4m, atklātajā piekrastes daļā ir robežās no 4m līdz 5m (5.13. attēls). Savukārt viļņu lūšanas dziļums atklātajā piekrastē ir >5m, piemēram, Ventspils piekrastē sasniedzot 7m dziļumu, bet Rīgas līcī tā ir <5m, Rīgas līča Rietumu piekrastē sasniedzot vien 3m dziļumu (5.14. attēls) (Soomere et al. 2013).



5.13. attēls. Modelēts viļņu augstums piekrastes zonā laika posmā no 1970.gada līdz 2007.gadam (Soomere et al. 2013)



Izmaiņas ekosistēmā rada daudzi cēloņi un to summāra ietekme. Vidi ietekmējošie faktori var būt gan dabiskas izcelsmes, gan cilvēka radīti. Ekosistēmu produktivitāte, ko var izteikt kā ekosistēmas atslēgas elementu biomasu, ir pieaugusi līdz ar barības vielu paaugstināšanos, veidojot primāru ietekmi. Ar bioģeoķīmisku modeļu palīdzību ir noteikts, ka barības vielu koncentrācija (izšķīdušais neorganiskais slāpeklis un izšķīdušais neorganiskais fosfors), temperatūra un nozveja izskaidro lielu daļu no ekosistēmas dinamikas (Tomczak et al. 2021).

Saskaņā ar ANO vides programmu vairāk kā 50% no pasaules iedzīvotāju apdzīvo un koncentrējas piekrastes teritorijās ne tālāk kā 60 km no bāzes līnijas. Līdz ar to tieši piekrastes teritorijas tiek visvairāk pakļautas antropogēnai slodzei, kā apbūve un urbanizācija, rūpniecība un dabas resursu pārmērīga izmantošana, kas rezultātā degradē jūras ūdeņu ekosistēmas (Villnas et al. 2017).

Ir izpētīts, ka eitrofikācijas rezultātā ir notikusi pāreja no bentisko sistēmu dominēšanas uz pelāģisko sistēmu dominanci jūrā savukārt piekrastes zonā novērojams pretējs efekts – samazināts barības vielu daudzums. Pēdējā gadsimta laikā ir mainījusies barības ķēžu uzbūve Baltijas jūras ekosistēmā, pārejot no zemas produktivitātes sistēmas, kur bentiskajiem komponentiem bija liela ietekme uz barības vielu pārnesi ekosistēmā uz produktīvu sistēmu, kur ir zema pelāģisko-bentisko sistēmu sasaiste un augsta pelāģisko elementu dominance. Eitrofikācija ir ne tikai izmainījusi barības ķēdi Baltijas jūras ekosistēmā, bet arī izmainījusi galvenos regulējošos faktoros no sājuma un temperatūras uz skābekli (Tomczak et al. 2021).

Plekstu zveja būtiski ietekmējusi tās mērķa sugas visā iepriekšējā simtgadē, savukārt brētliņu un mencu zvejas izraisītās negatīvās sekas kļuva pamanāmas tikai pēc 1970. gada, kad tika mainītas mērķa sugas no plekstēm un reņģēm uz mencām un brētliņām. 20.gs. sākumā plekstu nozveja ($50,000 \text{ t/g}^{-1}$) bija līdzīga plekstu nozvejai ($60,000 \text{ t/g}^{-1}$) un samērā zems spiediens bija uz mencu nozveju ($10,000 \text{ t/g}^{-1}$), savukārt vēlākos periodos palielinājās tieši mencu nozveja ($20,000 \text{ t/g}^{-1}$), kas bija galvenais antropogēnais spiediens, kas noteica mencu krājuma stāvokli visā Baltijas jūrā (Tomczak et al. 2021).

Bioloģisko daudzveidību ietekmē dažādi biotiskie un abiotiskie faktori, tie ir cēloņi izmaiņām bioloģiskās daudzveidības kvalitātē un apdraud to, kā arī lielā mērā uzskatāmi par daudzu organismu izplatību ietekmējošiem faktoriem. Ir veikti pētījumi, kas apstiprina vides faktoru ietekmi uz dzīvo organismu dzīves apstākļu kvalitāti un uz bioloģisko daudzveidību kopumā, piemēram, Berezina et al. (2016) pētījumā par Somu līci uzskaitīti galvenie piekrastes zonā dzīvos organismus ietekmējošie abiotiskie faktori, kā ūdens sājums, bezskābekļa zonu rašanās (hipoksija), piesārņojums ar toksiskām vielām, kā arī eitrofikācija un tās izraisītā mikroaļģu ziedēšana. Tipiska dzīvo organismu reakcija uz šīm pārmaiņām vidē ir izmaiņas barības ķēdēs un līdz ar to arī sastopamības izmaiņas, kas vērojamas kā izmaiņas biomasā. Tika indentificēts, ka makrofitiskās aļģes izmantojamas kā indikators īstermiņa vai sezonāla eitrofikācijas līmeņa novērtējumam, bet makrozoobentosa organismi atspoguļo hronisku toksisko piesārņojumu un eitrofikāciju (Berezina et al. 2016).

Mainoties makroaļģu augšanas apstākļiem, mainās arī aļģu sugas un pavadošās zoobentosa sugas. Atšķirībā no makrofitiskajām aļģēm, makrozoobentosa attīstībai labvēlīgas ir arī dziļākas piekrastes zonas, kur fotosintēze nenotiek, tomēr dominējošo vietu un lomu parasti ieņem viena suga, ko sauc par ekosistēmas inženiersugu. Rīgas līča ekosistēma nepārtraukti mainās, to veicina arī invazīvās sugas apaļā jūrasgrunduļa *Neogobius melanostomus* izēšanas spiediens un eitrofikācija, kuru pastiprina klimata pārmaiņas (LHEI 2019). Eitrofikāciju Rīgas līcī veicina arī ierobežotā ūdens apmaiņa, barības vielu intensīvā ieplūde no upēm, kas tiek uzskatīta par vienu no galvenajiem biogēno elementu

avotiem, kā arī atmosfēras depozīcija, punktveida organiskā piesārņojuma emisijas no pilsētām piekrastes zonā un slāpekļa fiksācija jūras organismos (Martin et al 2010)

5.4.5. Funkcionālā daudzveidība – sugas, dalījums pa zonām, zonu funkcija un sabiedrību funkcijas

Biotopi jeb dzīvotnes raksturo to bioloģiskās komponentes. Cits no cita biotopi atšķiras gan ārēji pēc to formas un sastāva, gan pēc funkcijām, kuras tie veic jūras piekrastes ekosistēmā: barības vielu produkcija, organisko vielu uzglabāšana un sadale, bioloģisko resursu reprodukcija, grunts sedimentu modifikācija, u.c. Līdz ar to paplašināta biotopu definīcija tos uzlūko kā jūras ekosistēmu funkcionālas vienības (Olenin, Ducrotoy 2006).

Jau 19.gs. tika uzsākti regulāri makrozoobentosa pētījumi Baltijas jūrā. Līdz šim zināmas 1476 makrozoobentosa sugas Baltijas jūrā (Ojaveer et al. 2010). Iepriekšējā desmitgadē publicētos datos par Rīgas līci konstatētas 17 zoobentosa sugas (Martin et al. 2010). Latvijas piekrastē veicot pētījumus par cietajām gruntīm, no makrozoobentosa organismiem visplašāk pārstāvēts posmkāju tips, kas iekļauj sevī tādus vēžveidīgos organismus kā vienādkājvēžus, sānpeldvēžus, u.c. Vēžveidīgie organismi, piemēram, sānpeldes pēc barošanās veida pieder saprofitofāgu jeb smalcinātāju funkcionālajai grupai, kas ir zālēdāji un barojas ar dzīvām vai atmirušām ūdens augu daļām. Kelly et al. (2002), savukārt uzskata, ka sānpeldēm ir plašāka loma enerģijas plūsmas nodrošināšanai ekosistēmā, jo tās, atkarībā no barības pieejamības, veic arī plēsēja lomu (Kelly et al. 2002). Pie vēžveidīgo organismu grupas pieskaitāmas arī jūraszīles (*Amphibalanus improvisus*), kas barojas pasīvi filtrējot un pieder pie vācēju funkcionālās barošanās grupas. Jūras zīles barojas ar baktērijām un mikroorganismiem, kā arī filtrē smalki sadalījušos organisko materiālu – detritu un to sastopamība Baltijas jūrā ir līdz 50 m dziļumam. Bieži tās sastopamas uz gliemeņu virsmām, izmantojot to radīto barības vielu plūsmu (Jensen, Kathe 2015). Pie gliemju tipa tika identificēti gliemežu (Gastropoda) un mīdiju (Bivalvia) klasei piederoši dzīvnieki. Plaši izplatīts gliemezis Baltijas jūrā ir *Theodoxus fluviatilis*, kas tiek uzskatīts par *Fucus vesiculosus* pavadošu sugu, tomēr tas apdzīvo arī cietus substrātus. Šis gliemezis pieder skrāpētāju-tīrītāju funkcionālajai barošanās grupai un barojas ar perifitonu, kas klāj akmeņus vai fitoplanktonu no aļģu virsmas (Zettler et al. 2004). Mīdijas *Mytilus trossulus* un *Dreissena polymorpha* līdzīgi kā jūras zīle ir pasīvas filtrētājas un pieder pie vācēju - filtrētāju funkcionālās barošanās grupas. Ir izpētīts, ka abām gliemeņu sugām ir viena barības bāze un nav atšķirības starp to izvēlētajiem barības avotiem. Tās barojas ar fitoplanktonu un detritu, kas suspendēts ūdenī un tiek piegādāts viļņu vai straumes darbības rezultātā (Lauringson et al. 2014). Posmkājītārpus – daudzсарu un mazсарu tārpus pārstāv tādi tārpi, kā daudzсарu tārps *Hediste diversicolor*, kas ir ļoti tolerantants pret dažādiem pat ekstrēmiem vides faktoriem, kā piesārņojums, tas spējīgs apdzīvot visus grunts tipus un piemērojas dzīvei arī pie augsta vides stresa līmeņa. Šis tārps ir visēdājs, kas barojas ar augu un dzīvnieku izcelsmes barību, piemēram, mikro un makrozoobentosu ar detritu. Turklāt tas spējīgs gan satvert barību aktīvi gan pasīvi filtrēt (Costa et al. 2006). Bieži piekrastē sastopams daudzсарu tārps *Manayunkia aestuarina*, tas ir tipisks mīksto grunšu pārstāvis, kas konstatēts uz cieta substrāta Rīgas līča austrumu piekrastē. Visbiežāk šis tārps apdzīvo mīkstus sedimentus bez veģetācijas. *Manayunkia aestuarina* pieder vācēju funkcionālai barošanās grupai, kas līdzīgi kā *Hediste diversicolor* filtrē gan aktīvi, gan pasīvi (Bishop 1984). Turbelārijas ir plaši sastopama plakantārpu grupa, kas apdzīvo sublitorālas smilšainas grunts Baltijas jūras piekrastē. Nematodes ir sastopamas neatkarīgi no grunts tipa, dziļuma vai skābekļa pieejamības

(Ojaveer et al. 2010). Līdz ar to var secināt, ka uz cietajām gruntīm plaši sastopami mīksto grunšu organismi, kas varētu norādīt uz mehāniskiem cieto biotopu bojājumiem, piemēram, apbēršana vai sedimentu plūsmas izmaiņas. Bieži sastopama hidrozoja suga – *Cordylophora caspia* un sūnenis – *Einhornia crustulenta*. Abas šīs organismu grupas ir vācēji – filtrētāji un nodrošina ūdens attīrīšanu. Šie organismi ir grūti kvantificējami un var tikt kvantificēti kā viena kolonija, piemēram, uz vienas mīdijas vai akmens virsmas atrodama viena kolonija, kura var aizņemt līdz pat 30 cm² lielu platību (Pawlak et al. 2009).

Ekosistēmu funkcionalitāte pētīta Somijas piekrastē, kur izzināta bioloģiskās daudzveidības – ekosistēmas funkcionalitātes (BEF). Pētījuma rezultātā secināts, ka izmaiņas bioloģiskajā daudzveidībā ietekmē ekosistēmas funkcionēšanu un var tikt ietekmēti vērtīgi ekosistēmas pakalpojumi, kā barības vielu reģenerācija, u.c. Bioloģiskās daudzveidības samazināšanos raksturo gan tipisko sugu sastopamības samazināšanās, gan arī biomasas samazināšanās un tika pierādīts, ka tādējādi samazinās arī ekosistēmu funkcionālā efektivitāte un kvalitāte, tostarp produktivitāte un barības vielu aprīte ekosistēmā (Norkko et al. 2013). Lai iegūtu nozīmīgu informāciju par sabiedrību bioloģiskajām iezīmēm, tika identificētas sugu funkcionālās grupas, kas tika grupētas pēc galvenā barošanās veida un dzīves formas. Analizējot funkcionālo grupu sastāvu, secināts, ka, jo augstāka funkcionālā daudzveidība, jo augstāka bioloģiskā daudzveidība biotopā, turklāt biotopos ar veģetāciju šī daudzveidība ir augstāka kā biotopos bez veģetācijas (Momota K., Hosokawa S. 2021).

Jūras stratēģijas pamatdirektīva paredz laba vides stāvokļa sasniegšanu noteiktā laika periodā. Labs vides stāvoklis novērtējams un sasniedzams izmantojot augstas precizitātes kritērijus, kas uzskaitīti direktīvā. Primāri jānovērtē jūras grunts integritāti, kas sekundāri ietver bioloģisko daudzveidību, kas raksturo dzīvos organismus un ar tiem saistītās dzīvotnes, to mainīgumu sugas ietvaros, starp sugām un ekosistēmas līmenī. Apskatot bioloģisko daudzveidību, jāveic novērtējums 3 ekoloģiskos līmeņos: ekosistēmas līmenī, dzīvotnes līmenī un sugas līmenī. Sugas līmenī nepieciešams noteikt atbilstošas sugas un to funkcionālās grupas, izmantojot 3 kritērijus – sugu izplatība, populācijas izmērs un populācijas stāvoklis. Dzīvotnes līmenī jāiekļauj abiotiski un biotiski dati saskaņā ar 3 kritērijiem – dzīvotnes izplatība, apmērs un stāvoklis. Ekosistēmas līmenī jāiekļauj novērtējums par ekosistēmas komponentu sastāvu un relatīvajām proporcijām, ņemot vērā laba vides stāvokļa funkcionālos aspektus, kā arī jānovērtē ekosistēmas daļu savstarpējā sasaiste (connectivity) un noturība (resilience) (Fleming-Lehtinen 2011).

5.10. tabula. *Bioloģiskās daudzveidības novērtēšanas indikatori un to izmantošana grunts integritātes novērtēšanai pēc bioloģiskiem raksturlielumiem*

Jūras grunts integritāte un raksturlielums «Bioloģiskā daudzveidība»						
Ekosistēmas līmenis	Biotopa līmenis: biotiskie un abiotiskie kritēriji			Sugas līmenis: atbilstošu sugu izvēle un to funkcionālo grupu identificēšana		
	Indikatori					
Ekosistēmas struktūra	Biotopa izplatība	Biotopa izmērs	Biotopa stāvoklis	Sugas izplatība	Populācijas izmērs	Populācijas stāvoklis
<ul style="list-style-type: none"> • Ekosistēmas komponentu sastāvs un relatīvā proporcija (Piem., dzīvotnes sugas); • Ekosistēmas sasaistes apsvērumi; • Ekosistēmas noturības apsvērumi. 	<ul style="list-style-type: none"> • Biotopa izplatības diapazons; • Biotopa telpiskais izvietojums. 	<ul style="list-style-type: none"> • Biotopa platība; • Biotopa apjoms; 	<ul style="list-style-type: none"> • Tipisko sugu/sabiedrību stāvoklis; • Tipisko sugu relatīvā sastopamība/biomasa; • Fizikālie, hidroloģiskie un ķīmiskie apstākļi. 	<ul style="list-style-type: none"> • Izplatības teritorija; • Izvietojums izplatības teritorijā • Platība, kas pārklāta ar sugām (sesliem/bentosā organismiem) 	<ul style="list-style-type: none"> • Populācijas sastopamības skaits un biomasa 	<ul style="list-style-type: none"> • Populācijas demogrāfiskais raksturojums (piem., izmērs, vecuma klases un struktūra, dzimums, attiecība, reprodukcijas sekmes, izdzīvotības un mirstības dati, u.c.) ķermega • Populācijas ģenētiskā struktūra

Direktīvā uzskaitīti spiedieni un ietekmes, tostarp, fizisks zudums, bojājumi vai citi traucējumi, piesārņojums, piesārņojošu vielu noplūde, barības vielu un organisko piesārņotāju nonākšana vidē un bioloģiski traucējumi.

5.4.6. *References stāvoklis*

Līdz šim references stāvoklis tika noteikts balstoties uz pieejamajiem datiem, modelēšanu vai ekspertu vērtējumu attiecībā uz Baltijas jūru, jo tā visa ir antropogēni skarta. Tomēr pēc jaunākajiem pētījumiem, piemēram, [Tomczak et al. \(2021\)](#), Baltijas jūrā ir noteikts, ka references stāvoklim varētu atbilst laika posms no 1937. gada līdz 1972. gadam kā “references ekosistēma”. Šis uzskatāms par ilgāko laika posmu pēdējās simtgades laikā, kad nav novērotas atsevišķu sabiedrību vai sugu ārkārtējas svārstības vai bojāeja barības ķēdē. References periods atspoguļo zemu produktivitāti, to raksturo augsts sāļums, pietiekams skābekļa daudzums, regulāra ūdens apmaiņa ar okeānu un ūdens ieplūdes no Ziemeļjūras un pieaugoša produktivitāte. Šī posma beigās novērojami bieži hipoksijas periodi. Pēc plektu krājuma strauja samazinājuma 1940.gados, sāka pieaugt mencu biomasa, to veicināja arī pieaugošs ūdens sāļums un izzudusī konkurence par barību. Plektu krājums nespēja atjaunoties, jo ekosistēmā bija novērojama augsta konkurence ar mencām par bentiskajiem resursiem. 1950.gados hipoksija bija galvenais faktors, kas iznīcināja bentisko faunu virs haloklīna, tādējādi samazinot mencu un plektu barības resursus. Arī zemā produktivitāte un barības vielas ietekmēja bentisko organismu izdzīvotību. Laika posmā no 1973. gada līdz 2005. gadam ir augstas produktivitātes posms, kad eitrofikācija kļūst par vadošo cēloni izmaiņām ekosistēmā. No 1973.gada līdz 1989.gadam identificēts “mencas periods”, kad barības ķēdes struktūra būtiski atšķīrās no “references ekosistēmas”. Tika novērota pozitīva korelācija starp plektu sabiedrībām un bentiskajām sabiedrībām, kuras pārstāvēja

gliemenes un šajā barības ķēdē novērota pieejamo barības vielu kontrole pār zivju populāciju (bottom-up) savukārt mencu gadījumā novērota pretēja (top-down) kontrole, kad mencas bija atbildīgas par bentisko organismu un brētliņu izēšanu. No 1991.gada līdz 2005. gadam identificēts “brētliņu periods”, kam raksturīga mencas izžušana un brētliņu dominance ekosistēmā. Šajā posmā menca barojās pelagiālē par barību izvēloties brētliņas, tādējādi samazinot spiedienu uz bentiskajiem organismiem. Tajā pašā laikā bentiskie organismi kļuva nepieejami kā barības avots hipoksijas dēļ, piemēram, sānfeldvēži vai vienādkājvēši grēvji (*Saduria entomon*). Skābekļa trūkums virs haloklīna negatīvi ietekmēja jutīgas bentiskās sugas, samazinot to biomasu, savukārt, divvāku gliemenes *Macoma* sp. biomasa pieauga neskatoties uz samazinātu skābekļa pieejamību. Bentiskie vēžveidīgie, kas iepriekš sastādīja lielu daļu no mencas barības bāzes, tika aizstāti ar siļķu dzimtas zivīm, savukārt gliemenes, galvenais plekstu barības avots, sniedza iespēju atjaunoties plekstu krājumam (Tomczak et al. 2021).

5.4.7. Jūras piekrastes cieto grunšu biotopu apakštipu identificēšana

Saskaņā ar Eiropas savienības aizsargājamajiem biotopiem, cieto grunšu biotopi (rifi) tiek iedalīti vienā lielā grupā “akmeņu sēkļi jūrā” (1170), bet Latvijas aizsargājamo biotopu klasifikācijā tiek izdalīti vairāki apakštipi pēc veģetācijas vai grunts sastāva. Jūras biotopi tiek identificēti nedaudz atšķirīgi kā sauszemes biotopi, jēdziens „veģetācija” tiek interpretēts plašāk, ar veģetāciju saprotot „apaugumu”, jo daļu šī apauguma veido ne tikai augi, bet arī ūdens dzīvnieki. Var uzskatīt, ka katrā biotopa apakštipā ir sugas, kurām ir kvalificējoša vērtība – tādas, kuras sastopamas tikai attiecīgajā biotopā; pēc to sastopamības un izplatības nosakāma biotopa kvalitāte kopumā noteiktajā dziļuma zonā.

Biotopu direktīvā iekļautajam biotopu tipam “1170 – akmeņu sēkļi jūrā” Latvijas piekrastē var izdalīt vairākus rifu apakštipus atkarībā no veģetācijas vai atslēgas sugām, kas cieši saistītas arī ar abiotiskajiem faktoriem.

Rīgas līča cieto grunšu bentiskie biotopi

- Atklātai iedarbībai daļēji pakļauto cieto iežu rifi ar brūnāļģes *Fucus vesiculosus* veģetāciju; (1,5-5,5 m dziļumā)
- Atklātai iedarbībai daļēji pakļauto cieto iežu rifi ar divvāku gliemeņu un sprogkājvēžu *Amphibalanus improvisus* apaugumiem; (8-18 m dziļumā)
- Atklātai iedarbībai daļēji pakļauto cieto iežu rifi bez specifiskas veģetācijas vai apaugumiem, <20 m dziļumam.

Baltijas jūras atklātās daļas cieto grunšu bentiskie biotopi

- Atklātai iedarbībai pakļauto cieto iežu akmeņu sēkļi (rifi) ar sprogkājvēžu *Amphibalanus improvisus* apaugumiem. Šī dzīvotne ir sastopama seklākās vietās; (>6 m dziļumā)
- Atklātai iedarbībai pakļauto cieto iežu akmeņu sēkļi (rifi) ar *Furcellaria lumbricalis* veģetāciju; (6-12 m dziļumā)

- Atklātai iedarbībai pakļauto cieta iežu akmeņu sēkļi (rifi) ar divvāku gliemeņu *Mytilus trossulus*. Šī dzīvotne var ietvert arī nozīmīgus sprogkājvēža *Amphibalanus improvisus* apaugumus, bet divvāku gliemenes *Mytilus trossulus* klātbūtne ir dzīvotnes raksturīgākā pazīme; (<12 m dziļumā)
- Atklātai iedarbībai daļēji pakļautas morēnu nogāzes ar *Mytilus trossulus* un *Amphibalanus improvisus*. (<6 m dziļumā)

Vērtējot biotopa kvalitāti un atbilstību noteiktam biotopa tipam un apakštipam, tiek identificēti abiotiskie faktori, kā substrāts un tā vertikālais zonējums (veidojot zonējumu pēc dziļumiem saskaņā ar biotopa apakštipu), un biotiskie faktori, kā dzīvo organismu un to sabiedrību struktūra, vērtējot augu un dzīvnieku biomasu un dominējošās sugas (novērtējot biotopa kvalitāti). Nosakot biotopa atbilstību kritērijiem - indikatoriem, tiek identificēts labs vai slikts biotopa kvalitātes stāvoklis.

Latvijas piekrastē jānodala Rīgas līča un atklātās Baltijas jūras piekrastes biotopu apakštipu zonas. Rīgas līča izvērtējumā būtu iekļaujami trīs galvenie biotopu apakštipi – “brūnaļģes *Fucus vesiculosus* zona”, “gliemeņu zona” un “zona bez specifiskas veģetācijas vai apaugumiem”, savukārt, atklātajā Baltijas jūras piekrastē izvērtējumā iekļaujami trīs galvenie biotopu apakštipi – “*Amphibalanus improvisus* zona”, “sārtaļģes *Furcellaria lumbricalis* zona” un “gliemeņu zona”.

5.4.8. Novērtēšanas līmeņi – transektu pieeja un indikatori

Biotisko datu ievākšanai izmantojamas divas metodes, kas atbilst starptautiski atzītām cieta grunšu paraugu ievākšanas metodēm un standartiem (ICES 2004):

- Zemūdens videonovērošana un video filmēšana;
- Paraugu ievākšana ar zemūdens niršanas metodi un zemūdens fotografēšana.

5.4.8.1. Zemūdens video filmēšana un attēlu analīze

Zemūdens video filmēšanas priekšrocības ir relatīvi ātra un vienkārša datu iegūšana vietās, kur fiziska paraugu ievākšana ir apgrūtināta, piemēram, lielos dziļumos, kur nav iespējams veikt zemūdens niršanu drošības apsvērumu dēļ. Pamatojoties uz esošajām zināšanām, veicot iegūto attēlu interpretāciju, iespējams iegūt reprezentatīvu informāciju par bentisko organismu morfoloģiskām grupām, raksturojot zemūdens sabiedrības un novērtējot antropogēno spiedienu un ekosistēmu (Ferrigno 2017). Zemūdens video filmēšana ir lietderīga arī gadījumos, kad jāveic salīdzinoši lielākas teritorijas apsekošana un novērtēšana. Rīgas līcī un arī Baltijas jūras atklātajā daļā Latvijas piekrastē pludmales ir lielākoties smilšainas, un zemūdens akmeņainā rifu daļa sākas tikai vairākus kilometrus no krasta. Pirmajā novērtēšanas līmenī jāveic jūras gultnes zemūdens video filmēšana, veidojot 3 transektes katrā aizsargājamajā jūras teritorijā (Rīgas līcī – Ainaži-Salacgrīva, Vitrupae-Tūja, Selga uz rietumiem no Tūjas un Rīgas līča rietumu piekraste, atklātajā Baltijas jūras piekrastē – Nida-Pērkone, Irbes šaurums un Akmensrags) perpendikulāri krastam, lai identificētu akmens sēkļu telpisko izvietojumu un biotopu apakštipu katrā dziļuma zonā. Video filmēšana veicama vismaz 1 reizi katrā no dziļuma metriem - 2m, 3m, 4m...20m dziļumā. Katrā stacijā video filmēšana jāveic 3 minūtes,

saglabājot ierakstu kameras cietajā diskā. Iegūtajiem video failiem pēc tam tiek veikta kvalitatīva un kvantitatīva analīze. Vispirms kvalitatīvi tiek novērtēta akmens sēkļu sastopamība un bentosa organismu klātbūtne, veicot katra video faila defragmentēšanu, iegūstot 10 fotoattēlus (Ir/Nav). Izmantojot iegūtos attēlus, tiek kvantitatīvi novērtēts substrāta pārklājums ar bentiskajiem organismiem – fitobentosu un gliemenēm, nosakot to sastopamību kā procentuālu substrāta pārklājumu, dalot attēlu 100 mazākos kvadrātos un nosakot vizuāli. Pēc kvalitatīvās datu analīzes, tiek atlasītas un izvēlētas stacijas, kurās jāveic bentosa paraugu ievākšana nirstot.

5.4.8.2. *Zinātniskā zemūdens niršana un zemūdens fotografēšana*

Kvantitatīvu bentisko paraugu ievākšanai no cietām gruntīm tiek izmantota zinātniskās niršanas metode. Kvalificēti nirēji izmanto sertificētu ekipējumu atbilstoši sezonai un ūdens temperatūrai, visbiežāk izmantojams sausais niršanas tērps. Nirēji ievāc paraugus ne mazāk kā divu personu sastāvā. Nirējam nepieciešams izmantot papildus ekipējumu – lukturi (katrai personai), Kautski rāmi ar skrāpi un maisu (vismaz vienai personai), mērlenti (50m) (vienai personai), GoPro zemūdens kameru (vienai personai), pierakstu tāfeli un zīmuli (vienai personai). Zem ūdens tiek izveidota 50m gara transekte perpendikulāri krastam un dziļuma gradientam, nostiepjot mērlenti. Šajā posmā tiek ievākti 3 paraugu atkārtējumi transektes garumā. Zem ūdens tiek vizuāli novērtēta jūras grunts heterogenitāte – akmeņu izmērs – lieli, vidēji, mazi, kā arī to procentuālā sastopamība transektes garumā, fiksējot to protokolā. Fitobentosa un zoobentosa paraugi tiek noskrāpēti ar metāla skrāpi no akmeņu virsmas noteiktā platībā (20 x 20 cm), izmantojot 0,04 m² Kautski tipa rāmi un ievietoti sietveida maisā ar acs izmēru 0,5 milimetri. Lai nodrošinātu reprezentatīvu bentosa paraugu ievākšanu, tā jāveic vadoties pēc sekojošiem principiem:

- Katrā biotopa apakštipā tiek izvēlēta parauga ievākšanas vieta no virsmas, uz kuras dominējošā suga ir biotopu veidojošā suga, piemēram, mīdiju zonā jāizvēlas akmens, uz kura dominē mīdijas, *Fucus vesiculosus* zonā jāizvēlas parauga ņemšanas vieta ar izteiktu šīs sugas dominanci, utt.;
- Pirms parauga ievākšanas uzsākšanas, tiek vizuāli noteikts procentuālais biotopu veidojošās sugas pārklājums parauga ņemšanas vietā, to fiksējot fotoattēlā – uz virsmas tiek novietots Kautski rāmis un tas nofotografēts 90° leņķī (no augšas), aptverot visu parauga laukumu;
- Ja paraugs tiek ievākts aļģu augšanas zonā, uzsākot parauga ievākšanu, vispirms ar roku tiek savāktas aļģes un ievietotas parauga maisā noteiktā parauglaukuma vienībā, tad atlikušais materiāls no akmens tiek noskrāpēts ar skrāpi un ieskalots parauga maisā pēc iespējas mazāk bojājot organismus;

Pēc tam laboratorijā makrofītiskās aļģes un zoobentosa paraugi tiek skaloti ar tīru krāna ūdeni, izmantojot 100 un 500 μm izmēra sietus, tad organismi tiek sašķiroti, tos vizuāli identificējot pēc morfoloģiskām pazīmēm līdz zemākajam iespējamajam taksonomiskajam līmenim, izmantojot noteicējus, kā arī saskaņā ar starptautisko pasaules jūras sugu reģistru - datubāzi (WoRMS). Pēc augu un dzīvnieku sagrupēšanas, dzīvniekiem tiek noteikts skaits, kā arī noteikta to slapjā un sausā biomasa, sverot uz analītiskajiem svāriem, bet makrofītiskajām aļģēm tiek noteikts to daudzums paraugā pēc vizuāla novērtējuma: sastopams, bieži sastopams vai dominējošs, kā arī noteikta slapjā un sausā biomasa.

Cieto grunšu monitorings – video filmēšanu iespējams veikt visa gada garumā, vienīgie ierobežojumi ir laikapstākļi, jo tas attiecas uz daudzgadīgajām aļģēm un dzīvniekiem. Savukārt cieto grunšu monitorings – paraugu ievākšana nirstot veicama 1-2 reizes gadā jūnijā un augustā. Ja monitoringu iespējams veikt tikai vienu reizi gadā, tas veicams ik gadu augustā, jo tad ir izaugušas viengadīgās aļģes un ir iespējams veikt pilnu monitoringu pēc visiem kritērijiem, novērtējot arī viengadīgās aļģes. Ja ir iespēja veikt paraugu ievākšanu divas reizes gadā, tad pievienojams arī jūnija mēneša monitorings.

No iegūtajiem datiem iespējams veidot pirmā līmeņa novērtējumu (izmantojot 5.11. tabulas indikatorus), kura ietvaros tiek identificēta biotopu apakštipu telpiskā izplatība un dziļumizplatība, identificēta biotopu kvalitāte salīdzinot iegūtās vērtības ar references vērtībām, kā arī, veidojot ilgtermiņa datu bāzi ar iegūto informāciju, perspektīvā ir plašs potenciāls noteikt ilgtermiņa izmaiņas biotopu kvalitātē.

5.11. tabula. 1.līmeņa novērtējumā izmantojamie indikatori jūras grunts integritātes novērtēšanai cietajām gruntīm izmantojot bentiskos parametrus

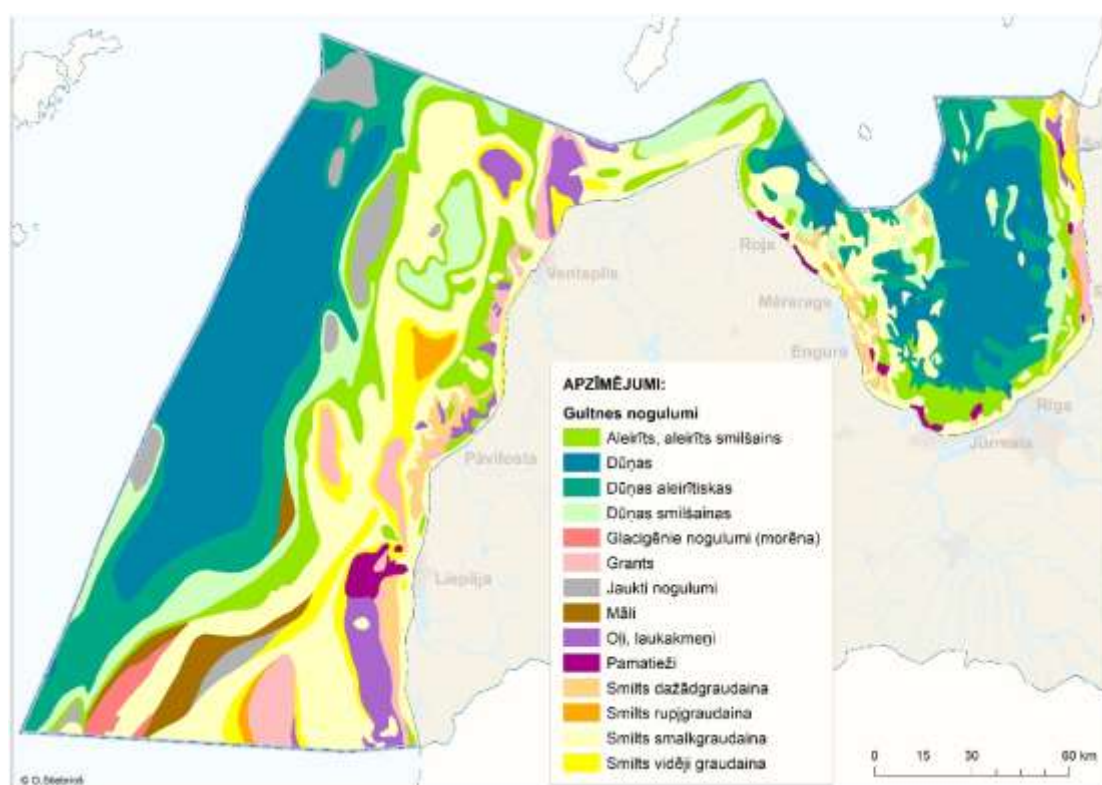
Bentiskais indikators	Mērķis	Izmantojamā metode	Teritorija	Reference labam vides stāvoklim
<i>Fucus vesiculosus</i> dziļuma izplatība	Biotopa kvalitāte un ūdens kvalitāte	Video filmēšana/Niršana	Rīgas līcis	7 m
<i>Fucus vesiculosus</i> dziļākā augšanas robeža	Bioloģiskā daudzveidība un eitrofikācija	Video filmēšana/Niršana	Rīgas līcis	
<i>Furcellaria lumbricalis</i> dziļuma izplatība	Biotopa kvalitāte un ūdens kvalitāte	Video filmēšana/Niršana	Baltijas jūra	20 m
<i>Furcellaria lumbricalis</i> dziļākā augšanas robeža	Bioloģiskā daudzveidība un eitrofikācija	Video filmēšana/Niršana	Baltijas jūra	
Makroveģētācijas maksimālā dziļumizplatība	Eitrofikācija	Video filmēšana/Niršana	Rīgas līcis	12 m
Viengadīgo un daudzgadīgo aļģu % pārklājums*	Ūdens kvalitāte un biotopa kvalitāte	Video filmēšana/niršana	Rīgas līcis un Baltijas jūra	
Kopējais aļģu % pārklājums	Bioloģiskā daudzveidība un eitrofikācija	Video filmēšana/niršana	Rīgas līcis un Baltijas jūra	
<i>Mytilus trossulus</i> % pārklājums	Biotopa kvalitāte, bioloģiskā daudzveidība un eitrofikācija	Video filmēšana/niršana	Rīgas līcis un Baltijas jūra	

<i>Amphibalanus improvisus</i> % pārklājums	Biotopa kvalitāte	Video filmēšana/niršana	Rīgas līcis un Baltijas jūra	
Funkcionālo grupu skaits (daudzveidība)	Funkcionāla daudzveidība	Niršana/video filmēšana	Rīgas līcis un Baltijas jūra	

*Viengadīgās aļģes novērtējamas augustā

6. BENTISKO BIOTOPU KLASIFIKĀCIJA

HELCOM zemūdens biotopu klasifikācijas sistēma (BSEP 139) līdzīgi kā Padomes Direktīvas (92/43/EEK) par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību I.Pielikumā iekļauto prioritāro biotopu (1110 Smilšu sēkļi, kas visu laiku atrodas zem ūdens un 1170 Rifi) raksturojums balstās uz ģeomorfoloģiskajiem parametriem. Klasifikācijas shēmas gan nav viennozīmīgi savstarpēji attiecināmas, līdz ar to ir nepieciešams veikt shēmu harmonizāciju. Harmonizācija nepieciešama, jo, izstrādājot vides stāvokļa novērtējumu Sugu un biotopu direktīvas vajadzībām, ir jānovērtē specifiski rifu izplatība un stāvoklis, bet, izstrādājot vides stāvokļa novērtējumu Jūras direktīvas vajadzībām, novērtējums jāveic bentisko biotopu lieltipiem, kuru klasifikācijai var izmatot HELCOM HUB sistēmu.



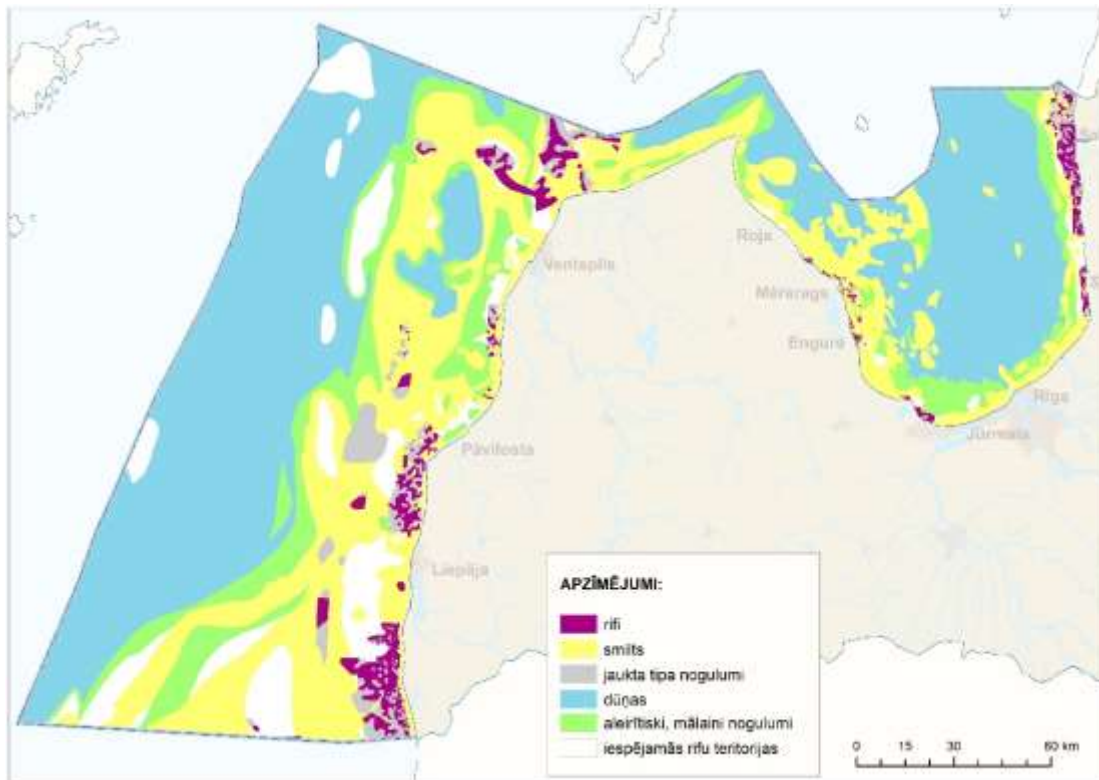
6.1. attēls. Dibennogulumu telpiskais sadalījums Latvijas teritoriālajos un ekskluzīvās ekonomiskās zonas ūdeņos

Aprakstītajā metodē, gultnes nogulumu tips tiek identificēts pēc paraugā esošo daļiņu granulometriskā sastāva. Paraugs tipiski reprezentē laukumu, kuru nosedz parauga ņemšanas instruments. Piemēram, plaši lietotajam Van Veen kausam parauga laukums ir 0,125 m². Tālāk paraugā iegūtās vērtības tiek attiecinātas uz 1 m². Šobrīd neeksistē vienota pieeja minimālā laukuma definēšanai, ar kuru sākot var runāt par to, vai viens vai otrs sedimentu tips ir izmantojams biotopa tipa definēšanai. Samērā nekonkrēta HELCOM BSEP 139 iekļauta vadlīnija nosaka, ka biotopam jābūt ar pietiekoši lielu laukumu, lai nodrošinātu galvenās biotopa funkcijas. Līdz ar to ir pamatoti uzskatīt, ka viens atsevišķi izvietots akmens, ja apkārt ir cita tipa substrāts, nav akmeņains biotops, savukārt akmeņu komplekss ar smilšu laukumiem starp tiem - ir. Kā piemērs ir minēts 5x5 m laukums, kas izmantots EUSeaMap projektā, tomēr apskatot plašas jūras teritorijas un ņemot vērā apsekošanas metodiku, t.i., zemūdens video apsekojuma stacijas atrodas 0,5 – 1 km viena no otras, šāda izšķirtspēja

nav reāla un arī biotopu sadrumstalotība būtu parāk augsta. Tāpēc vismaz šobrīd mēs izšķīrāties izmantot lielākus laukumus (ap 1 km²), kurā esošais vidējais substrāta tips tad definētu biotopa tipu.

HELCOM HUB 3.līmeņa (substrāta klases) klasifikācija paredz, ka akmeņains biotops ir tāds, kur $\geq 90\%$ ir akmeņi (līdzīgi ir ar smilšainu biotopu). Ja neviens no substrāta tipiem nerasniedz 90%, tad substrāts tiek uzskatīts par jaukta tipa substrātu. Savukārt rifu klasifikācija Sugu un biotopu direktīvā stingri nav noteikusi cietā substrāta (akmeņu) proporciju izvēlētajā laukuma vienībā, vienīgi ir definēts, ka tas paceļas virs apkārtējā līmeņa. Ņemot vērā Latvijā novērojamo akmeņu un cita tipa substrāta sadalījuma īpatnības, Latvijas apstākļiem piemērotāk ir noteikt, ka rifu biotops ir, ja vismaz 60% no apskatītā laukuma ir pārklāti ar akmeņiem. Šāda pieeja samazina sadrumstalotību un ļauj veidot laukumus ar rifu kompleksiem (t.i., rifu satur gan laukumus ar akmeņiem, gan laukumus ar smiltīm). Tādējādi rifu biotopi ietver gan HELCOM HUB trešā līmeņa akmeņainos ($\geq 90\%$) biotopus, gan daļu no jaukta tipa sedimentiem.

Kā jau minēts, izejas informācija abām shēmām ir viena un tā pati, t.i., dibennogulumu ģeomorfoloģiskais raksturojums. Tomēr, uzsākot ģeoloģiskās informācijas (6.1. attēls) analīzi, nācās secināt, ka līdzšinējā informācija vairākos rajonos (transporta un erozijas zonas) ir nepietiekama, lai pilnvērtīgi būtu izmantojama bentisko biotopu klasifikācijai. Esošā ģeoloģiskā informācija sniedz ticamu viedokli par substrāta telpisko izplatību, ja tas ir homogēns plašā apgabalā un nepastāv apstākļi, kuru dēļ substrāta homogenitāte varētu tikt apšaubīta. Vislabākais piemērs ir dūņas (aleirīts, dūņas, smilšainas dūņas), jo šis nogulumu tips ir veidojies pēc ledus laikmeta akumulācijas zonā un veido samērā homogēnu telpisko sadalījumu. Savukārt transporta un erozijas zonās ir novērojama ļoti liela fragmentācija, un ģeoloģiskā nogulumu karte sniedz nepietiekami detalizētu informāciju. Piemēram, ir norādīts, ka attiecīgā vietā ir akmeņi, bet nav identificēta akmeņu un cita tipa substrāta proporcija. Tādējādi, bez papildus lauka datiem nav iespējams ticami identificēt, vai šādos rajonos ir sastopami rifu biotopi. Attiecīgi, izstrādājot biotopu telpiskā sadalījuma karti (6.2. attēls) parādās balti laukumi, kuros šobrīd nav iespējams korekti definēt biotopa tipu. Daļa no šiem laukumiem jau šobrīd ir iekļauta izpētes teritoriju sarakstā.



6.2. attēls. *Biotopu tipu telpiskais sadalījums Latvijas teritoriālajos un ekskluzīvās ekonomiskās zonas ūdeņos*

7. BQI INDEKSS, UN MAKROFĪTU UN ANGIOSPERMU IZSLĒGŠANA NO NOVĒRTĒJUMA SISTĒMAS PĀREJAS ŪDEŅIEM

BQI indekss un makrofītu izslēgšanas pamatojums ir sagatavoti angļu valodā, ievērojot Eiropas Komisijas noteikto formātu. Dokumenti ir doti pielikumā ([1. un 2. pielikums](#)).

IZMANTOTĀ LITERATŪRA:

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

Barnett AJ, Finlay K, Beisner BE (2007) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: Towards a trait-based classification. *Freshw Biol* 52:796–813. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x

Barnett A.J., Finlay K, Beisner BE (2013) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52, 796-813. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x. *Freshw Biol* 58:1755–1765. doi: 10.1111/fwb.12177

Barton A.D., Pershing A.J., Litchman E., et al (2013) The biogeography of marine plankton traits. *Ecol Lett* 16:522–534. doi: 10.1111/ele.12063

Beaugrand, G., Harlay, X., and Edwards, M. (2014). Detecting plankton shifts in the North Sea: a new abrupt ecosystem shift between 1996 and 2003. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502, 85–104. doi: 10.3354/meps10693

Bishop, T. 1984. A Range Extension for *Manayunkia aestuarina* (Bourne, 1883) (Polychaeta: Sabellidae) to the Gulf Coast of the United States with a Review of Previous Habitat Information. *Gulf Research Reports* 7 (4): 389-392.

Buonocore, E., Donnarumma, L., Appolloni, L., Miccio, A., Russo, G. F., & Franzese, P. P. (2020). Marine natural capital and ecosystem services: An environmental accounting model. *Ecological Modelling*, 424, 109029.

Costa, Pedro, Oliveira, Rui, Cancela da Fonseca, Luís. (2006). Feeding Ecology of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida, Polychaeta) on Estuarine and Lagoon Environments in the Southwest Coast of Portugal. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 1. 114-126.

Cribari-Neto F, Zeileis A (2010). Beta Regression in R. *Journal of Statistical Software* 34(2), 1-24. URL <http://www.jstatsoft.org/v34/i02/>

Dabas aizsardzības pārvalde. 2020. ĪADT. Jūras teritorijas. Ainaži-Salacgrīva. Pieejams online: https://www.daba.gov.lv/public/lat/iadt/juras_teritorijas/ainazi_salacgriva/ Skatīts: 29.04.2022. (Atsauce - DAP 2020).

European Commission (2015). Review of the GES Decision 2010/477/EU and MSFD Annex III – cross-cutting issues (version 4). GES_13-2015-02. Available online at: https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/53b2e4e2-2921-468a-941f-499811ee12f9/GES_13-2015-02_GESDecisionReview_Cross-cuttingIssues_v4.doc

Ferrigno F., Russo G.F., Sandulli R. 2017. Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI): a synthetic indicator to assess the status of different types of coralligenous habitats. *Ecological Indicators*. 82 (2017) 271-279.

Fleming, V. & Kaitala, S., 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004. *Hydrobiologia*, 554, 57–65

Fleming-Lehtinen V. 2011: **Biodiversity-related requirements of the Marine Strategy Framework Directive**. LIFE+ Nature & Biodiversity project “Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea” (Project acronym -MARMONI). Online: <http://marmoni.balticseaportal.net/wp/wp-content/uploads/2011/03/Publication-A1.1.4.pdf>

Gavina, M.K.A., Tahara, T., Tainaka, K. et al. (2018) Multi-species coexistence in Lotka-Volterra competitive systems with crowding effects. *Sci Rep* 8, 1198 doi:10.1038/s41598-017-19044-9

Gorokhova E., Hansson S., Högländer H., Andersen C.M. (2005) Stable isotopes show food web changes after invasion by the predatory cladoceran *Cercopagis pengoi* in a Baltic Sea bay. *Oecologia* 143: 251-259. doi: 10.1007/s00442-004-1791-0

Hansen P.J., Fenchel T. (2006). The bloom-forming ciliate *Mesodinium rubrum* harbours a single permanent endosymbiont. *Mar Biol Res* 2:169–177, <https://doi.org/10.1080/17451000600719577>

HELCOM (2014) Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Annex C-7 Mesozooplankton.

[<http://www.helcom.fi/Lists/Publications/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM.pdf>]

HELCOM (2017): Guidelines for monitoring of phytoplankton species composition, abundance and biomass. HELCOM Monitoring Manual.

(<http://www.helcom.fi/Lists/Publications/Guidelines%20for%20monitoring%20phytoplankton%20species%20composition,%20abundance%20and%20biomass.pdf>)

Herkül, K.; Torn, K.; Suursaar, Ü.; Alari, V., and Peterson, A., 2016. Variability of benthic communities in relation to hydrodynamic conditions in the north-eastern Baltic Sea. In: Vila-Concejo, A.; Bruce, E.; Kennedy, D.M., and McCarroll, R.J. (eds.), Proceedings of the 14th International Coastal Symposium (Sydney, Australia). Journal of Coastal Research, Special Issue, No. 75, pp. 867-871. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.

ICES. 2004. Biological monitoring: General guidelines for quality assurance. Ed. by H. Rees. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*. No. 32. 44 pp.

Ives A.R., Carpenter S.R. (2007) Stability and Diversity of Ecosystems. *Science* 317:58. <https://doi.org/10.1126/science.1133258>

Jensen, Kathe R. (2015): NOBANIS –Invasive Alien Species Fact Sheet –Amphibalanus improvisus– From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters –NOBANIS Online: www.nobanis.org

Johnson M.D., Oldach D., Delwiche C.F., Stoecker D.K. (2007). Retention of transcriptionally active cryptophyte nuclei by the ciliate *Myrionecta rubra*. *Nature* 445:426–428, <https://doi.org/10.1038/nature05496>

Johnson M.D., Beaudoin D.J., Laza-Martinez A., Dyhrman S.T., Fensin E., Lin S., Mercurief A., Nagai S., Pompeu M., Setälä O., Stoecker D,K, (2016). The Genetic Diversity of *Mesodinium* and Associated Cryptophytes. *Front. Microbiol.* 7:2017. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02017>

Kahle D., Wickham H. (2013) ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal* 5(1), 144-161. [<http://journal.r-project.org/archive/2013-1/kahle-wickham.pdf>]

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: 22-30.

Kassambara A., Mundt F. (2017). factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.5. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>

Kelly D.W., Dick J.T.A., Montgomery W.I. 2002. The functional role of Gammarus (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both? *Hydrobiologia.* 485: 199–203, 2002.

Klais, R., Tamminen, T., Kremp, A., Spilling, K., and Olli, K. (2011). Decadalscale changes of dinoflagellates and diatoms in the anomalous Baltic sea spring bloom. *PLoS ONE* 6:e21567. doi: 10.1371/journal.pone.0021567

Kocheshkova O., Ezhova E., Dorokhov D., Dorokhova E. 2014. Benthic communities and habitats in the near shore zone of the Curonian Spit (the south–eastern part of the Baltic Sea). *BALTICA*. Volume 27 Special Issue 2014: 45-54

Kratzer S., Hakansson B., Sahlin C. 2003. Assessing Secchi and photic zone depth in the Baltic Sea from Space. *Ambio* Vol. 32 No. 8, Dec. 2003.

Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G., Reynolds C. (2002) Classification schemes for phytoplankton : a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J Plankton Res* 24:901–912. doi: 10.1093/plankt/24.9.901

Laliberté, E., and P. Legendre (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Latvijas Hidroekoloģijas institūts. 2019. Eiropas Savienības Eiropas Jūraslietu un zivsaimniecības fonda Rīcības programmas zivsaimniecības attīstībai 2014.-2020. gadā prioritātes “Veicināt integrētās

jūraslietu politikas īstenošanu” atbalstāmā pasākuma “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā” projekta ceturtā etapa izpildes pārskats. (Atsauce - LHEI 2019)

Lauringson V., Kotta J., Orav-Kotta H., Kaljurand K. 2014. Diet of mussels *Mytilus trossulus* and *Dreissena polymorpha* in a brackish nontidal environment. *Marine Ecology*. 35 (Suppl. 1) (2014) 56–66

Le Gal A., Derrien-Courtel S. 2015. Quality Index of Subtidal Macroalgae (QISubMac): A suitable tool for ecological quality status assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 334–348.

Lips I. and Lips U. (2017) The Importance of Mesodinium rubrum at Post-Spring Bloom Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the Vertically Stratified Baltic Sea. *Front. Mar. Sci.* 4:407. doi: 10.3389/fmars.2017.00407

Litchman E., Klausmeier C.A. (2008) Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annu Rev Ecol Syst* 39:615–639. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173549

Livdāne L., Putnis I., Rubene G. et al. (2016) Baltic herring prey selectively on older copepodites of *Eurytemora affinis* and *Limnocalanus macrurus* in the Gulf of Riga. *Oceanologia* 58(1):46-53. doi:10.1016/j.oceano.2015.09.001

LR Zemkopības ministrija. 2020. Rīcības programma Eiropas Jūraslietu un Zivsaimniecības fonda atbalsta ieviešanai Latvijā 2021.-2027.gadam. Stratēģiskais ietekmes uz vidi novērtējums. Vides pārskata projekts. Online: <http://www.lhei.lv/lv/pazi%C5%86ojumi/688-vides-p%C4%81rskata-r%C4%ABc%C4%ABbas-programmai-ejzf-atbalsta-ievie%C5%A1anai-2021-2027-g-publik%C4%81-apsprie%C5%A1ana-no-2020-g-15-decembra-l%C4%ABdz-2021-gada-22-janv%C4%81rim>. Skatīts 11.05.2021.

Luhtala H., Tolvanen H., Kalliola H. 2013. Annual spatio-temporal variation of the euphotic depth in the SW-Finnish archipelago, Baltic Sea. *OCEANOLOGIA*, 55 (2), 2013. pp. 359–373.

Martin G., Möller T., Kotta J., Daunys D., Jermakovs V., Bucas M., Siaulys A., Saskov A., Aigars J. 2010. Benthic Marine Habitats of Eastern Baltic Sea. Estonian Marine Institute Report Series No. 15

Mason N., Mouillot D., Lee W., Wilson J. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 1:112–118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x

McCann K.S. (2000) The diversity-stability debate. *Nature* 405:228-233.

McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E., Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol Evol* 21:178–185. doi: 10.1016/j.tree.2006.02.002

Momota K., Hosokawa S. 2021. Potential impacts of marine urbanization on benthic macrofaunal diversity. *Scientific reports, nature portfolio* (2021) 11:4028.

Mouchet M.A., Villéger S., Mason N.W.H., Mouillot D. (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876

Norberg J. (2004) Biodiversity and ecosystem functioning: A complex adaptive systems approach. *Limnol Oceanogr* 49:1269–1277. doi: 10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1269

Nowicka-Krawczyk P.B., Żelazna-Wieczorek J. (2017) The Genus *Woronichinia* (CYANOBACTERIA) in Natural Lakes of Drawa National Park (Poland). *Polish Botanical Journal* 62(2): 253-263, DOI: 10.1515/pbj-2017-0020

Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh I., Zettler, M. L., Zaiko, A., 2010. Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS One* 5 (9). 1- 19

Ojaveer H., Lankov A., Teder M., Simm M., Klais R. (2017a) Feeding patterns of dominating small pelagic fish in the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Hydrobiologia* 792:331-344. doi: 10.1007/s10750-016-3071-5

Ojaveer H., Lankov A., Raid T., Põllumäe A., Klais R. (2018) Selecting for three copepods—feeding of sprat and herring in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*. doi:10.1093/icesjms/fsx249

Ojaveer H., Olenin S., Narščius A., Florin A.-B., Ezhova E., Gollasch S., Jensen K.R., Lehtiniemi M., Minchin D., Normant-Saremba M., Strāke S. (2017b) Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea. *Biological Invasions* 19:799-813. doi: 10.1007/s10530-016-1316-x

Olenin S., Ducrotoy J.-P. 2006. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Marine Pollution Bulletin*. 53 (2006) 20-29.

Pawlikowski, K., & Kornijów, R. (2018). Role of macrophytes in structuring littoral habitats in the Vistula Lagoon (South Baltic). *Oceanologia*.

Petchey O.L., Gaston K.J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741–758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x

Pomerleau C., Sastri A.R., Beisner B.E. (2015) Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *J Plankton Res* 0:1–15. doi: 10.1093/plankt/fbv045

Purina I., Labucis A., Barda I., Jurgensone I., Aigars J. (2018). Primary productivity in the Gulf of Riga (Baltic Sea) in relation to phytoplankton species and nutrient variability. *Oceanologia*, 60(4): 544-552, <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.04.005>

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., et al (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J Plankton Res* 24:417–428. doi: 10.1093/plankt/24.5.417

Samuelsson K., Berglund J., Haecky P., Andersson A. 2002 Structural changes in an aquatic microbial food web caused by inorganic nutrient additional. *Aquat Microb Ecol* 29: 29-38

Schiele, K. S., Darr, A., Zettler, M. L. (2014). Verifying a biotope classification using benthic communities – An analysis towards the implementation of the European Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 78(1-2), 181–189.

Schleuter D., Daufresne M., Massol F., Argillier C. (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecol Monogr Ecol Soc Am* 80:469–484. doi: 10.1890/08-2225.1

Sepälä J. Balode M. (1999) Spatial distribution of phytoplankton in the Gulf of Riga during spring and summer stages. *Journal of Marine Systems* 23: 51-67

Skudra M., Lips U. (2016). Characteristics and inter-annual changes in temperature, salinity and density distribution in the Gulf of Riga. *Oceanologia* 59, 37-48. doi:10.1016/j.oceano.2016.07.001

Smetacek, V. (1999). Diatoms and the ocean carbon cycle. *Protist* 150, 25–32. doi: 10.1016/S1434-4610(99)70006-4

Smith M., Hansen P.J. (2007). Interaction between *Mesodinium rubrum* and its prey: importance of prey concentration, irradiance and pH. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 338, 61–70, <https://doi.org/10.3354/meps338061>

Soomere, T., Viška, M., & Eelsalu, M. (2013). Spatial variations of wave loads and closure depths along the coast of the eastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Engineering*, 19(2), 93.

Spilling, K., Kremp, A., Klais, R., Olli, K., and Tamminen, T. (2014). Spring bloom community change modifies carbon pathways and C:N:P:Chl a stoichiometry of coastal material fluxes. *Biogeosci. Discuss.* 11, 7275–7289. doi: 10.5194/bg-11-7275-2014

Stanowicz J.J., Whitlatch R.B., Osman R.W. (1999) Species Diversity and Invasion Resistance in a Marine Ecosystem. *Science* 286:1577-1579.

Sterner, R.W. (2009) Role of Zooplankton in Aquatic Ecosystems. -In *Zooplankton*, University of Minnesota, Elsevier Inc., USA, pp. 678–688

Strøm, K.M. 1946. The ecological niche. *Nature* 157:375.

Sundblad, G., Bekkby, T., Isæus, M., Nikolopoulos, A., Norderhaug, K. M., & Rinde, E. (2014). Comparing the ecological relevance of four wave exposure models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 7–13.

Tomczak, Maciej & Muller-Karulis, Bärbel & Blenckner, Thorsten & Ehrnsten, Eva & Eero, Margit & Gustafsson, Bo & Norkko, Alf & Otto, Saskia & Timmermann, Karen & Humborg, Christoph. 2021. Reference state, structure, regime shifts, and regulatory drivers in a coastal sea over the last century: The Central Baltic Sea case. *Limnology and Oceanography*. 10.1002/lno.11975.

Vahtera E., Laanemets J., Pavelson J., Huttunen M., Kononen K. (2005). Effect of upwelling on the pelagic environment and bloom-forming cyanobacteria in the western Gulf of Finland Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 58:67-82, <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.07.001>

Vandermeer J. (2006) Oscillating Populations and Biodiversity Maintenance. *BioScience* 56(12): 967–975. [[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[967:OPABM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[967:OPABM]2.0.CO;2)]

Villnas, A., Hewitt, J., Snickars, M., Westerbomb, M., & Norkko, A. (2017). Template for using biological trait groupings when exploring large-scale variation in seafloor multifunctionality. *Ecological Applications*, 28(1), 78–94.

Von Rönn, G.A.;Krämer, K.; Franz, M.; Schwarzer, K.;Reimers, H.-C.; Winter, C. 2021. Dynamics of Stone Habitats in Coastal Waters of the Southwestern Baltic Sea (Hohwacht Bay). *Geosciences*, 11, 171.

Wallin A., Qvarfordt S., Norling P., Kautsky H. 2011. Benthic communities in relation to wave exposure and spatial positions on sublittoral boulders in the Baltic Sea. *Aquatic Biology*. Vol. 12: 119–128.

Wangersky P.J. (1978) Lotka-Volterra population models. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9:189-218

Wasmund, N. (2017). The diatom/dinoflagellate index as an indicator of ecosystem changes in the Baltic Sea. 2. Historical data as a basis for determining good environmental status. *Frontiers in Marine Science* 4 (153): 1-12. doi: 10.3389/fmars.2017.00153

Wasmund, N., Kownacka, J., Göbel, J., Jaanus, A., Johansen, M., Jurgensone, I., Lehtinen, S., Powilleit, M. (2017). The diatom/dinoflagellate index as an indicator of ecosystem changes in the Baltic Sea. 1. Principle and handling instruction. *Frontiers in Marine Science* 4 (22): 1-13. doi:10.3389/fmars.2017.00022

Wasmund, N., Nausch, G., and Feistel, R. (2013). Silicate consumption: an indicator for long term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. *J. Plankton Res.* 35, 393–406. doi: 10.1093/plankt/fbs101

Westerbomb M., Jattu S. 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. *Marine Ecology progress series*. Vol. 306: 191–200.

Wickham H. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York

Wiedmann M.A., Aschan M., Certain G., et al (2014) Functional diversity of the Barents Sea fish community. *Mar Ecol Prog Ser* 495:205–218.

Wijkmark N., Isaeus M. 2010. Wave Exposure calculations for the Baltic Sea. Report. Performed by AquaBiota Water Research as sub-contractor to the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) within the project EU SeaMAP funded by DG Mare of the European Commission. Pieejams online: https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/ABWR_Report_2010_02_BaltExp.pdf Skatīts 26.01.2022.

Wood S.N. (2017). Generalized Additive Models: An introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC

Zeileis A., Hothorn T. (2002). Diagnostic Checking in Regression Relationships. R News 2(3), 7-10. URL <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>

Zettler, Michael & Frankowski, Jens & Bochert, Ralf & M, Röhner. 2004. Morphological and ecological features of *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) from Baltic brackish water and German freshwater populations. *Journal of Conchology. Journal of Conchology*. 305-316.

**1. PIELIKUMS. MAKROZOOBENTOSA NOVĒRTĒŠANAS METODES PĀREJAS
ŪDEŅIEM**

Template for reporting the MS assessment method in the case where the Intercalibration exercise is not possible (Gap 3)

1. Introduction

- Member State: LATVIA
- BQE: BENTHIC QUALITY INDEX (BQI)
- Water body category (type): TRANSITIONAL WATER

In Latvia exposed coastal and one transitional water are distributed along the Gulf of Riga (Fig. 3). The Benthic Quality Index (BQI) has been applied to characterize the ecological status of the Gulf of Riga coastal and transitional waters in soft sediments. The status of benthic fauna was determined by developing local species sensitivity values and setting limit values for environmental quality classes. The method developed for benthic communities in coastal waters is used also in transitional waters of Latvia. However, the macrozoobenthic species response to eutrophication pressure differed from that observed in coastal ecosystems. So slight adjustment of method was applied, e.g., the species sensitivity/tolerance coefficient (see section 2.2) was substituted to coefficient EC that characterizes response of respective specie to eutrophication pressure.

2. Description of national assessment methods

MS has to provide the complete description of the method in the Annex. The main features should be given below

For the Gulf of Riga transitional waters of Latvia the BQI index can be used to characterize the ecological status of the waters and soft sediments quality. The BQI is calculated using the latest published formula of the index (Fleischer, Zettler, 2009) which include metrics as relative abundance of taxa belonging to sensitivity/tolerance value of species and species richness per sample covering most important characteristics of zoobenthos communities. The response pattern of encountered benthic taxa to eutrophication pressure, however, differed in transitional waters from that observed elsewhere in the Gulf of Riga. So, the sensitivity/tolerance value was not applicable and was substituted to eutrophication coefficient (EC) derived for each specie from correlation between abundance of specimens of corresponding specie and winter concentration of dissolved phosphate in the water column. For the present, it was established that the BQI index calculated according to method described in Annex I can be used to characterize response of benthic ecosystem of the transitional waters of Latvia to eutrophication pressure. The method is not tested against other types of anthropogenic pressures, e.g., hazardous substances, as well as it is not tested in other areas of the Baltic Sea. Furthermore, the eutrophication coefficient is tested for concrete DIP range. In case the DIP range is exceeded the usability of developed ecosystem coefficients should be reviewed and if necessary amended. BQI value is calculated for respective year using data from 3 stations (3 replicates per station). The BQI reference value is derived from regression calculation to correspond to reference conditions of dissolved phosphate that have been set on an earlier date.

As all indicative parameters are included, the used method is compliant with the WFD requirements.

2.1. METHODS AND REQUIRED BQE PARAMETERS

Table 1. Overview of the metrics included in the national method - example given for phytoplankton. For other BQEs there will be other indicative parameters (see Table 1. Page 17, IC Guidance)

MS	Taxonomic composition	Abundance	Metric	Disturbance sensitive taxa	Diversity	Bio-mass
LV	List of identified species; Composition of classified sensitivity classes;	Species abundance (ind.m ⁻²) weighted with sensitivity value + adjustment factor abundance	Relative abundance of taxa belonging to sensitivity/tolerance value of species, Species richness per sample	4 sensitivity clases	Species richness (logarithmic)	no

Combination rule used in the method: yes (formula including multiplications)

Conclusion on the WFD compliance (are all the indicative parameters included; if not, why); yes

2.2. SAMPLING AND DATA PROCESSING

Description of sampling and data processing:

- Sampling time and frequency;

For testing the benthic quality index and developing class boundaries used Latvian Institute of Aquatic Ecology (LHEI) monitoring data from 3 stations (3 replicates per sample) of soft sediments in Gulf of Riga transitional waters (Figure 1) covering period from 1962 to 2016.

- Sampling method;

Sampling method used by the recommendations of the Baltic Sea Standard for Environmental Monitoring (HELCOM 1988). Grab samples are sieved in the field on 0.5-mm mesh screens. Sieved samples are preserved in 4% formaldehyde solution, buffered with hexamine and subsequent sorting and determination of invertebrate species is performed in the laboratory using a stereomicroscope.

- Data processing;

Benthic Quality Index (BQI) was calculated according to the recommendations of Rosenberg (Rosenberg et al. 2004) using the latest published formula of the index (Fleischer, Zettler, 2009) modified for transitional waters of Latvia:

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{tot}} EC \right) \right) \text{Log}(ES50+1) \left(1 - \frac{5}{5+A_{tot}} \right)$$

n - observed species number; A_i - abundance of the species i ; A_{tot} - the sum of all individuals within a square meter; EC – eutrophication coefficient value for species i ; ES50 – Hurlbert index (Fleischer, Zettler, 2009).

- Identification level.

All species are determined to the low taxonomic level as possible, most to the species level with the following exceptions: juvenile *gammarids* – genus level; *Planorbidae* – family level; *oligochaetes* – subclass level.

2.3. NATIONAL REFERENCE CONDITIONS

Detailed description of setting of national reference conditions

The historical data for macrofauna in soft sediments of the Gulf of Riga are available from 1950-ties (Cederwall et al., 1999; Gaumiga and Lagzdinh, 1995). The benthic community of coastal areas, depth interval 10-20 m, was composed of four major taxa (Table 2). During following decades, the abundance and biomass of the species listed in Table 2 increased substantially. For several taxa and species (that influenced total abundance and biomass), the increase in numbers was accompanied by decrease in size (Cederwall et al., 1999), e.g., the 20 % increase in abundance from 80-ties to 90-ties was observed while simultaneously 45 % decrease in biomass was recorded.

Table 2. The abundance ($N m^{-2}$) and biomass (g wet weight m^{-2}) of taxa and main species of soft sediment benthic community for the period 1958-1963.

	1958-1963		1974-1979	
	Abund.	Biomass	Abund.	Biomass
Vermes total	36	1,01	1370	0,66
<i>Oligochaeta</i>	10	0,03	1306	0,61
Crustacea total	213	2,45	433	1,59
<i>S. entomon</i>	8	1,91	49	0,88
<i>M. affinis</i>	193	0,68	388	0,6
<i>P. femorata</i>			2	0,004
Mollusca total	244	38,49	811	143,03
<i>L. balthica</i>	158	33,24	671	116,85
Varia total	3	0,04	51	0,78

For the purpose of this exercise the period of 1958-1963 can be viewed as reference conditions. The data from stations located in transitional waters are available since 1962. So, the species, that are characteristic for soft sediments, composition from this year can be set as reference, however, the adjustment in respect to *M. viridis* has to be made since this specie was introduced in the Gulf of Riga around 1988 (Lagzdins and Pallo, 1994) and since then have become one of most abundant species. The introduction of this specie, unfortunately, have coincided with exponential increase of numbers of other species that benefit from increased eutrophication. That renders useless any regression assessment aiming to distinguish base abundance of *M. viridis*. Therefore, as expert judgement, we assumed that *M. viridis* shall not exceed average abundance of Vermes for coastal waters (Gaumiga and Lagzdinh, 1995) established for reference period. Consequently, species composition and abundance for reference conditions are summarized in Table 3.

Table 3. Species composition and abundance of reference conditions for transitional waters of Latvia.

Specie	Abundance (Ind. m ⁻²)	Percentage of population
Cerostoderma edule	69	11
Bathyporeia pilosa	144	23
Mya arenaria	66	11
Limnecola balthica	63	10
Hediste diversicolor	61	10
Pygospio elegans	92	15
Monoporeia affinis	96	15
Marenzelleria viridis	36	6

Only most abundant species are listed in Table 3. For example, it is expected that several specimens of *Saduria entomon* will be encountered as well, however, their numbers will not exceed 1 % of total number of all species and so would leave negligible or no influence on BQI index value.

2.4. NATIONAL BOUNDARY SETTING

Detailed description of methodology used to derive ecological class boundaries.

The BQI index relies on proportion between species that are tolerant to eutrophication (and its effects) and species that are not. The relationship, however, is not linear. The impact of eutrophication pressure, that is expressed as anthropogenic loads of nitrogen and phosphorus is not a direct one, e.g., the benthic community is influenced by secondary (higher amount of organic material deposited on seafloor) or tertiary (surface sediments experience oxygen deficit) effects of eutrophication. The initial response to slight increase in food availability (result of increase of organic material deposition) is beneficial to all species. Only when tolerance levels are exceeded the sensitive species show stress symptoms and their populations start to deteriorate. Since the tolerance levels are different for different species and we do not have sufficient data pool to derive those for all species we adopted expert opinion approach. So, we defined that the interval between reference conditions (BQI = 3.9) and situation when only most tolerant species can be encountered (BQI = 1) is 2.9 BQI units. Thereafter we defined that acceptable deviation from reference conditions is 25 % of this interval (Table 4). The same approach was used to define lower boundary of moderate status, e.g. lower 25 % of BQI interwall. The High and Bad status was set for uppermost and lowermost 5 % of the interval.

Table 4. Status class boundaries for BQI index in transitional waters of Latvia.

Status	BQI	EQR	Deviation interval (%)
Bad	< 1.1	0-0.05	< 95
Poor	1.1 - < 1.7	0.05-0.25	95 - > 75
Moderate	1.7 - < 3.2	0.25-0.75	75 - > 25
Good	3.2 – 3.8	0.75-0.95	25 - 5
High	>3.8	0.95-1	>5
Reference value	3.9	1	

2.5. PRESSURES ADDRESSED

Please describe the pressures addressed by the method and provide pressure-response relationship (graph, equation)

The BQI index is designed to address eutrophication pressure, e.g., loads of nitrogen and phosphorus. However, for the purpose of BQI winter concentrations of mineral forms of nitrogen and phosphorus are used as eutrophication proxies. The inorganic dissolved phosphorus (DIP) exhibit overall growing tendency (Figure 1). However, it should be noted that the observed concentrations vary substantially among years due to varying degree of river water discharge intensity relatively short time prior to the sampling campaign. So, the concentration increase should be viewed as long time trend rather than year to year value. At the same time, benthic community reflects integrated signal of eutrophication and also displays year to year fluctuation. In general, both, benthic species and DIP, trends reflect impact of eutrophication, however, due to the fact that DIP influences benthic community indirectly the correlations are weak.

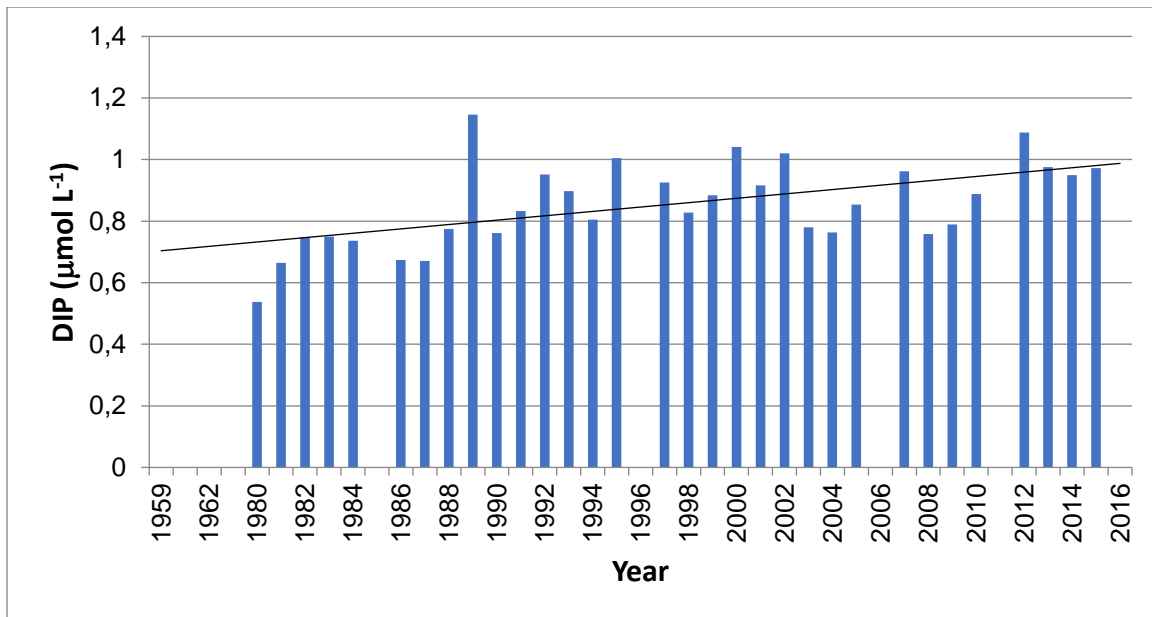


Figure 1. Average winter concentration of inorganic dissolved phosphorus in the transitional waters of Latvia.

Furthermore, as previously indicated, almost all species initially reacted to increase in food availability positively and started to display population degradation symptoms only on a later stage (Figure 2).

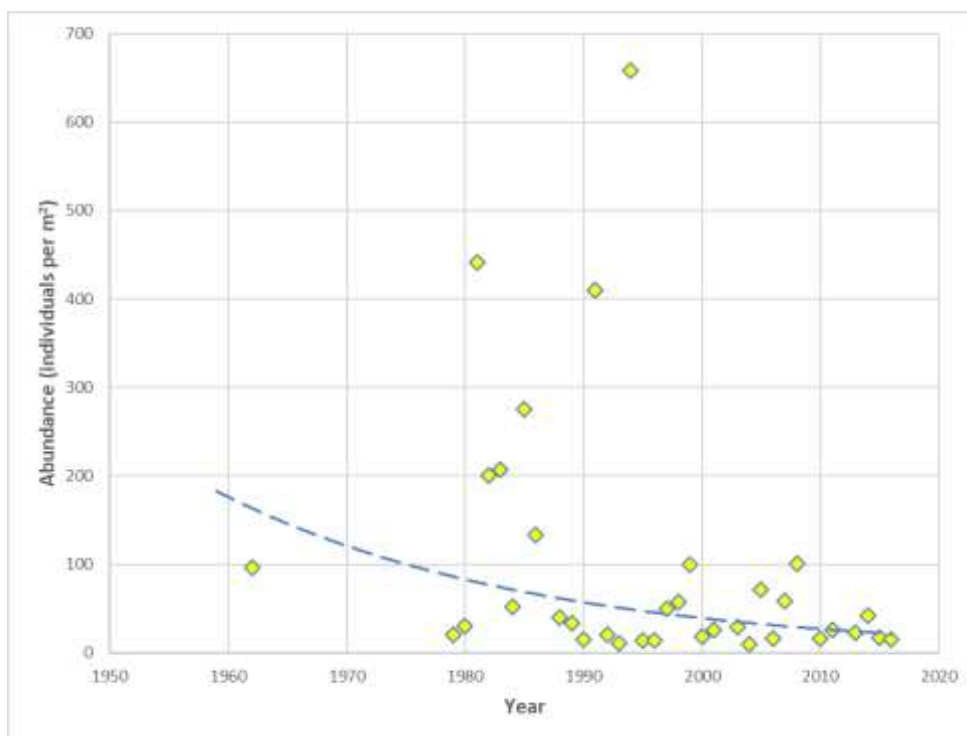


Figure 2. The dynamic of abundance of Monoporeia affinis in transitional waters of Latvia.

In addition, the regular monitoring started only in 1979 when, as it is shown by data used for this exercise as well as limited scientific publications (e.g., Cederwall et al., 1999) abundance of species that form benthic community have increased severalfold (Table 2). There are no data, both DIP and benthic community, from period 1962-1979, when most drastic changes occurred. Therefore, it is not possible to conduct data supported testing of high/good and good/moderate boundaries. An attempt

to describe benthic community that correspond good/moderate boundary would be highly speculative since there are too many possible combinations between eutrophication sensitive, eutrophication neutral and eutrophication tolerant species. The species composition encountered during 1982 and 1994 (Table 5) can be used as illustration of two possible combinations since calculated BQI index for those years was 2.9, what was very close to good/moderate boundary of 3.2.

Table 5. Species sensitivity to eutrophication and average abundance in 1982 and 1994 in the transitional waters of Latvia

Specie	Sensitifty to eutrophication	Number of individuals per m ² in 1982	Number of individuals per m ² in 1994
Cerostoderma edule	Sensitive		10
Bathyporeia pilosa	Sensitive	763	10
Mya arenaria	Neutral		40
Limnecola balthica	Tolerant	869	247
Hediste diversicolor	Tolerant	20	32
Oligochaeta	Tolerant	242	396
Cyanophthalma obscura	Sensitive	80	87
Pygospio elegans	Sensitive	100	96
Corophium volutator	Tolerant		69
Saduria entomon	Sensitive	77	29
Monoporea affinis	Sensitive	200	658
Chironomidae	Neutral		
Manaynkia aestuarina	Tolerant		594
Marenzelleria viridis	Tolerant		182
Peringia ulvae	Tolerant		20
Pontoporeia femorata	Tolerant		
Halicryptus spinulosus	Tolerant		
Turbellaria	Tolerant		
Potamopyrgus antipodarum	Neutral		
Hydrobia ventrosa	Neutral		

Nevertheless, available data permit us to construct reasonably reliable correlation between BQI index values and winter DIP concentrations (Figure 3).

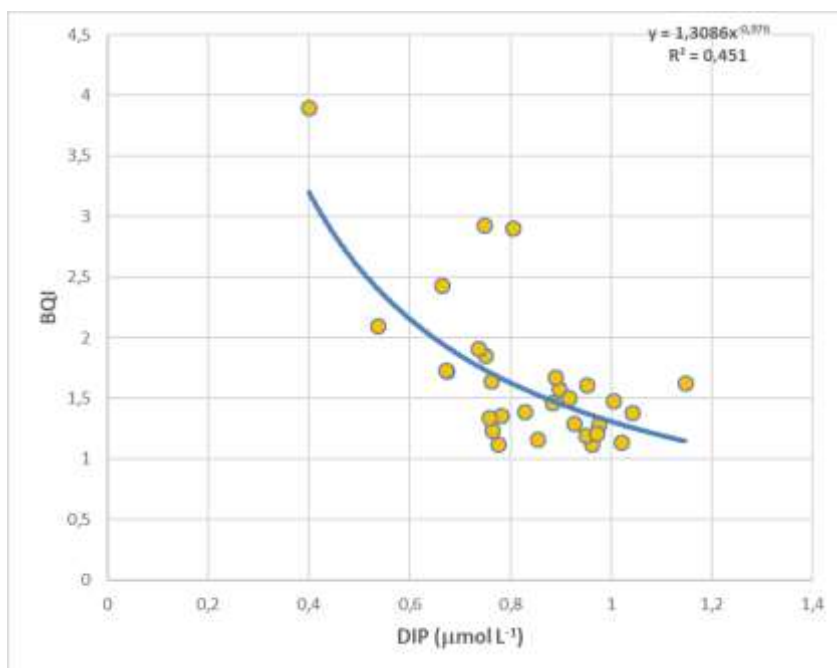


Figure 3. Correlation between BQI index and the bottom water layer of the DIP concentration winter season (January – March) in Gulf of Riga transitional waters.

3. WFD compliance checking

The first step in the Intercalibration process requires the checking of national methods considering the following WFD compliance criteria.

Table 6. List of the WFD compliance criteria and the WFD compliance checking process and results

Compliance criteria	Compliance checking
Ecological status is classified by one of five classes (high, good, moderate, poor and bad).	yes
High, good and moderate ecological status are set in line with the WFD's normative definitions (Boundary setting procedure)	yes
All relevant parameters indicative of the biological quality element are covered (see Table 1 in the IC Guidance). A combination rule to combine parameter assessment into BQE assessment has to be defined. If parameters are missing, Member States need to demonstrate that the method is sufficiently indicative of the status of the QE as a whole	yes
Assessment is adapted to intercalibration common types that are defined in line with the typological requirements of the Annex II WFD and approved by WG ECOSTAT	As the other EU Member State, Latvia has not any similar marine transitional waterbody, no common type was identified for intercalibration
The water body is assessed against type-specific near-natural reference conditions	yes
Assessment results are expressed as EQRs	yes

Sampling procedure allows for representative information about water body quality/ecological status in space and time	yes
All data relevant for assessing the biological parameters specified in the WFD's normative definitions are covered by the sampling procedure	yes
Selected taxonomic level achieves adequate confidence and precision in classification	yes

4. IC Feasibility checking

The intercalibration process ideally covers all national assessment methods within a GIG. However, the comparison of dissimilar methods (“apples and pears”) has clearly to be avoided. Intercalibration exercise is focused on specific type / biological quality element / pressure combinations. The second step of the process introduces an “IC feasibility check” to restrict the actual intercalibration analysis to methods that address the same common type(s) and anthropogenic pressure(s) and follow a similar assessment concept.

4.1. TYPOLOGY

Does the national method address the same common type(s) as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding common IC types.

Latvia has transitional waters in the Gulf of Riga (Figure 4) – defined by the isohaline, which marks the area, where salinity is more than 10‰ lower than in the nearby sea (Table 7).

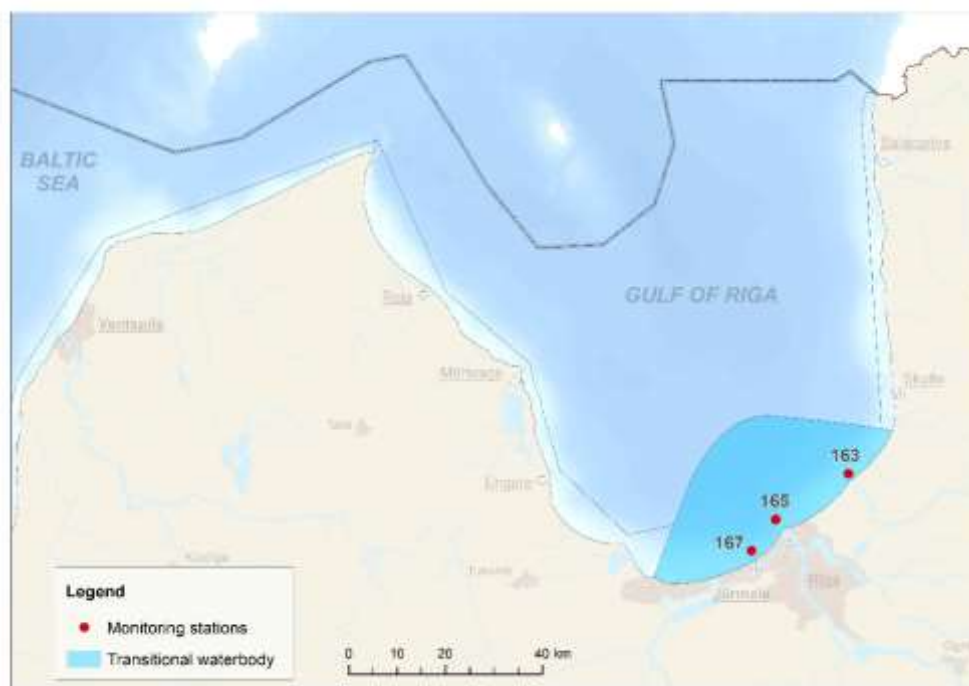


Figure 4. Sampling sites of macrozoobenthos in the Gulf of Riga transitional waters

Table 7. Characteristics of transitional water (TW) body in Gulf of Riga

Name of the type:	Transitional waters, Gulf of Riga (LV)
Salinity, psu	0.5-(4-6)
Tidal range, m	<1
Depth, m	<30
Wave exposure	moderately exposed, sheltered
Mixing conditions	seasonally fully mixed
Residence time	<7 days (Ice-free)
Substratum	mixed sediment (sand-gravel; mud-silt)
Ice cover	irregular

The same method (BQI index) with same class boundaries and reference conditions was offer intercalibrate for coastal water body.

4.2. PRESSURES ADDRESSED

Does the national method address the same pressure(s) as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding pressures addressed.

The indicator addresses eutrophication pressure, e.g., buildup of nitrogen and phosphorus concentrations in the water column.

4.3. ASSESSMENT CONCEPT

Does the national method follow the same assessment concept as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding assessment concept of the intercalibrated methods

National method follows the similar assessment concept as other methods in the intercalibration group, using BQI index. The overall assessment concept is based on the principles in transitional water body that abundance of disturbance –sensitive taxa decrease, while abundance of tolerant species increase along the increasing pressure gradient, coupled with decrease in species richness and evenness of distribution. Concerning the assessment concept, the intercalibration of the method is feasible only if the similar pressure occurring in similar marine environment is addressed.

4.4. CONCLUSION ON THE INTERCALIBRATION FEASIBILITY

Provide conclusions on the IC feasibility.

As the other EU Member State, Latvia has not any similar marine transitional waterbody, no common type was identified for intercalibration.

5. Description of the biological communities

5.1. DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT HIGH STATUS

The high status is dependent on proportion between abundance of eutrophication sensitive and eutrophication tolerant species, and of number of species. Generally, the abundance individuals of sensitive species should exceed 70 % of total.

5.2. DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT GOOD STATUS

Generally, the abundance individuals of sensitive species should exceed 50 % of total.

5.3. DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT MODERATE STATUS

Generally, the relative abundance of sensitive species is less than 50 %.

6. References

Cederwall, H., Jermakovs, V. and Lagzdins, G. 1999. Long-term changes in the soft-bottom macrofauna of the Gulf of Riga. ICES Journal of Marine Science, 56 Supplement: 41-48.

Fleischer, D., Zettler, M.L. 2009. An adjustment of benthic ecological quality assessment to effects of salinity. Marine Pollution Bulletin 58, 351–357.

Gaumiga, R. and Lagzdinsh, G. 1995. Macrozoobenthos. In. E. Ojaveer ed. Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990. Estonian Academy Publishers, Tallinn 1995, pg. 277.

HELCOM, 1988. Guidelines for the Baltic monitoring programme for the third stage. Part D. Biological determinants, 23-87.

Lagzdins, G. and Pallo, P. 1994. *Marenzelleria viridis* (Verill) Polychaeta, Spionidae) – A new species for the gulf of Riga. Proceedings from the Estonian Academy of Science, Biology, 43: 184-188.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R., 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. Marine Pollution Bulletin 58, 1286–1296.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H., Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 49, 728–739.

Šiaulyš A., Zaiko A., Daunys D. 2011. Assessment of benthic quality status in the Lithuanian coastal waters based on the benthic quality index (BQI). Technical Report: Norwegian Financial Mechanism/ Project: A system for the sustainable management of Lithuanian marine resources using novel surveillance, modeling tools and ecosystem approach, Klaipėda, 13 p.

Annex I

Description of the national assessment method

Benthic Quality Index (BQI) was calculated according to the recommendations of Rosenberg (Rosenberg et al. 2004) using the latest published formula of the index (Fleischer, Zettler, 2009). The sampling method used was according to the recommendations of the Baltic Sea Standard for Environmental Monitoring (HELCOM 1988). Classification system was developed for transitional water body of Latvia considering typology and pressure by nutrient loading coming from land.

The tolerance values ($Es_{50_{0.05}}$) used in Fleischer and Zettler (2009) could not be used in transitional waters. The main problem was that several species respond positively to increase of deposited organic material in areas where near-bottom water oxygen is regularly replenished, like in relatively shallow transitional waters although tolerance value would indicate otherwise. Most likely these species are not sufficiently sensitive to increase in organic material deposition per se but rather to decrease of oxygen content in near-bottom water that occurs if water body is at least temporarily stratified. The *Limecola balthica* (former name *Macoma balthica*) was most prominent example. We established that the abundance of *Limecola balthica* increased over time (Figure 1) and positively correlated with increase of winter DIP concentration in water column. At the same time, the average size of individuals substantially decreased over the same time period. Consequently, we considered that the effect of eutrophication on *Limecola balthica* is negative. We constructed species abundance and winter DIP correlations for all considered species (Table I).

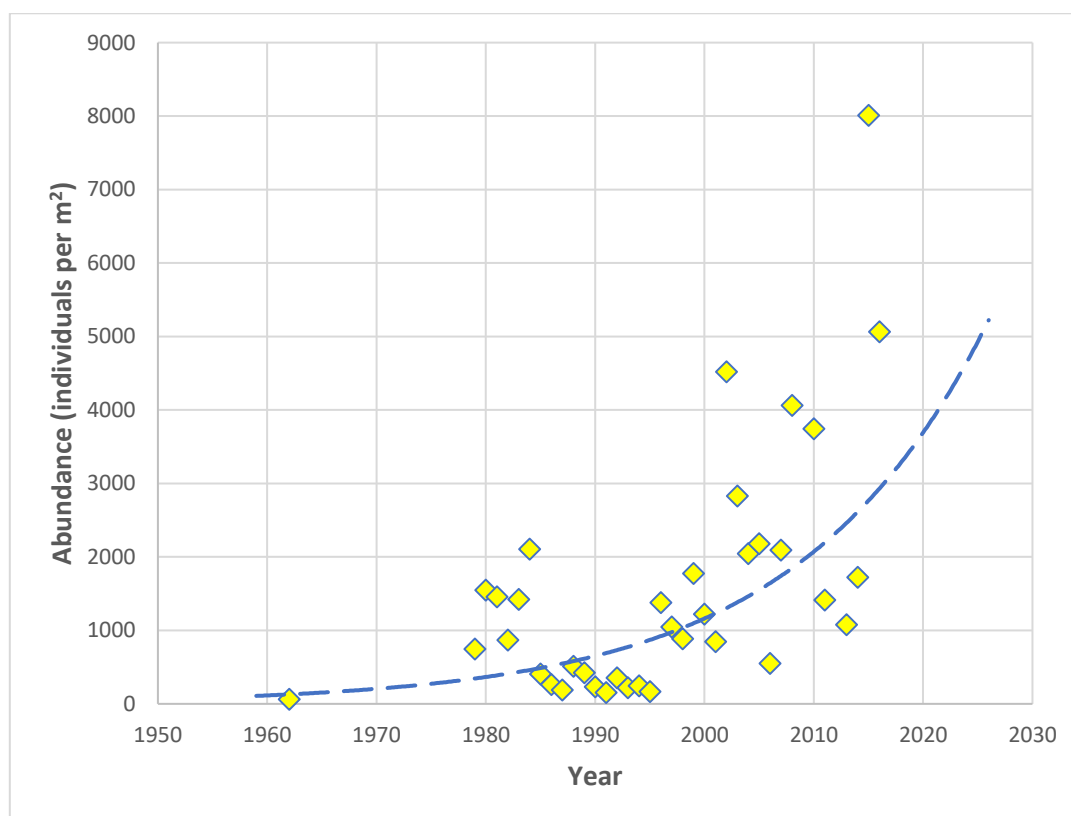


Figure 1. The time trend of abundance of *Limecola balthica* in transitional waters of Latvia (Gulf of Riga)

Thereafter, we assigned eutrophication coefficient (EC) to each considered specie (Table I). The EC = 1 were assigned to those species that demonstrated positive correlation between abundance and

winter DIP concentrations in water column, the EC = 3 was assigned to those species that demonstrated neither positive nor negative trend and EC = 5 to those species that demonstrate negative trend. And the EC was used to substitute Es50_{0.05} used in Fleischer and Zettler (2009) formula. Consequently, the BQI index was calculated using following formula:

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{tot}} EC \right) \right) \text{Log}(ES50+1) \left(1 - \frac{5}{5+A_{tot}} \right)$$

The reference condition value was calculated by regression equation (Figure 1, main document) to correspond to reference conditions of earlier defined DIP concentrations. The reference value of DIP was developed based on historical data set.

Table 1. Values of eutrophication coefficient (EC) of macrozoobenthic species in the Gulf of Riga transitional waters.

Taxa	Tolerance value	
	EC	
<i>Turbellaria undet.</i>	1	
<i>Oligochaeta undet.</i>	1	
<i>Marenzelleria sp.</i>	1	
<i>Limnecola balthica</i>	1	
<i>Corophium volutator</i>	1	
<i>Monoporeia affinis</i>	5	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	5	
<i>Halicryptus spinulosus</i>	1	
<i>Saduria entomon</i>	5	
<i>Manayunkia aestuarina</i>	1	
<i>Chironomidae undet.</i>	3	
<i>Hediste diversicolor</i>	1	
<i>Cyanophthalma obscura</i>	5	
<i>Peringia ulvae</i>	1	
<i>Pygospio elegans</i>	5	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3	
<i>Hydrobia sp.</i>	3	
<i>Mya arenaria</i>	3	
<i>Pontoporeia femorata</i>	1	

**2. PIELIKUMS. MAKROFĪTU UN ANGIOSPERMU IZSLĒGŠANA NO PĀREJAS ŪDEŅU
NOVĒRTĒJUMA**

JUSTIFICATION FOR EXCLUDING SPECIFIC BQE OR SUB-BQE (GAP 4)

1. Introduction

- Member State: LATVIA
- BQE: Macroalgae and Angiosperms
- Water body category (type): Transitional waters

2. ARGUMENTS USED FOR EXCLUDING SPECIFIC BQE

General Introduction

The light conditions are being considered as the main controlling factor controlling distribution of submerged aquatic vegetation (e.g., Bach et al., 1998). So, most often processes, such as eutrophication and its effects, that affect light conditions are in focus when submerged vegetation is concerned. And as demonstrated by Nielsen et al., (2002) the lower depth limit of submerged aquatic vegetation can be estimated from water transparency measured as Secchi depth. For example, Nielsen et al., (2002) estimated that eelgrass depth limit would be 4 m if median Secchi depth is 3.6 m.

However, number of parameters other than light are known to determine presence/absence or spatial distribution of submerged vegetation species. The sediments are important factor defining distribution and species composition of submerged aquatic vegetation (e.g., Livingston et al., 1998).

The wave energy is known to affect submerged aquatic vegetation beds due to direct impact (e.g., Robins and Bell, 2000) or more indirect impacts like sediment resuspension (e.g., Posey et al., 1993). So, the establishment of submerged aquatic vegetation beds in coastal regions can be prevented by waves constantly shifting sediments. The Chambers (1987) have calculated that zone where waves do not allow sediment colonization is equivalent to half of the wavelength and is defined as minimum depth of distribution. The distribution of submerged aquatic vegetation can be affected also by tidal regime. However, the tides in the Gulf of Riga are negligible (few centimeters) so this factor is of no importance for present case.

Historical studies of submerged aquatic vegetation in the Gulf of Riga

Phytobenthic studies in the Gulf of Riga, although fragmentary in nature, date back to the end of 18th century (Martin et al., 2004). The initial studies, however, were qualitative and mostly focused on taxonomic description of encountered species. The period of reliable quantitative information started as late as 1961 when SCUBA diving technic became available. A list of 59 species of benthic algae for the coastal waters of the Gulf of Riga was compiled by Kumsare et al. (1974). However, according to most recent inventory, published in 1995, the number of the species in the Gulf of Riga is limited to 49 (Nielsen et al., 1995).

Results of comprehensive study of the submerged vegetation in the Gulf of Riga demonstrating healthy population

The results of comprehensive survey of the submerged aquatic vegetation (Figure 1) was reported by Kautsky et al. (1999). The conclusions of that study were that except for Pärnu Bay and the innermost part, the Gulf of Riga at the time of study had a healthy phytobenthic community, which is substrate type dependent. They stated that in general the Gulf of Riga contains plant communities similar to any other part of the Baltic Sea with similar salinity regime.

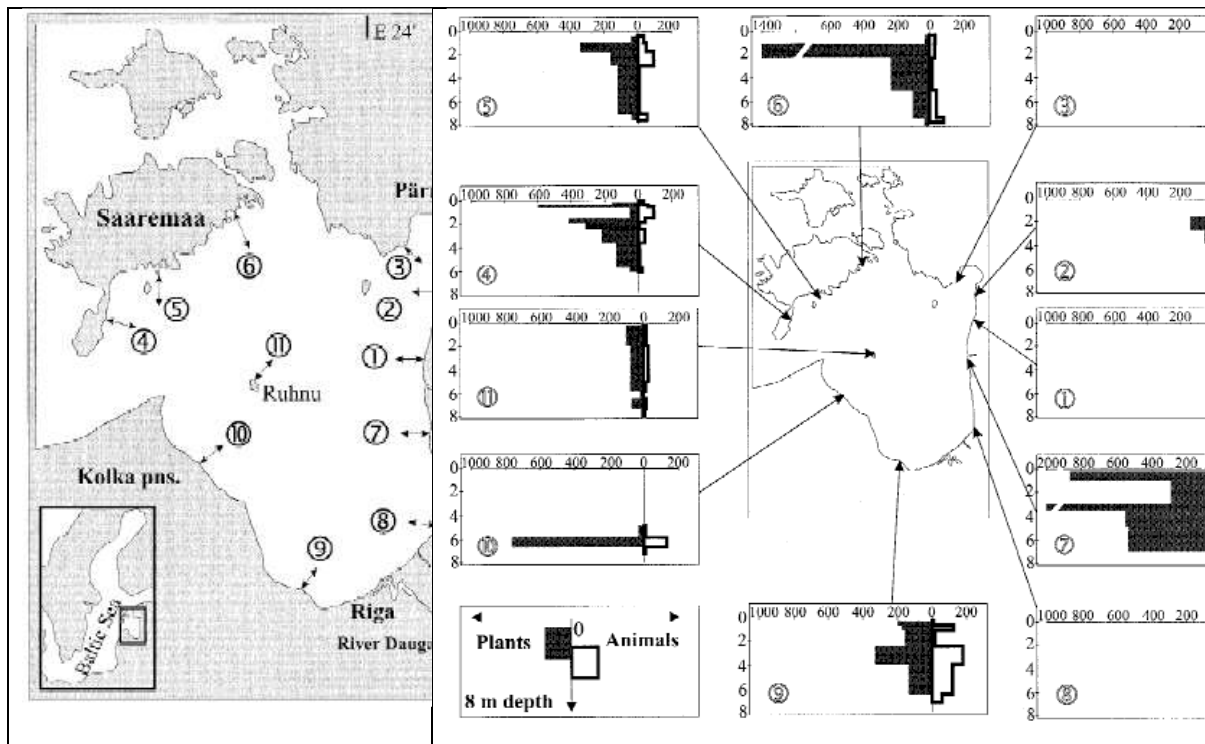


Figure 1. Positions of transects sampled in the Gulf of Riga (left) and depth distribution of plant and animal biomass in g dry weight m^{-2} (Kautsky et al., 1999).

However, it should be stressed that already during that period only Chlorophyta group algae (annual algae) were found at site 8, that although marginally but represents transitional waters. And even that could have been transported to the area by near bottom currents. The area, represented by station 9, is just outside border of transitional water body, where the corner of hard bottom substrate reaches transitional water boundary, so the algae community encountered there can not be readily attributed to transitional waters.

Short description of depth and surface sediments of the transitional waters of Latvia

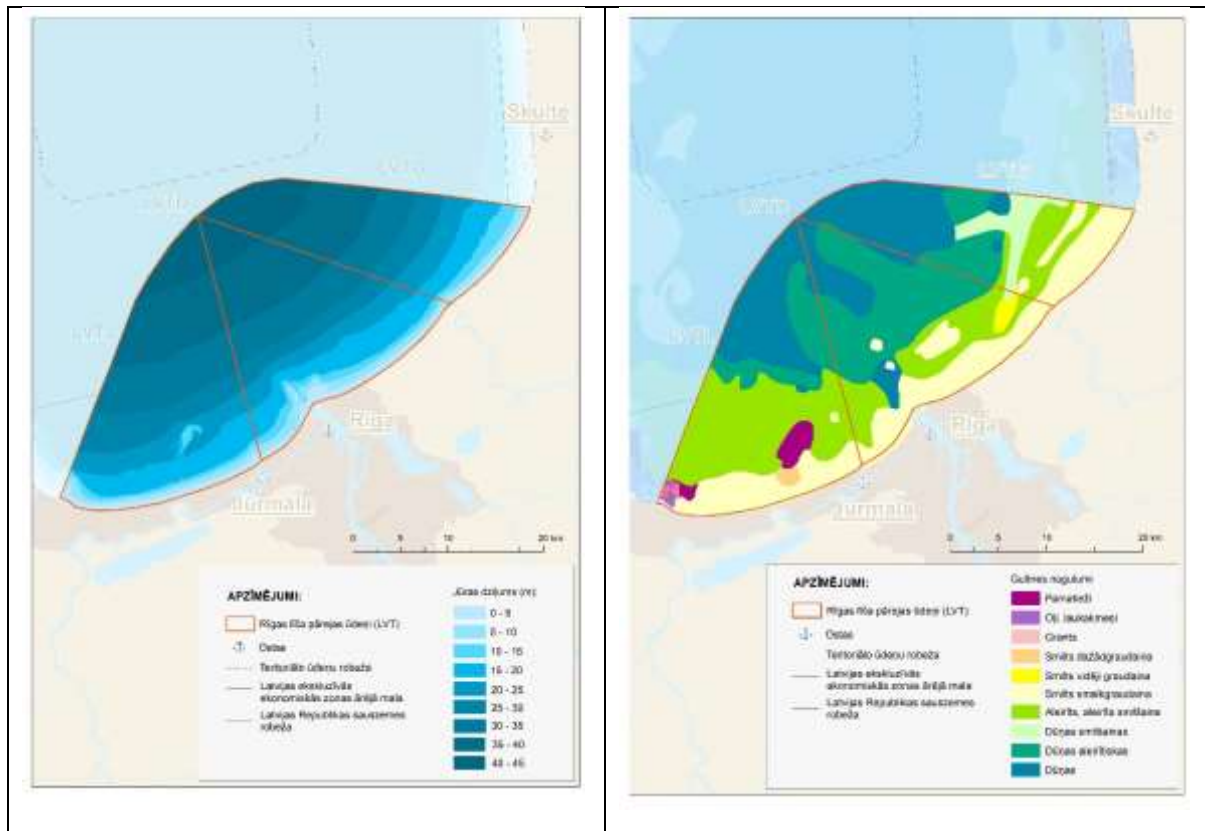


Figure 2. Spatial distribution of depth (left) and surface sediments (right) in the transitional water body of Latvia.

The transitional waters of Latvia are located in the southern part of the Gulf of Riga. It is an open coast area where depth distribution follows simple pattern (Figure 2). The sediments (Figure 2) are consisting of mostly sand down to 10 m depth with mixture of sand and mud or sand and aleurite down to 30 m depth. The sediments of the deepest part are mostly consisting of mud.

Physicochemical characteristic of the transitional waters of Latvia

The water temperature (9 °C on average) fluctuates seasonally from -0.3 °C in winter to up to 24 °C in summer. The area is heavily impacted by runoff of three large rivers (Daugava, Gauja and Lielupe) so the salinity fluctuates substantially from 0.68 PSU to 7.5 PSU (Figure 3) depending on wind direction and runoff regime.

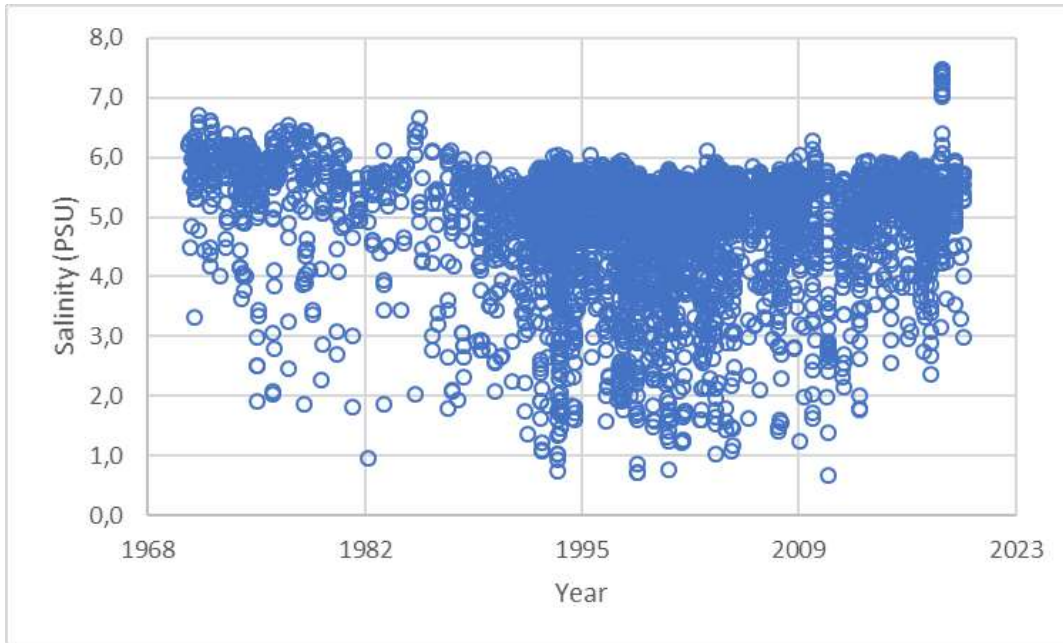


Figure 2. Salinity dynamic in the transitional waters of the Latvia.

On average the concentrations of total phosphorus and total nitrogen, for whole period we have observation data, are 1.22 and 45.4 $\mu\text{mol/l}$. As can be seen in Figure 3 (as an example), the concentrations of phosphorus (and similar situations occur for nitrogen) occasionally might reach very high values when sample happens to be taken during particularly high river runoff occasion.

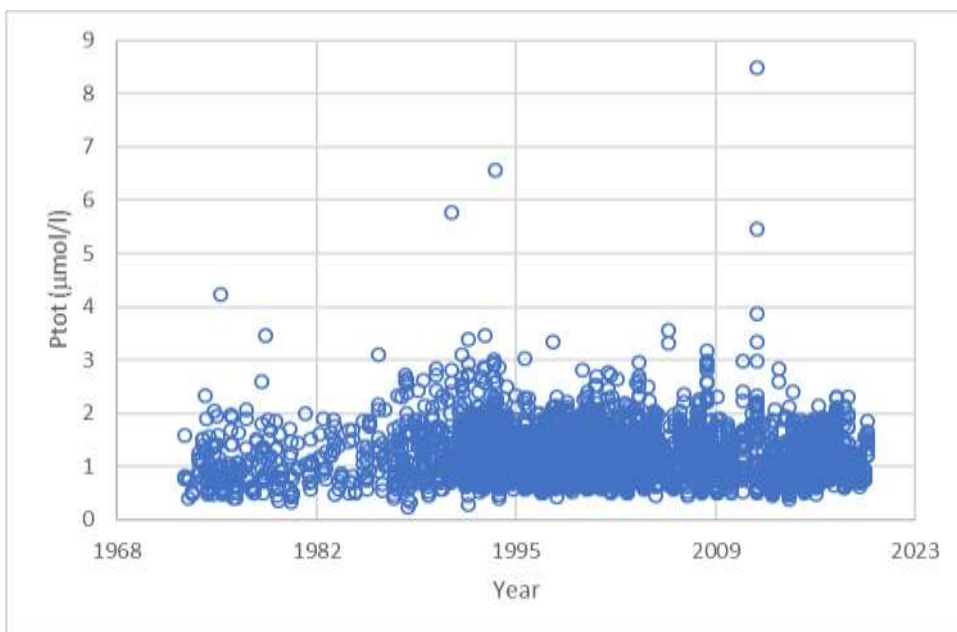


Figure 3. Concentrations of total phosphorus in the transitional waters of the Latvia.

The water transparency (Secchi depth) also varies substantially (0.5 – 6.5 m) in response to water circulation effects. The variation is also very pronounced interannually, as demonstrated by annual means (Figure 4), most likely reflecting interannual variation in precipitation (and consequently river runoff) regime.

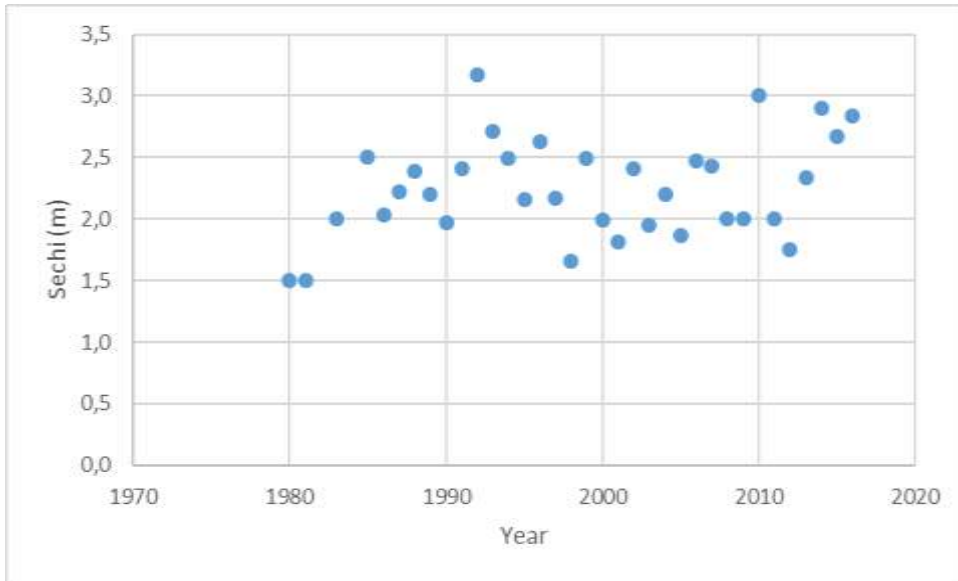


Figure 4. The annual mean values of Secchi depth in the transitional waters of the Latvia.

Wave conditions

The shallow part of the transitional waters is subjected to impact by wave actions (Figure 5). The wave impact in the area extends to 3-4 m depth.

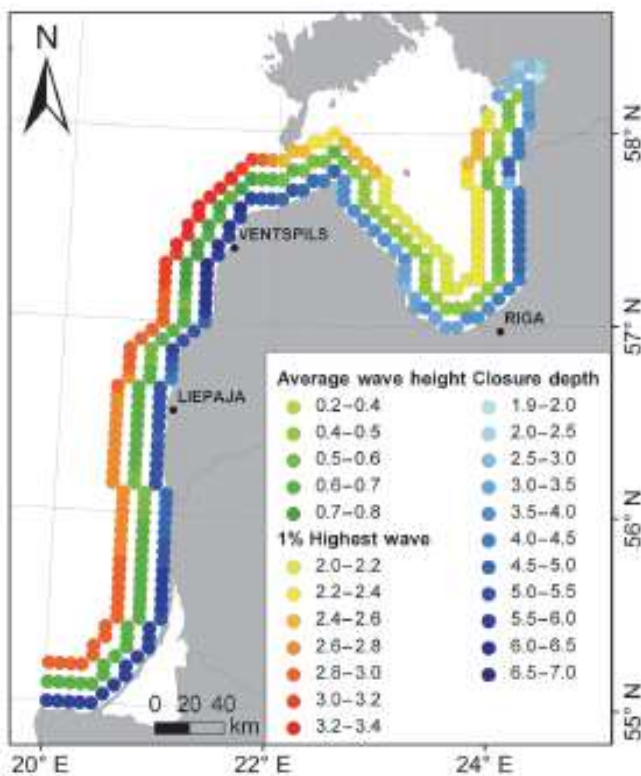


Figure 5. Longshore variation of the average significant wave height, threshold for the highest 1 % of significant wave height and the closure depth (color scale, m) for wave conditions in 1970-2007. The closure depth is given for centres of grid cell of the water model, data from which are used in calculation. (from Soomere et al., 2011)

Conclusion

The predominance of sandy sediments in an area of transitional waters with sufficient light penetration to sustain population of aquatic plants gives a slim possibility for a colonies of eelgrass *Zostera marina*, common species in the Baltic Sea, to establish in coastal part of the water body. However, there is no empirical evidence of such colonies.

The target (Good/Moderate boundary) value of Secchi depth for transitional waters is 3 m. Accordingly, it might be expected that depth limit of hypothetical eelgrass colony would not exceed ca. 3.5 m depth. However, as can be seen from Figure 5, the wave impact on sea bottom expressed as average closure depth (ca 4 m) is substantial in that depth zone. Therefore, it can be concluded that even when water body will reach good ecological conditions the physical factor, e.g., wave energy, will be too unfavorable for actual colony to develop.

The open nature of shoreline, there is no embayment or cape that could create sheltered sub-area in the water body, precludes formation of local pockets of submerged vegetation s well.

So it can be concluded that prevailing physical conditions exclude even theoretical ground to expect any colony to be sustainable.

References

- Bach, S. S., J. Borum, M. D. Fortes, and C. Duarte. 1998. Species composition and plant performance of mixed seagrass beds along a siltation gradient at Cape Bolinao, The Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 174:247–256.
- Chambers, P. A. 1987. Nearshore occurrence of submerged aquatic macrophytes in relation to wave action. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 44:1666–1669
- Kautsky, H., Martin, G., Mäkinen, A., Borgiel, M., Vahteri, P., Rissanen, J. 1999. Structure of phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia*. 393: 191-200.
- Kumsare, A., Jurane, A. & Liepa, R. 1974. Algal flora and protozoa in the littoral zone of the southern part of the Gulf of Riga. In *Biology of the Baltic Sea*, 1, 130–143. Riga.
- Livingston, R. J., S. E. McGlynn, and X. Niu. 1998. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: Water and sediment quality and light. *Aquatic Botany* 60:135–159.
- Martin, G., Kukk, E., Kukk, H., Kotta, J. 2004. Historical review of the literature on phytobenthic investigations in the Gulf of Riga. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 53: 236-250.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot. Fenn.*, 155, 1–51.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*. 25: 1025-1032.
- Posey, M. H., C. Wigand, and J. C. Stevenson. 1993. Effects of an introduced aquatic plant, *Hydrilla verticillata*, on benthic communities in the upper Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37:539–555.

Robbins, B. D. and S. S. Bell. 2000. Dynamics of a subtidal seagrass landscape: Seasonal and annual changes in relation to water depth. *Ecology* 81:1193–1205.

Soomere, T., Viška, M., Lapinskis, J., Räämet, A. 2011. Linking wave loads with the intensity of erosion along the coasts of Latvia. *Estonian Journal of Engineering*. 17: 359-374.