

TÜ Eesti Mereinstituut

**KOPLI LAHE ELUSTIKU, ÖKOSÜSTEEMI SEISUNDI
JA VEE KEEMILISE KVALITEEDI UURINGUD**

ARUANNE

Töövõtuleping: TKA129

Lepingu lõpptähtaeg: 22.12.2023

Tellijä: Tallinna Keskkonna- ja Kommunaalamet

**TALLINN
2023**

SISUKORD

SISUKORD.....	2
1 SISSEJUHATUS.....	3
2 MATERJAL JA METOODIKA	4
2.1 Mõõtmiste sagedus, seiratavad näitajad ja seirejaamad.....	4
2.2 Proovide analüüs.....	7
2.2.1 Fütoplankton	7
2.2.2 Põhjataimestik.....	7
2.2.3 Põhjajoomastik.....	7
2.2.4 Füüsikalis-keemilised näitajad.....	8
2.2.5 Zooplankton	9
2.3 Rannikumere ökoloogilise seisundi hindamine.....	10
2.3.1 Hindamise metoodika	10
2.3.2 Fütoplankton	10
2.3.3 Põhjataimestik.....	11
2.3.4 Põhjajoomastik.....	11
2.3.5 Füüsikalis-keemilised näitajad.....	13
2.3.6 Usaldusväärsus.....	13
3 TULEMUSED	15
3.1 Fütoplankton.....	15
3.2 Põhjataimestik.....	18
3.3 Põhjajoomastik.....	21
3.4 Füüsikalis-keemilised näitajad.....	23
3.5 Zooplankton	27
3.6 Koondhinnang.....	28
4 EKSPERTHINNANG MERRE JUHITAVA SADEMEVEE MAHU SUURENEMISE MÕJUST ELUSTIKULE JA SADEMEVEE MERRELASU ASUKOHA VALIK	30
5 KOKKUVÕTE.....	32

1 SISSEJUHATUS

Kopli laht on Tallinna lääneossa jääv väikelah, mis kogu Tallinna lahe pindalast moodustab ligikaudu 5% (vastavalt 250 ja 13 km²). Lah, lõikub Kopli ja Kakumäe poolsaare vahele kitsa (kuni 2,5 km) ja suhteliselt sügava (kuni 30 m) vaona, olles põhjaosas avatud Soome lahe keskosa vete sissevoolule.

Vaatamata väikesele pindalale suubuvad Kopli lah, nii Põhja-Tallinna, Kristiine, Mustamäe kui Haabersti linnaosade sademeveed (Tallinn, 2012). Suuremateks reostuskoormuse allikateks on Mustjõe oja, Rocca al Mare sademevee väljalask ja Seewaldi kollektor. Mustjõe oja ja Rocca al Mare sademevee väljalasud moodustavad kokku ligikaudu 80% kogu sademeveega Tallinna lah, jõudvast lämmastiku- ja umbes 72% fosforikoormusest (Estonian..., 2021). Nende kahe väljalasuga võrreldav on vaid Tallinna lahe lõunaossa suubuv Ülemiste (Russalka) sademeveekollektor.

Seoses kavatsusega viia Kopli lah, suubuv kanalisatsioonisüsteem lahkvooleks suureneks oluliselt linnast kogutud ja merre juhitava sademevee maht, mis suure tõenäosusega mõjutab ka mereala ökoloogilist seisundit. Halveneda võib ka Stroomi suplusko,ha vee kvaliteet. Nende mõjude avaldumine oleneb suuresti vee liikumisest Kopli lahes, aga ka sellest milline asukoht ja tehniline/ehituslik lahendus sademevee lah, suunamiseks valida.

Uuringu eesmärgiks oli ülevaate saamine Kopli lah, elustikust ja selle põhjal hinnangu andmine merekeskkonna seisundile. Teave Kopli lah, põhjaelustiku paiknemisest ja lah, praegusest ökoloogilisest seisundist võimaldab projekteerida uut sademevee merrelasku parimal võimalikul moel, nii et negatiivsed mõjud oleksid minimaalsed.

Seiretöödel, laboratoorsel analüüsil ja aruande koostamisel osalesid järgmised TÜ Eesti mereinstituudi töötajad:

Andres Jaanus (vastutav täitja, fütoplankton, hüdrokeemia), Kaire Torn (põhjataimestik), Greta Reisalu (põhjajoomastik), Arno Põllumäe (zooplankton), Marko Rõõmusoks, Annely Enke, Kätlin Jeedas, Kaire Kaljurand, Andres Kalk, Karina Kelareva, Romi Neerot, Tiia Möller-Raid, Oskar Rumm, Keili Saava, Vivian Tamm, Grete Tarkin, Martin Teeveer, Eliise Uueni.

2 MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Mõõtmiste sagedus, seiratud näitajad ja seirejaamad

Merekeskkonna seisundit hinnatakse ökosüsteemi bioloogiliste elementide (füto- ja zooplankton, põhjataimestik ja -loomastik) alusel. Bioloogiliste indikaatorite kasutamine põhineb asjaolul, et elusorganismid, kes elavad teatud kindlates keskkonningimustes, on nende tingimustega kohanenud. Kui toimub häiring, siis organismid ja nende kooslused reageerivad sellele kas füsioloogilisel või koosluste struktuuri tasemel.

Pelaagiliste näitajate ja põhjaloomastiku seirejaamades määrati järgmised näitajad, indikaatorid ja arvutati indeksid:

1) vee füüsikalise-keemilised näitajad:

- pH, toitaineid $P_{\text{üld}}$, $N_{\text{üld}}$, (integreeritud proovid 1, 5 ja 10 m sügavuselt), analüüs kõigist võetud proovidest;
- sondeerimine CTD sondiga (CTD-profiil) – O_2 (mg l^{-1} , ml l^{-1} , %), temperatuur ($^{\circ}\text{C}$), soolsus (PSU), tihedus (g cm^{-3}), elektrijuhtivus (mS cm^{-1} , $\mu\text{S cm}^{-1}$), pH
- vee läbipaistvus (m);

2) keskkonnaparameetrid:

- põhjasubstraat, sügavus (m);

3) fütoplankton:

- klorofüllü a kontsentratsioon ($\mu\text{g l}^{-1}$),
- liigiline koosseis, arvukus (loendusühikut l^{-1}), biomass (mg l^{-1});
- indeksid – veeseaduse § 61 lõike 2 alusel kehtestatud kvaliteedielemendi fütoplankton ÖKS-id (ökoloogiline kvaliteedisuhe);

4) zooplankton:

- liigiline koosseis, arvukus (isendit m^{-3}), biomass (mg m^{-3});
- indikaator – MSTS (*Mean Size and Total Stock*);

5) põhjaloomastik:

- liigiline koosseis, arvukus (liigi/taksoni; isendit m^{-2}), biomass (liigi/taksoni; g m^{-2}), põhjasette orgaanilise aine sisaldus (% kuivkaalust põletusmeetodil, C_{org});
- indeksid – veeseaduse § 61 lõike 2 alusel kehtestatud ZKI₂ (suurselgrootute koosluse indeks), ZKI₂ ÖKS (ökoloogiline kvaliteedisuhe);

6) põhjataimestik (kui esines põhjaloomastiku proovides):

- liigiline koosseis, biomass (liigi/taksoni, g m^{-2}).

Vee füüsikalised ja keemilised näitajad, fütoplankton ja zooplankton määrati Kopli lahe uuringute käigus viiel korral perioodil juuni–september. Põhjaloomastik analüüsiti juunis ühel korral võetud proovidest.

Põhjaelustiku transektidel toimus proovide kogumine juulis sukeldumis- ja videotehnoloogia abil. Määrati järgmised näitajad ja indikaatorid:

1) keskkonnaparameetrid (transekti asukoht):

- põhjasubstraat, sügavus (m);

2) põhjataimestik:

- liigiline koosseis, katvus (liigi/taksoni kaupa ja üldine; %), biomass (liigi/taksoni ja üldine; g m^{-2});
- põhjataimestiku maksimaalne sügavuslevik, põisadru (*Fucus* spp) sügavuslevik, mitmeaastaste liikide osakaal;

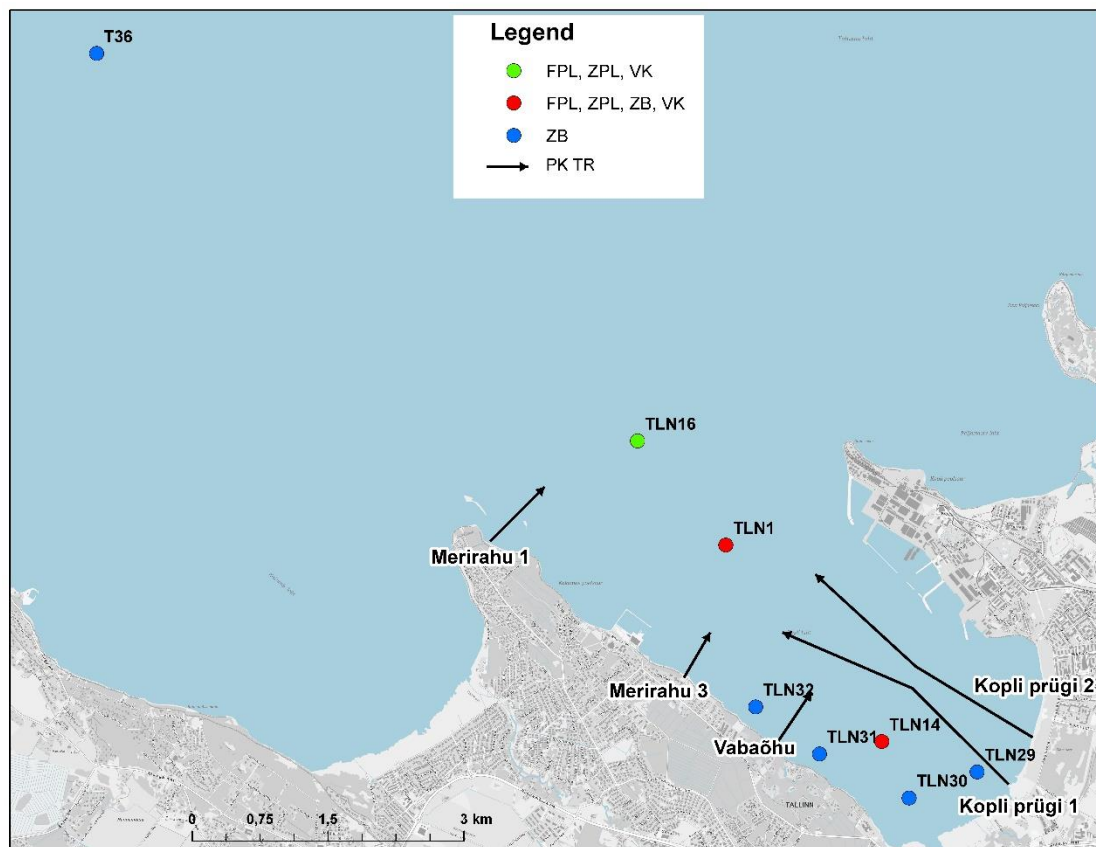
- indeksid – veeseaduse § 61 lõike 2 alusel kehtestatud EPI_1 (Eesti fütobentose indeks) ja EPI_1 ÖKS (ökoloogiline kvaliteedisuhe) veekogutüübis R3;

3) põhjaloomastik:

- liigiline koosseis, biomass (liigi/taksoni; $g\ m^{-2}$); arvukus (liigi/taksoni, isendit m^{-2}).

Põhjakooslusi kirjeldati juulis 2023 transekti erinevates sügavusvahemikes (üldjuhul iga sügavuse muutuse meetri tagant) kuni sügavuseni, mis võimaldab määrata põhjataimestiku sügavuslevikut (oriendatult 10–15 m).

Seirejaamade asukohavalikul lähtuti 2011. ja 2012. aastal läbi viidud Tallinna lahe keskkonnaseisundi uuringutest, põhjataimestiku puhul ka transektidele seatud nõuetest ja soovitudest. Eelmiste uuringute ajal oli Kopli laht jaotatud ava- (Merirahu) ja siseosaks (Stroomi), kummaski paiknes kolm veeseire ja põhjaloomastiku jaama ning kolm põhjataimestiku transekti. 2023. aastal koguti veeproove kolmest ja põhjaloomastiku proove kahest Kopli lahe teljel paiknevast jaamast. Jaamade sügavus varieerus 9 meetrist lahe siseosas (jaam TLN 14) kuni 25–30 meetrini väljas (jaamad TLN1 ja TLN 16). Ühtlasi võimaldas selline sügavuste valik saada parema ülevaate põhjaloomastiku levikust. Kuna Kopli lahe suudmealast vähem kui 7 kilomeetri kaugusel asub riikliku mereseire jaam T36 (sügavus 36 m), mille andmeid kasutati sügavusleviku kirjeldamiseks, siis jaamast TLN16 põhjaelustiku proove täiendavalt ei kogutud. Põhjaloomastiku jaoks koguti lisaks materjali veel neljast jaamast kaldalähedases piirkonnas, mis olid seires ka 2011. aastal (jaamad TLN29–32, sügavus 1,5–4 meetrit). Põhjataimestiku andmed koguti kolmelt transektilt (Merirahu 1, Merirahu 3, Vabaõhu). Täiendava infona kasutati riigihanke „Mereseire 2022–2023, osa 5 Merepõhja makroprügi seire“ kahelt transektilt (Kopli prügi 1 ja 2) kogutud põhjakoosluste andmeid. Seirejaamade ja transektide asukohad on näidatud joonisel 2.1.



Joonis 2.1. Seirejaamade ja transektide asukohad Kopli lahes. PK TR – põhjakoosluse transekt, ZB – zoobentose, FPL – fütoplanktoni, ZPL – zooplanktoni, VK – veekeemia seirejaam.

2.2 Proovide analüüs

2.2.1 Fütoplankton

Merebioloogilise seire käigus mõõdeti klorofüllil *a* sisaldust ning määrati fütoplanktoni liigiline koosseis ja biomass. Proovid koguti pindmisest veekihi kolmelt horisondilt (1, 5 ja 10 m). Erinevatelt horisontidelt võetud proovid ühtlustati enne analüüsi, valades need võrdsetes osades kokku.

Kogu analüüsimetoodika järgib HELCOM-i seirejuhendit (<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Guidelines-for-monitoring-phytoplankton-species-composition-abundance-and-biomass.pdf>, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Guidelines-for-measuring-chlorophyll-a.pdf>) ning sellele vastavaid mereinstituudi sisejuhendeid KJ I/19 ja KJ I/1. Seirejaamu külastati juunist septembrini 5 korral.

Klorofüll *a* proovid filtreeriti läbi Whatman GF/F klaasfiiberfiltrite, ekstraheeriti 96% etanoolis 12–24 tundi toatemperatuuril ja määrati spektrofotomeetriliselt (Libra S32). Fütoplanktoni proovid fikseeriti aädikhappelise Lugoli lahusega ning eritleti Utermöhli tehnikaga invertteeritud mikroskoopide CKX-41, IX-51 ja IX-73 (Olympus) abil. Proovid analüüsiti mõne päeva kuni 2-3 kuu jooksul.

2.2.2 Põhjataimestik

Põhjataimestiku vaatlused viiakse läbi piki transekti, mis paikneb kalda suhtes 90° nurga all. Vaatluste tegemine ja materjali kogumine toimub sukeldumis- ja videotehnoloogia kasutamisega. Sukelduja märgib visuaalse vaatluse tulemusena kohapeal ära põhjakoosluse liigilise koosseisu ning eri liikide katvushinnangud. Juhul kui vahetult vee all ei ole võimalik liike määrata, kogutakse kvalitatiivsed proovid taksonoomilisteks määramisteks. Videomaterjali kogumiseks kasutatakse veealust vaatluskaamerat, mis on ühenduses paadis oleva salvestava digikaameraga. Videomaterjali hilisemal analüüsil määratakse põhjataimestiku üldkatvus ning põhjataimestiku erinevate liikide sügavuslevik ning liigiline jaotumus. Transektide kirjeldamine toimub kindlate sügavusvahemike kaupa.

Kvantitatiivsed proovid kogutakse homogeense põhjataimestikuga vöönditest kolmes korduses 20 × 20 cm suurustest raamidest. Kogutud kvantitatiivsed proovid sügavkülmutatakse ja transporditakse laborisse. Laboris säilitatakse proove –20 °C juures kuni laboratoorse analüüsini. Proovid sorteeritakse taime- ja loomaliikide kaupa, määratakse loomaliikide arvukus. Kuivkaalu määramiseks kuivatatakse iga liik eraldi 60 °C juures: loomad vähemalt 48 tundi, taimed vähemalt üks nädal. Laboratoorsed tööd toimusid Eesti Akrediteerimiskeskuse poolt tunnustatud Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi katselaboris registreerimisnumbriga L179 ja vastavalt analüüsijuhenditele KJ I/4 Zoobentos: Makrozoobentose liigilise koosseisu, arvukuse ja biomassi määramine ja KJ I/3 Fütobentos: Makrofütobentose liigilise koosseisu ja biomassi määramine.

2.2.3 Põhjaloostik

Kõikidest seirejaamadest koguti kolm kordusproovi. Proovivõtu vahendiks oli Ekman-tüüpi põhjaammuti. Proovid pesti nailonsõeltel. Nailonsõela siidi ava diameeter on

0,25 mm. Välitöödel pakiti proovid kilekottidesse, varustati etiketiga ning säilitati – 20 °C juures kuni nende laboratoorse analüüsini. Kõikides jaamades määrati põhjaloomastiku ja -taimestiku liigiline koosseis, loomaliikide arvukus ning põhjaloomastiku ja -taimestiku kuivkaal 1 m² kohta. Laboratoorsed tööd toimusid Eesti Akrediteerimiskeskuse poolt akrediteeritud Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi katselaboris ja vastavalt kvaliteedisüsteemi tööjuhenditele KJ I/4 Zoobentos: Makrozoobentose liigilise koosseisu, arvukuse ja biomassi määramine ja KJ I/3 Fütobentos: Makrofütoobentose liigilise koosseisu ja biomassi määramine. Proovide kogumisel ja analüüsimisel kasutati HELCOMi poolt väljatöötatud metoodilisi standardeid (<https://helcom.fi/media/publications/Manual-for-Marine-Monitoring-in-the-COMBINE-Programme-of-HELCOM.pdf>). See tagab põhjaloomastiku ülevaate võrreldavuse teiste Läänemere põhjaloomastiku uuringutega.

Põhjaloomastiku liigirikkust ja kvantitatiivset koosseisu hinnatakse alloleva skaala alusel (vt. tabel 2.2.3.1).

Tabel 2.2.3.1 Skaala, mille alusel mõõdetakse Eesti merealadel põhjaloomastiku kvalitatiivset ja kvantitatiivset koosseisu.

Liikide arv	Arvukus	Biomass	Hinnang
< 6 liiki	< 600 is m ⁻²	< 25 g m ⁻²	väike
6–9 liiki	600–1200 is m ⁻²	25–40 g m ⁻²	keskmine
9–15 liiki	1200–2000 is m ⁻²	40–80 g m ⁻²	suur
> 15 liiki	> 2000 is m ⁻²	> 80 g m ⁻²	väga suur

2.2.4 Füüsikalise-keemilised näitajad

Proove koguti 1, 5 ja 10 meetri sügavuselt ning integreeriti. Proovid sügavkülmutati koheselt peale proovivõtu ning hoiti nendes tingimustes kuni analüüsimiseni. Määrati üldfosfor ja üldlämmastik. Hapnikusisaldus määrati proovivõtul, pH proovivõtul või laboris. Vee läbipaistvust mõõdeti Secchi ketta abil.

Merevee temperatuuri ja soolsuse mõõtmiseks seirejaamades kasutati CTD/STD sonde YSI EXO3 ja SST M90. Mõõtesagedus oli 1 kord sekundis, registreeriti temperatuur, elektrijuhtivus, rõhk, merevee tihedus, fluorestsents ja hapnikusisaldus ning sondiga SST M90 ka pH. Sondide laskumiskiirus hoiti vahemikus 0,5 m s⁻¹. Vee elektrijuhtivuse *in situ* määramisel kehtib TÜ EMI merebioloogia osakonna akrediteeritud sisejuhend KJ I/17.

Meresette orgaanika sisaldus seoses mere üldise eutrofeerumisega pikas perspektiivis kasvab. See kirjeldab eri merealade eutrofeerumise taset. Mida suuremad on orgaanilise aine kogused, seda suurem on tõenäosus, et süvikute põhjalähedases veekihi ja põhjasetetes tekib orgaanika lagunemisel hapnikupuudus. Mõõdukas orgaanika sisaldus setetes annab informatsiooni selle kohta, milline on settest toituvate põhjaloomade toidubaas. Kõige väiksemad on orgaanika sisalduse väärtused nende piirkondade setetes, kus lainetuse ja hoovuste mõjul viiakse orgaanikarikkad kergemad setted merepiirkonnast minema. Seega kirjeldab orgaanika sisaldus setetes põhjaloomastiku elutingimusi.

Orgaanilise aine sisalduse määramiseks meresetetest kasutati põletusjäägi (kuumutuskao) meetodit (Eleftheriou, 2013). Merel võetakse põhjaammutajaga proov. Sellest proovist võetakse omakorda setteproov settetoru abil setete pealmisest, 3 cm

paksusest kihist. Setteproovid pakitakse anumasse (näiteks fototopsi) ja säilitatakse analüüsimiseni sügavkülmas ($-20\text{ }^{\circ}\text{C}$). Toatemperatuuril üles sulatatud määrjad proovid pannakse eelnevalt kaalutud tiiglitesse. Kümne ööpäeva jooksul kuivatatakse proovid kuivatuskappides $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ juures õhkuivaks. Kuivatatud proovid kaalutakse ja seejärel põletatakse neli tundi muhvelahjus ($500\text{ }^{\circ}\text{C}$). Pärast põletamist kaalutakse proovid uuesti. Enne kaalumist hoitakse proove 12 tundi eksikaatoris, et kaal stabiliseeruks. Põletamisel tekkinud kaalukadu, mis on orgaanilise aine hulk setetes, esitatakse protsentides sette kuivkaalu suhtes.

Eesti merealadel loome väikeseks orgaanika sisalduseks setetes alla ühe protsendi sette kuivkaalust, mõõdukaks 1–5% ja suureks kui orgaanikat on 5–9%. Kui orgaanikat on üle 9% kuivkaalust, siis on selle sisaldus settes väga suur.

2.2.5 Zooplankton

Mesozooplanktoni uurimisel lähtuti merebioloogia osakonna kvaliteedikäsiraamatu sisejuhendist KJ I/2. Meetod on akrediteeritud Eesti Akrediteerimiskeskuse poolt (registreerimisnumber L179) ja järgib HELCOMi metoodikat. Zooplanktoni proovid koguti Juday tüüpi planktonivõrgu vertikaalsete tõmmetega. Juday võrgu suu pindala on $0,1\text{ m}^2$ ja filtreeriva osa tihedus $0,1\text{ mm}$. Proovid fikseeriti formaliiniga ja analüüsiti laboris mikroskoobi all. Zooplanktoni arvukus on toodud isendite hulga ja biomass (mürgkaal) milligrammides kuupmeetri merevee kohta (is m^{-3} ; mg m^{-3}).

Zooplanktoni liigilise koosseisu kvalitatiivseks määramiseks ja suuremõõtmeliste, kuid reeglina vähearvukate organismide ja võõrliikide (näiteks *Cercopagis pengoi*, *Leptodora kindti*) isendite loendamiseks vaadati läbi kogu proov. Liigini määrati enamik vesikirbuliste ja aerjalgsete isendeid (viimaste puhul eraldi arengustaadiumid ja isased ning emased isendid). Keriloomade esindajad on reeglina määratud perekonnani, meroplankton ehk põhjaloomade pelaagilised vastsed aga üldjuhul seltsi või klassini (Bivalvia, Gastropoda, Polychaeta, Decapoda). Seega hõlmab aruandes kasutatav termin “takson” erinevaid taksonoomilisi ühikuid arengustaadiumist klassini.

2.3 Rannikumere ökoloogilise seisundi hindamine

2.3.1 Hindamise metoodika

Klassifikatsioonisüsteem põhineb bioloogilistel kvaliteedielementidel, milleks on fütoplankton, põhjataimestik ja põhjaloomastik. Füüsikalis-keemiliste üldtingimuste määrangud on täiendavaks infoks.

Kvaliteedielementide hindamisel kasutatakse kvaliteedinäitajate ökoloogilist kvaliteedisuhet, mis väljendab kvaliteedinäitajate väärtust fooni suhtes. Ökoloogilise kvaliteedisuhte indeks (ÖKS) on ühikuta suhtarv, mis varieerub vahemikus 0...1, suurem väärtus näitab paremat seisundit. Põhjaloomastiku ÖKS arvutatakse mõõdetud parameetri ja fooniväärtuse suhtest. Fütoplanktoni, põhjataimestiku ja füüsikalis-keemiliste näitajate normaliseeritud ÖKS kalkuleeritakse kasutades valemit:

$$\text{ÖKS}_{\text{mõõdik}} = \frac{(P_x - P_l) \times (E_u - E_l)}{(P_u - P_l)} + E_l$$

kus:

P_x – parameetri mõõdetud väärtus

P_l – parameetri madalam klassipiir

P_u – parameetri kõrgem klassipiir

E_l – vastava ÖKS-i madalam klassipiir

E_u – vastava ÖKS-i kõrgem klassipiir

Eri parameetrite ökoloogilise kvaliteedisuhte indeksite keskmistamisel elementide kaupa saadakse ökoloogilise seisundi hinnang. Koondhinnang lähtub bioloogiliste kvaliteedielementide kõige madalamast seisundiklassist.

Bioloogiliste ja füüsikalis-keemiliste kvaliteedinäitajate klassipiirid ja ökoloogilise kvaliteedisuhte (ÖKS) väärtused on vastavuses keskkonnaministri 24. aprilli 2020 määruse nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“ lisaga 6 „Rannikuveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste, füüsikalis-keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide ja kvaliteedinäitajate järgi“.

Käesolevas aruandes on keskkonnaseisundi hindamisel kasutatud lisas 1 toodud klassipiire.

2.3.2 Fütoplankton

Vee kvaliteedi hindamisel fütoplanktoni indikaatorite (klorofüllil a sisaldus, fütoplanktoni kogubiomass) abil on kasutatud sesoonseid (juuni–september) mediaanväärtusi. Mediaani kasutamise põhjenduseks on massesinemistel eksponentsiaalselt kasvav biomass, mis tõstaks keskmistatud väärtusi ülespoole. Kuna õitsengud on tavaliselt lühiajalised (1-2 nädalat), siis perioodi kogupikkust (3-4 kuud) arvestades on nende tabamine suhteliselt juhuslik ja tulemuste keskmistamine võib anda kokkuvõttes ebaadekvaatse hinnangu veekeskkonna seisundile. Fütoplanktoni kui kvaliteedielemendi ökoloogiline kvaliteedisuhe (ÖKS) on klorofüllil a sisalduse ja fütoplanktoni biomassi vastavate väärtuste keskmine.

2.3.3 Põhjataimestik

Igas veekogumis teostatakse uuringud kolmel põhjataimestiku transektil. Veekogumi ökoloogilise seisundi klassi määramiseks keskmistatakse nende tulemused. Kasutatakse Eesti põhjataimestiku indeksit EPI₁, mille määratavad indikaatornäitajad on:

- Põhjataimestiku sügavuslevik
- Põisadru sügavuslevik kõvadel põhjadel
- Mitmeaastaste liikide osakaal

Põhjataimestiku ja põisadru sügavuslevik määratakse nii katvushinnangu kui ka biomassiproovide põhjal. Kui põisadru pole transektil varem esinenud ei arvestata seda parameetrit keskmistamisel. Kui põisadru on varem esinenud, kuid hiljem puudub, siis loetakse põisadru maksimaalseks sügavuseks transektil 0 m ning arvestatakse keskmistamisel. Mitmeaastaste liikide osakaal arvutatakse biomassiproovide põhjal (Torn ja Martin, 2011).

2.3.4 Põhjaloostik

Eesti rannikumere zoobentose koosluse indeksi ZKI valemit ja klassipiire on muudetud interkalibreerimistegevuste käigus ja uus muudetud indeks on tähistatud „ZKI₂“ (varasem indeks „ZKI₁“). ZKI₁ valemist eemaldati absoluutse biomassi väärtus, kuna see tunnus ei sobinud Eesti-Soome ühise andmestikuga töötamiseks. Täiendatud ZKI₂ valemisse kuuluvad ainult suhtelised biomassi väärtused tundlikkusrühmade osakaaludena üldbiomassist. Täiendatud ZKI₂ valemisse kuulub vastavalt Euroopa Liidu komisjoni nõuetele ka mitmekesisuse indikaator (liikide või taksonite arv S), mis varem valemist puudus.

Põhjaloostiku koosluste struktuur reageerib erinevatele stressoritele, kuna kooslustes leidub liike, mis on väga erineva füsioloogilise taluvusvõimega, toitumisviisiga ja troofiliste suhetega. Kasutades seda informatsiooni, on põhjaloostiku liigid jagatud tundlikkuse järgi kolme klassi. Indeksi arvutamisel võetakse arvesse asjaolu, et toitainete sisalduse kasvades suureneb põhjaloostiku biomass teatud tasemeni, mille ületamisel järgneb kiire langus (Pearson ja Rosenberg, 1978).

ZKI₂ arvutamise valem on järgmine:

$$ZKI_2 = (0.5 \times (\text{Klass 1} + 2 \times \text{Klass 2} + 3 \times \text{Klass 3}) - 0.5) \times (S/S_{\max}),$$

kus:

- Klass 1...Klass 3 – klassi *n* kuuluvate liikide summaarse biomassi ja terve proovi kogubiomassi suhe arvutatuna kuivkaalu ühikutes. Tabelis 2.3.4.1 on toodud põhjaloostiku liikide kuuluvus tundlikkuse klassidesse.
- S – liikide või taksonite arv proovis
- S_{max} – veekogumispetsiifiline liikide või taksonite suurim arv proovis (väärtused korrigeeritud 2015. a, tabel 2.3.4.2)

Karbiliikide puhul kasutatakse ZKI₂ arvutamisel kojata kuivkaalu, mis saadakse korrutades kojaga kuivkaalu liigispetsiifilise konstandiga (*Cerastoderma glaucum* = 0,45; *Dreissena polymorpha* = 0,07; *Macoma balthica* = 0,38; *Mya arenaria* = 0,48; *Mytilus trossulus* = 0,16).

Tabel 2.3.4.1 Eesti rannikumere põhjaloomastiku taksonite reostustundlikkus. Klassi 3 kuuluvad liigid on eutrofeerumise suhtes kõige tundlikumad ja asustavad eelkõige kõige puhtamaid piirkondi. Klassi 2 liikide biomass kasvab tunduvalt mõõduka eutrofeerumise tingimustes. Klassi 1 kuuluvad liigid taluvad kõige kõrgemat eutrofeerumise taset ja neid võib leida kõige rohkem reostunud merepiirkondadest.

Takson	Klass	Takson	Klass	Takson	Klass
<i>Alderia modesta</i>	3	<i>Gammarus lacustris</i>	3	Neuroptera	3
<i>Amphibalanus improvisus</i>	2	<i>Gammarus locusta</i>	3	Odonata	3
<i>Ampullaceana balthica</i>	2	<i>Gammarus oceanicus</i>	3	Oligochaeta	1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	3	<i>Gammarus pulex</i>	3	Ostracoda	3
<i>Argulus sp</i>	3	<i>Gammarus salinus</i>	3	<i>Palaemon adspersus</i>	2
<i>Asellus aquaticus</i>	2	<i>Gammarus zaddachi</i>	3	<i>Palaemon elegans</i>	2
<i>Astarte borealis</i>	3	<i>Gammarus tigrinus</i>	2	<i>Paramysis intermedia</i>	2
<i>Bathyporeia pilosa</i>	3	<i>Gonothyraea loveni</i>	3	<i>Peringia ulvae</i>	2
<i>Bithynia tentaculata</i>	3	<i>Halicryptus spinulosus</i>	3	<i>Physa fontinalis</i>	3
<i>Boccardiella ligérica</i>	2	<i>Hediste diversicolor</i>	2	<i>Piscicola geometra</i>	3
<i>Bylgides sarsi</i>	3	Hemiptera	3	<i>Pisidium sp</i>	3
<i>Calliopius laeviusculus</i>	3	Hirudinea	3	Planorbidae	3
<i>Cerastoderma glaucum</i>	2	Hydrachnidia	3	Plecoptera	3
<i>Ceratopogonidae</i>	2	Hydrobiinae	2	<i>Pontogammarus robustoides</i>	2
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	2	<i>Idotea balthica</i>	2	<i>Pontoporeia femorata</i>	3
<i>Chironomidae</i>	1	<i>Idotea chelipes</i>	3	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3
Coleoptera	3	<i>Idotea granulosa</i>	3	<i>Praunus flexuosus</i>	3
Collembola	3	<i>Jaera albifrons</i>	3	<i>Praunus inermis</i>	3
<i>Cordylophora caspia</i>	2	<i>Laomedea flexuosa</i>	2	<i>Pygospio elegans</i>	2
Corixidae	2	Lepidoptera	3	<i>Saduria entomon</i>	3
<i>Corophium volutator</i>	2	<i>Leptocheirus pilosus</i>	2	<i>Scoloplos armiger</i>	3
<i>Crangon crangon</i>	3	<i>Limapontia capitata</i>	3	<i>Sphaerium sp</i>	3
<i>Cryptorchestia cavimana</i>	3	<i>Lymnaea stagnalis</i>	2	<i>Stagnicola palustris</i>	3
<i>Cyanophthalma obscura</i>	3	<i>Macoma balthica</i>	2	<i>Tenellia adspersa</i>	3
<i>Diastylis rathkei</i>	3	<i>Manayunkia aestuarina</i>	3	<i>Terebellides stroemii</i>	3
Diptera	3	<i>Marenzelleria neglecta</i>	2	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	2
<i>Dreissena polymorpha</i>	2	<i>Melita palmata</i>	3	Trichoptera	3
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	3	<i>Monoporeia affinis</i>	3	<i>Valvata macrostoma</i>	2
<i>Ecrobia ventrosa</i>	2	<i>Mya arenaria</i>	2	<i>Valvata piscinalis</i>	3
<i>Einhornia crustulenta</i>	2	<i>Mysis mixta</i>	3	<i>Viviparus viviparus</i>	2
Ephemeroptera	3	<i>Mysis relicta</i>	3		
<i>Eurydice pulchra</i>	3	<i>Mytilus trossulus</i>	2		
<i>Gammarus duebeni</i>	3	<i>Neomysis integer</i>	2		

ZKI₂ jaoks on vajalik põhjaloomastiku proovide kogumine Van Veen põhja-ammatajaga (põhja pindala 0,1 m²), sest väikemate põhjaammatajatega (nt Ekman-tüüpi, põhja pindala ca 0,02 m²) kogutud proovides võib liikide arv olla liiga varieeruv. Lisaks sellele on oluline vältida proovide kogumist põhjataimestiku vööndist, sest taimestikuvööndi märkimisväärselt kõrgem põhjaloomastiku liigiline mitmekesisus muudab võimatuks seisundi hinnangu võrdlemise sügavamalt kogutud proovidega.

Kõrgem ZKI₂ väärtus näitab paremat keskkonnaseisundit (lisa 1).

Käesolevas uuringus koguti proovid Ekman-tüüpi põhjaammutajaga ning seetõttu ei saa arvutatud ZKI₂ indeksi põhjal antud hinnaguid võrrelda teiste piirkondadega, kus proovid on kogutud Van Veen tüpi põhjaammutajaga.

Tabel 2.3.4.2 Veekogumispetsiifiline liikide või taksonite suurim arv proovis ($S_{\max}$) ZKI₂ arvutamiseks. Tärniga tähistatud veekogumites ei ole ZKI₂ meetodi kasutamine võimalik, sest veekogumid on liiga madalad, madala soolsusega või ei ole seirejaamade paiknemine sobiv.

Veekogumi number	Veekogumi nimetus	$S_{\max}$
1	Narva-Kunda lahe rannikuvesi	12
2	Eru-Käsmu lahe rannikuvesi	13
3	Hara ja Kolga lahe rannikuvesi	14
5	Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi	14
6	Pakri lahe rannikuvesi	14
7	Hiiu madala rannikuvesi	13
8	Haapsalu lahe rannikuvesi*	14
9	Matsalu lahe rannikuvesi*	14
10	Soela väina rannikuvesi	13
11	Kihelkonna lahe rannikuvesi	13
13	Pärnu lahe rannikuvesi	15
14	Kassari-Õunaku lahe rannikuvesi	14
16	Väinamere rannikuvesi	17
17	Liivi lahe loodeosa rannikuvesi	14
18	Liivi lahe kirdeosa rannikuvesi	14
19	Liivi lahe keskosa rannikuvesi	14

2.3.5 Füüsikalised-keemilised näitajad

Merekeskkonna seisundi hindamisel kasutatakse füüsikalise-keemiliste indikaatoritena suveperioodil (juuni–september) mõõdetud üldlämmastiku (TN) ja -fosfori (TP) keskmisi kontsentratsioone pindmises veekihi (0–10 m) ning vee keskmist läbi-paistvust Secchi ketta järgi. Kõiki nimetatud indikaatoreid vaadeldakse eraldi, need täiendavad bioloogilisi kvaliteedielemente, ent pole määravad veekogumi üldseisundi hinnangu andmisel. Veekogutüüpipõhised füüsikalise-keemiliste indikaatorite klassipiirid ja nende vastavad ÖKS väärtused on toodud lisas 1.

2.3.6 Usaldusväärsus

Keskkonnaseisundi hinnangu meetoodiline usaldusväärsus on kõrge, sest järgitakse üldtunnustatud seirejuhendeid ja meetodikaid (HELCOM *Monitoring Manual*) ning labori kvaliteedinõudeid. Indikaatorite ajaline usaldusväärsus sõltub aga mõõtmiste pidevusest. Kui andmeid kogutakse iga-aastaselt, siis pikema perioodi jooksul (5-6 aastat) nivelleeritakse sellega meteoroloogilistest ja hüdrooloogilistest teguritest tulenevat looduslikku varieeruvust. Üksikutel aastatel tehtavatel mõõtmistel jääb nendest teguritest tulenev juhuslikkus sisse.

Keskkonnaseisundi ruumilist usaldusväärsust hinnates tuleb arvestada nii veekogumi enda homogeensust kui seisundit kõige paremini iseloomustavate indikaatorite valikut. Jaamade või transektide asukohavalik on hõlpsam seal, kus puuduvad näiteks

maismaalt lähtuvad punktkoormusallikad või esineb piisaval alal põhjaelustikule sobivat substraati.

Pinnaveekogumi seisundiklassi usaldusväärsuse määramiseks kasutatakse kolme taset:

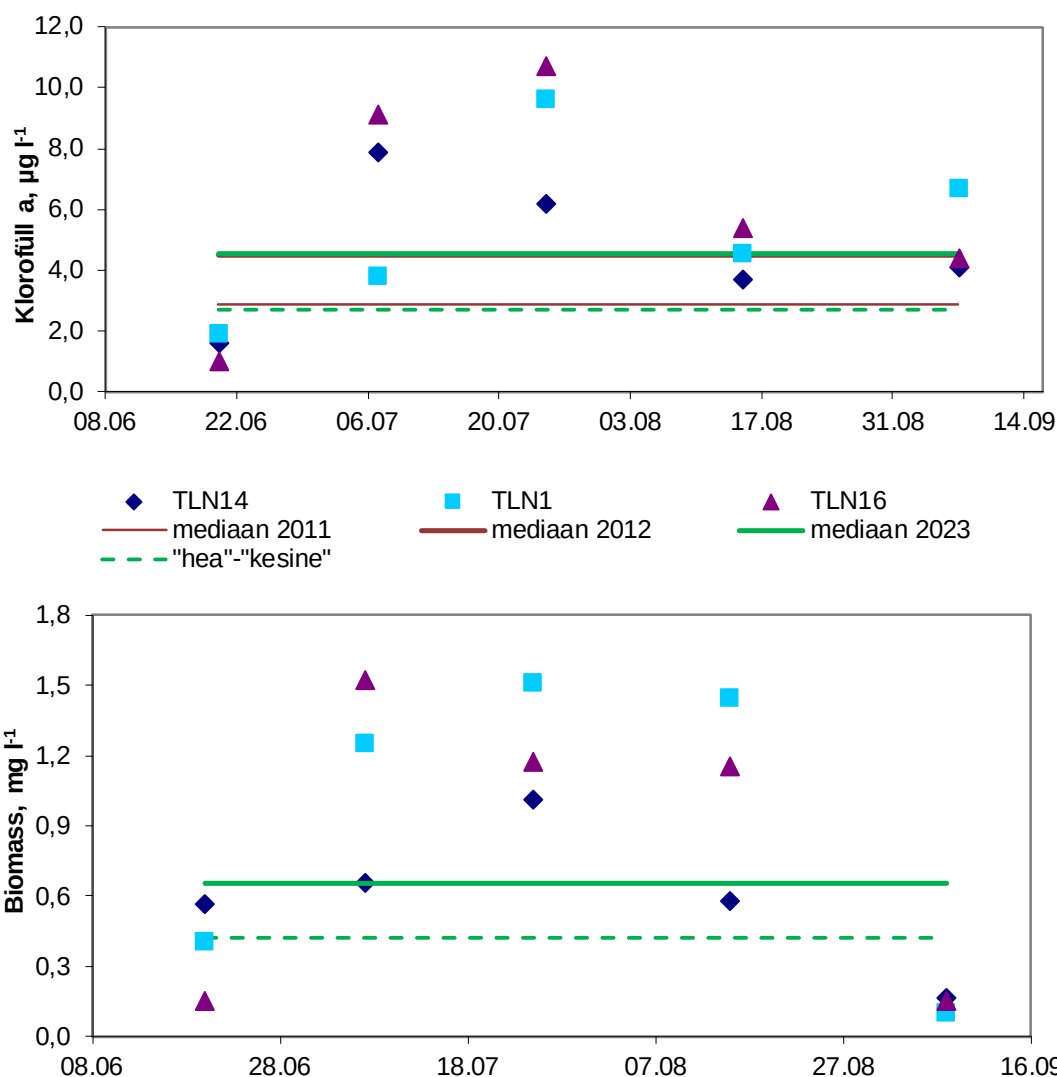
- 1) kõrge usaldusväärsus (tase 1) – kõigi kvaliteedielementide kohta on viimase kuue aasta veeuuringu andmed ja puuduvad vasturääkivused kvaliteedinäitajate klassimäärangute vahel;
- 2) keskmine usaldusväärsus (tase 2) – kõigi kvaliteedielementide kohta ei ole veeuuringu andmeid, esinevad vasturääkivused kvaliteedinäitajate klassimäärangute vahel või määrangud on klassipiiridele väga lähedal;
- 3) madal usaldusväärsus (tase 3) – andmed viimase kuue aasta kohta puuduvad, seisundiklass on määratud ekspertarvamuse põhjal.

Kopli lahes 2023. aastal tehtud mõõtmiste ja kogutud proovide põhjal on seisundiklassi määramise usaldusväärsus keskmine. Kõik bioloogilised kvaliteedielemendid on küll arvesse võetud, ent materjali pole järjepidevalt kogutud. Viimati hinnati Tallinna lahe erinevate osade keskkonnaseisundit sarnases mahus ja parameetrite järgi aastatel 2009, 2011 ja 2012. Kopli lahe siseosa ehk Stroomi piirkonna ökoloogiline seisund oli 2009. aasta mõõtmiste põhjal halb, 2011. aastal aga hea. Samas Kopli lahe põhjaosas ehk Merirahu piirkonnas oli seisund mõlemal aastal kesine.

3 TULEMUSED

3.1 Fütoplankton

2023. aasta mõõtmiste põhjal vastasid fütoplanktoni indikaatorite väärtused Kopli lahes kesisele keskkonnaseisundile. Nii merevee suvise (juuni-september) klorofüll*a* kui fütoplanktoni biomassi mediaanväärtused olid Kopli lahes ja terves Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogumis sarnased, vastavalt 4,6 ja 4,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ ning 0,65 ja 0,68 mg l^{-1} . Vetikaõitseng oli juulis-augustis suhteliselt intensiivne – Kopli lahes määrati fütoplanktoni biomassi $>1 \text{ mg l}^{-1}$ 7 proovis 9st (joonis 3.1.1) ning Tallinna lahe püsiseirejaamades 2 ja 57a kõigis kuues võetud proovis. Merevee klorofüll*a* maksimumid mõõdeti Tallinna lahe põhibasseinis 10. juulil (18,4 ja 24,2 $\mu\text{g l}^{-1}$) ning Kopli lahes 25. juulil (6,2–10,7 $\mu\text{g l}^{-1}$).

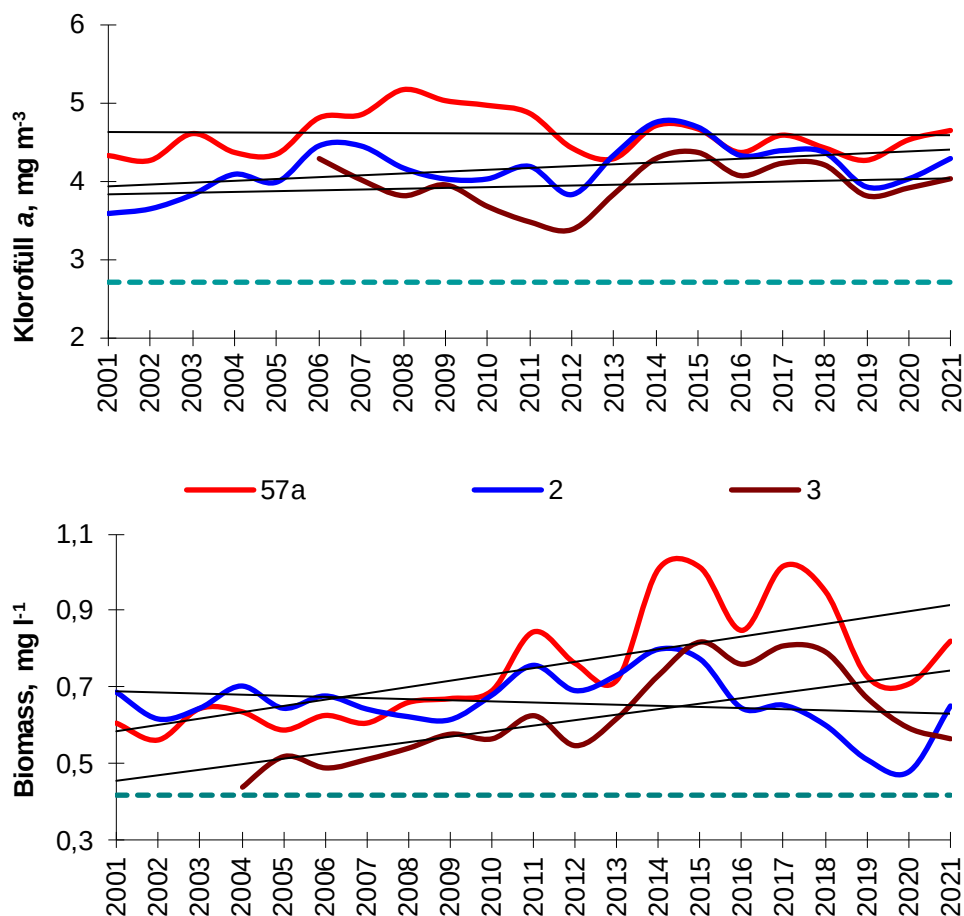


Joonis 3.1.1. Merevee klorofüll*a* ($\mu\text{g l}^{-1}$) ja fütoplanktoni biomassi (mg l^{-1}) varieeruvus Kopli lahe veeseirejaamades perioodil juuni-september 2023, sesoonsed mediaanväärtused ning Soome lahe lääneosa rannikuvee ökoloogilist kvaliteeti iseloomustav hea ja kesise keskkonnaseisundi piir.

Apvellinguaegse miinimumi ajal 20. juunil domineeris fütoplanktonis autotroofne ripsloom *Mesodinium rubrum*. Juulis moodustas suurima biomassi niitjas sinivetikas

Aphanizomenon flosaquae maksimumiga 0,59 mg l⁻¹ 10. juulil jaamas TLN16. Pea sama suur biomass määrati arvukaimal liigil silmviburvetikal *Eutreptiella gymnastica* (0,55 mg l⁻¹ jaamas TLN1 25. juulil). Tallinna lahe lõunaosas asuvas jaamas 57a küündis *E. gymnastica* biomass 10. juulil üle 1 mg l⁻¹, mida loetakse väga intensiivseks õitsenguks. Varem on sellest piirist suurem väärtus saadud vaid 2020. aasta suvel. *E. gymnastica* puhul on tegemist liigiga, mille biomassi maksimum esineb tavaliselt pindmisest kihist allpool, kuid tugevate tuultega segunevad veemassid sügavamalt ning tavapärase liigiline koosseis võib teiseneda (Forsblom jt., 2019).

Augustis domineeris ränivetikas *Coscinodiscus granii*, septembris hakkas fütoplanktoni biomass juba hääbuma (0,10–0,16 mg l⁻¹).



Joonis 3.1.2. Merevee klorofüllil *a* (µg l⁻¹) ja fütoplanktoni biomassi (mg l⁻¹) pikaajaline dünaamika (suviste mediaanväärtuste 5-aasta libisev keskmine) Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi püsiseire jaamades ning Soome lahe lääneosa rannikuvee ökoloogilist kvaliteeti iseloomustav hea ja kesise keskkonnaseisundi piir (katkendjoon).

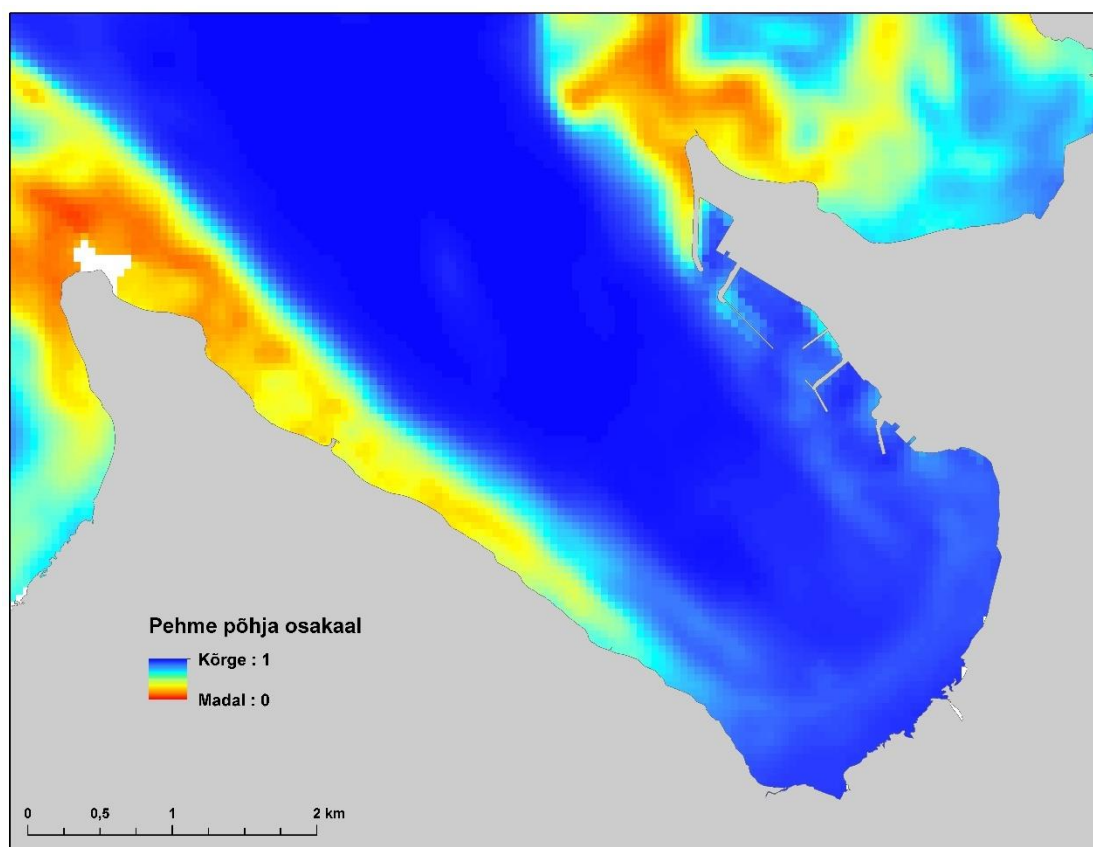
Kui fütoplanktoni parameetrite aastatevaheline varieeruvus sõltub nii hüdrooloogilistest kui meteoroloogilistest tingimustest, siis pikaajalised andmerekad vähemalt klorofüllil *a* kui fütoplanktoni hulga ligikaudse mõõdiku järgi selgelt trendi Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumis ei näita (joonis 3.1.2). Biomassi juuni-september mediaanväärtused olid suuremad 2010ndate keskpaigas. Soome lahe lääneosa jaoks kehtivast hea keskkonnaseisundi tasemest on nii klorofüllil *a* kui biomassi väärtused jäänud juba sajandi algusest saadik suhteliselt kaugemale.

Kopli lahes on klorofüllil *a* sesoonseid mõõtmisi tehtud ka 2011. ja 2012. aastal. Kui 2011. aastal arvutati mediaaniks hea ja kesise keskkonnaseisundi piiri lähedane $2,9 \mu\text{g l}^{-1}$, siis aasta hiljem $4,5 \mu\text{g l}^{-1}$ ($4,6 \mu\text{g l}^{-1}$ aastal 2023). Fütoplanktoni liigilist koosseisu ja biomassi pole Kopli lahe jaamades varem määratud. Ühiseks jooneks aastatel 2012 ja 2023 on aga maksimumväärtuste esinemine pigem lahe avaosas. Nii mõõdeti 2012. aasta juulis jaamas TLN16 merevee klorofüllisisalduseks 21,8 ja jaamas TLN1 25,8 $\mu\text{g l}^{-1}$, jaamas TLN14 aga vaid 9,9 $\mu\text{g l}^{-1}$. 2023. aastal mõõdeti kontsentratsioone $>20 \mu\text{g l}^{-1}$ Tallinna lahe põhiasseini püsiseirejaamades (tabel 3.6.2).

Ehkki 2012. aasta juulist on pärit ka Kopli lahe siseosa jaamas TLN4 mõõdetud $16,0 \mu\text{g l}^{-1}$, on Tallinna-Muuga-Kakumäe veekogumi lahtedes siiski tõenäolisem, et maksimumväärtused esinevad kui Soome lahe avaosas formeerunud tihedamad vetikakogumid kanduvad tuulte ja hoovustega ranniku lähedale. Teine mehhanism on ka 2023. aastal tõenäoliselt aset leidnud pinnakihialuse tihedama vetikamassi kerkimine seiratava ülemise 10 meetrise veekihini tuuletekkelise segunemise tagajärjel. Vahetult sademevee kollektorite merrelaskude piirkonnas pole seiret tehtud, ent nende mõju merekeskkonnale on pigem lokaalne.

3.2 Põhjataimestik

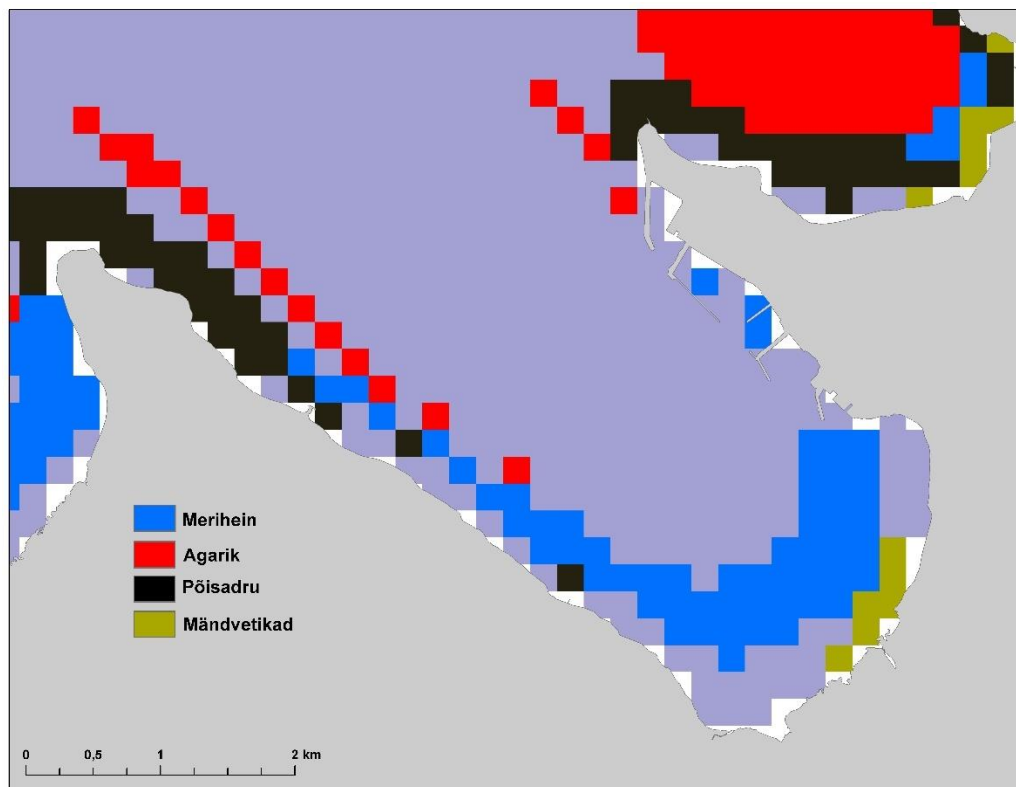
Põhjataimestiku levikut mõjutab oluliselt substraadi tüüp ja piirkonna avatus lainetusele. Kopli lahes on valdavaks substraadiks peenliiv, kõva substraat esineb lahe lääne- ja loodeosas (joonis 3.2.1). Läänemere ja Eesti rannikumere olulisteks kooslust moodustavateks liikideks on kõvadel põhjadel põisadru (*Fucus vesiculosus*) ja agarik (*Furcellaria lumbricalis*) ning pehmetel põhjadel merihein (*Zostera marina*) ja mändvetikad (*Chara* sp.) (Torn jt. 2020). TÜ Eesti mereinstituudi põhjaelustiku andmebaasi andmete ja keskkonnakihtide modelleerimise põhjal on agarikule ja põisadrule sobivad piirkonnad lahe lääne- ja loodeosas kõvadel põhjadel, meriheinale ja mändvetikatele aga lahe siseosas (joonis 3.2.2).



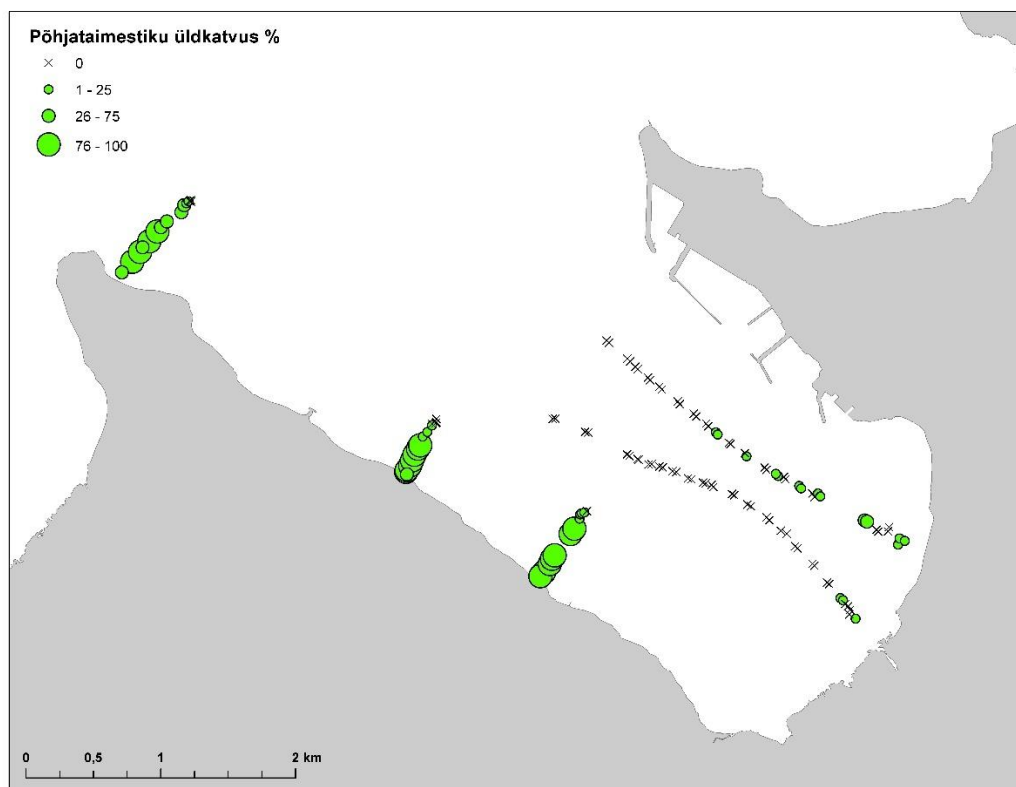
Joonis 3.2.1. Modelleeritud pehme substraadi osakaal (TÜ Eesti mereinstituudi kaardikiht, K. Herkül).

2023. aastal kogutud andmed ühtisid varasemalt modelleeritud põhjataimestiku levikuga. Lahe siseosas paikneval Kopli prügi 1 transektil taimestik praktiliselt puudus (joonis 3.2.3). Kopli prügi 2 transektil esines 3-4 m sügavusel merihein 10–30% katvusega, vähestel kivilatel põisadru kuni 5% katvusega ning niitjad pruun- ja punavetikad sõltuvalt liigist maksimaalselt katvusega 5–30%.

Lahe kivisemas piirkonnas paiknevatel transektidel olid sagedasemateks ja ohtramalt esinevateks liikideks kivilatel niitjas rohevetikas *Cladophora glomerata*, niitjas pruunvetikas *Pilayella littoralis* ning sügavamal mitmeaastased niitjad vetikad *Vertebrata fucoides* ja *Battersia arctica*. Igal transektil esines kuni 3-4 m sügavuseni ka põisadru katvusega kuni 50%. Pehmetel põhjadel esines ohtramalt kamm-penikeel (*Stuckenia pectinata*). Vabaõhu transektil esines 3-4 m sügavusel meriheina kooslus katvusega kuni 90%. Kõikidel transektidel esines lahtist niitjat vetikat, kohati ohtralt.



Joonis 3.2.2. Kooslust moodustavate oluliste vetikaliikide modelleeritud potentsiaalne leviala (TÜ Eesti mereinstituudi kaardikiht, K. Herkül).



Joonis 3.2.3. Põhjataimestiku üldkatvus 2023. aastal.

Põhjataimestik esines Kopli lahes 2023. aastal maksimaalselt 12,3 m sügavusel (Kopli prügi 2 transekt), lahe seisundi hinnangu aluseks olnud transektide keskmine põhjataimestiku sügavuslevik oli 9,9 m. Põisadru maksimaalne sügavuslevik oli sõltuvalt transektist 3–3,8 m sügavuseni. Mitmeaastaste liikide osakaal oli kõrgeim (81%) Merirahu 3 ja madalaim (67%) Merirahu 1 transektil. Kõik EPI parameetrid klassifitseerusid seisundiklassi kesine.

Võrreldes varasemate aastate andmetega (2011 ja 2012) põhjataimestiku sügavuslevikus muutusi polnud (TÜ Eesti mereintituut, 2011 ja 2012). Kogutud andmete põhjal on põisadru ohtrus Kopli lahes suurenenud. Kui varasemalt on põisadru märgitud üksikute taimede või maksimaalselt 10% katvusega üksikutes jaamades, siis 2023 aastal esines põisadru kõigil kolmel transektil.

3.3 Põhjaloostastik

Põhjaloostastiku koosluse indeksi ZKI_2 jaoks on oluline koosluse liigiline mitmekesisus ning liikide tundlikkus keskkonnale. Kopli lahest kogutud põhjaloostastiku proovide kohaselt vastab lahes ZKI_2 indeks väärtusega 0,27 klassile hea. Väga positiivne näitaja on, et piirkonnas levisid peamiselt liigid, kelle tundlikkus orgaanilise reostuse (hõljumi) suhtes on keskmine või kõrge (tabel 3.3.1). Kopli lahes leiti põhjaloostastiku proovipunktidest kokku 12 suurema tundlikkusega liiki, sealhulgas näiteks kirpvähilisi *Bathyporeia pilosa* ja *Monoporeia affinis*, mis näitab, et veekogu on üldiselt heas seisundis. Sügavamates punktides leidis kõrgema biomassiga oma toitumisviisi tõttu veesammast liigsest orgaanilisest ainest puhastavaid karpe nagu balti lamekarpi (*Macoma balthica*) ja südakarpi (*Cerastoderma glaucum*), mis näitavad, et veesambas on toitainete kontsentratsioon nende elutegevust soodustavalt kõrge.

Kokku leiti lahes erinevaid liike ja rühmi 33 – suur arv tuleneb ka sellest, et osa jaamu asus taimestikuvööndis, mis pakub elupaiku rohkematele bentilistele liikidele. Mitmekesine liigiline koosseis ja reostustundlike liikide suur arv näitab, et piirkonna elukeskkond on kvaliteetne. Maksimaalne taksonite arv erinevates proovipunktides oli 6–21. Kõige rohkem loomastiku taksonid leiti punktides TLN32 (21), TLN14 (12) ja TLN31 (10), kus esines ka kõige rikkalikumalt põhjataimestikku. Kõige suurem keskmine kogubiomass oli punktis TLN1 (83,63 g m⁻²), mille tingis rikkalikum balti lamekarpi esinemine (78,57 g m⁻²). Arvukuselt kõige isenditevaesemad proovipunktid olid TLN29, TLN30 ja TLN31 (keskmiselt 602–3440 is m⁻²), kus oli ka madalam setteorgaanika sisaldus ning seega toiduvaesem elukeskkond loomastikule.

Tabel 3.3.1. Põhjaloostastiku liigiline koosseis (*), liikide tundlikkus orgaanilisele reostusele, arvukuse (A) ja biomassi (B) dominandid Kopli lahes 2023. aastal.

Takson	Reostus-tundlikkus	T36	TLN1	TLN14	TLN29	TLN30	TLN31	TLN32
<i>Amphibalanus improvisus</i>	Keskmine			*				*B
<i>Bathyporeia pilosa</i>	Kõrge				*	*		
<i>Cerastoderma glaucum</i>	Keskmine			*B				
Chironomidae	Madal			*		*	*A	*A
<i>Corophium volutator</i>	Keskmine			*				*
<i>Cyanophthalma obscura</i>	Kõrge				*	*	*	*
<i>Ecrobia ventrosa</i>	Keskmine			*A		*	*	*A
<i>Gammarus juv</i>						*	*	*
<i>Gammarus oceanicus</i>	Kõrge							*
<i>Gammarus salinus</i>	Kõrge			*		*	*	*
<i>Gammarus zaddachi</i>	Kõrge							*

<i>Gammarus tigrinus</i>	Keskmine					*		
<i>Halicryptus spinulosus</i>	Kõrge	*A	*					
<i>Hediste diversicolor</i>	Keskmine			*	*	*	*	*
Hydrozoa			*					
<i>Idotea balthica</i>	Keskmine						*	*
<i>Idotea chelipes</i>	Kõrge					*	*	*
<i>Idotea juv</i>						*		
<i>Jaera albifrons</i>	Kõrge						*	*A
<i>Leptocheirus pilosus</i>	Keskmine						*	*
<i>Limapontia capitata</i>	Kõrge							*
<i>Macoma balthica</i>	Keskmine	*AB	*AB	*AB	*	*	*	
<i>Manayunkia aestuarina</i>	Kõrge		*					*
<i>Marenzelleria neglecta</i>	Keskmine	*	*					*
<i>Monoporeia affinis</i>	Kõrge	*	*					
<i>Mya arenaria</i>	Keskmine		*	*				*
<i>Mytilus trossulus</i>	Keskmine			*		*	*	*AB
Nematoda		*					*A	
<i>Neomysis integer</i>	Keskmine				*			
Oligochaeta	Madal	*	*A	*		*	*	*
<i>Peringia ulvae</i>	Keskmine			*	*	*A	*A	*A
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Kõrge		*	*			*	*
<i>Pygospio elegans</i>	Keskmine			*	*		*	
<i>Sinelobus vanhaareni</i>								*
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Keskmine						*	*

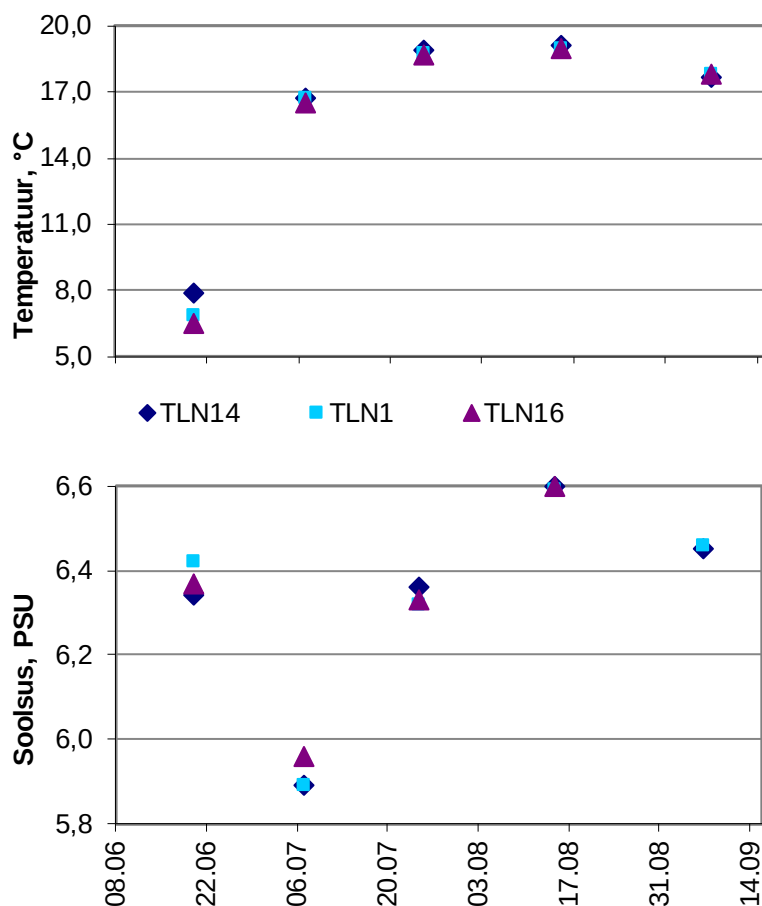
Võõrliikidest leidis proovides tõruvähki *Amphibalanus improvisus*, vööt-kirpvähki *Gammarus tigrinus*, liiva-uurikkarpi *Mya arenaria*, hulkharjasussi *Marenzelleria* sp., rändtigu *Potamopyrgus antipodarum* ja sõrgkakandit *Sinelobus vanhaareni*.

Orgaanika sisaldus sette kuivkaalust oli väike Kopli lahe sisemistes punktides (TLN29, TLN30, TLN31), jäädes vahemikku 0,41–0,68%. Lahe sügavamates ja välimistes proovipunktides jäi orgaanika sisaldus vahemikku 1,69–2,42%, mis on orgaanika sisalduse skaalal mõõdukas tase. Orgaanilise aine hulk setetes ei ole Kopli lahe piirkonnas suur, kuna hoovused ja lainetus pesevad orgaanikarikka muda setetest välja. Seega ei ole toitumistingimused setetes elavale põhjaloomastikule väga soodsad. Ulatuslikumad akumulatsioonialad puuduvad.

3.4 Füüsikalis-keemilised näitajad

Vaatluste alguses 20. juunil registreeriti Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumis apvelling ehk süvavee kerge. See väljendus tavalisest madalamates pindmise kihi (0–10 m) veetemperatuurides (6,5–11,9 °C vs. pikaajaline keskmine 11,1–14,1 °C). Põhjalähedases veekihi (25–30 m) mõõdeti samal ajal 3,4 (jaamad TLN 1 ja TLN16) ja 4,6 °C (TLN14, sügavus 9 m). Juulist septembrini varieerus pindmise veekihi temperatuur Kopli lahes vahemikus 16,5–19,1 °C, tõustes maksimumini 15. augustil (joonis 3.4.1).

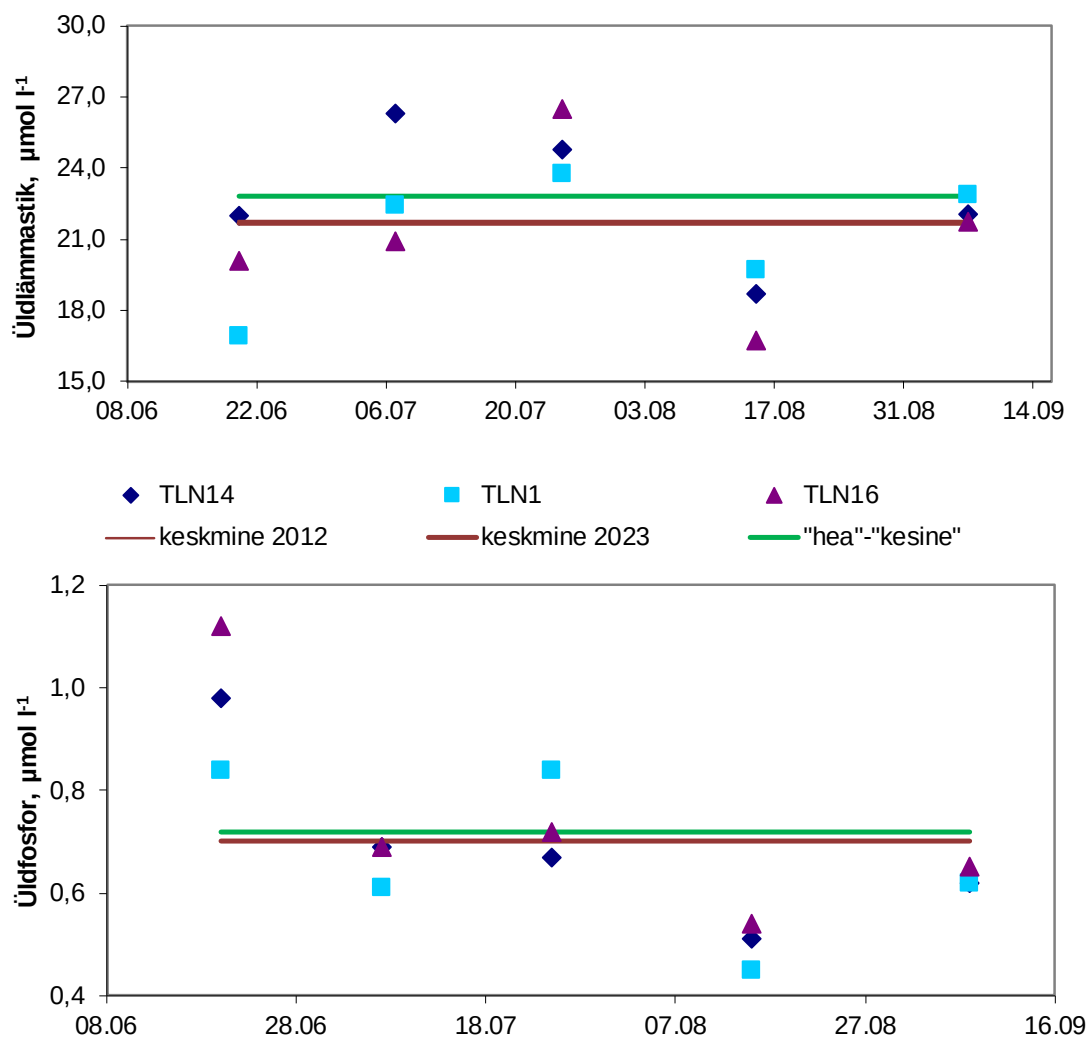
Kogu vaatlusperioodil mõõdeti Kopli lahe seirejaamade pindmises kihis merevee soolsust vahemikus 5,89–6,60 PSU (keskmine 6,33 PSU). Võrreldes Tallinna lahe keskosaga (püsiseirejaam 2) oli pindmise kihi soolsus Kopli lahes ligikaudu 0,3 ja lahe lõunaossa Russalka piirkonda jääva alaga (jaam 57a) 0,2 ühikut suurem. 20. juunil, kui võeti ka põhjaloomastiku proove, saadi põhjalähedase veekihi soolsuseks jaamades TLN1 ja TLN16 7,21–7,30 PSU ning jaamas TLN 14 6,63 PSU. Samal kuupäeval mõõdetuna olid pindmise kihi soolsuse väärtused Tallinna lahe püsiseirejaamades (tõenäoliselt ka Kopli lahes) apvellingust tingituna ligikaudu 0,4 ühikut suuremad kui pikaajaline (1994–2022) keskmine (6,07 vs. 5,66 PSU).



Joonis 3.4.1. Temperatuuri (°C) ja soolsuse (PSU) varieeruvus Kopli lahe veeseire jaamades 2023. aasta suvekuudel pindmise kihi (0–10 m) keskmisena.

Hüdrokeemilistest näitajatest mõõdeti sarnaselt riikliku keskkonnaseire programmi ülevaateseirega vaid pindmise veekihi (0–10 m) üldlämmastiku ja -fosfori sisaldust. Üldlämmastiku sisaldused varieerusid vahemikus 17,0–26,5 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (0,24–0,37 mg l^{-1})

ning üldfosfori kontsentratsioonid 0,45–1,12 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (0,014–0,035 mg l^{-1}). Märkimist väärib üldfosfori sisalduse maksimum 20. juunil (joonis 3.4.2), mis on kooskõlas sel ajal aset leidnud süvavee kerkega, kui toitainetevaesem pindmise kihi vesi kantakse rannikuveest eemale avamerele ning see asendub põhjalähedasest kihist pärit toitainerikkama veega. Üldlämmastiku sisaldus aga samal ajal ei suurenenud. Selle põhjuseks võib olla eriti just anorgaaniliste lämmastikuühendite (nitritid-nitraadid) ammendumine kogu veesambas fütoplanktoni kevadõitsengu käigus.



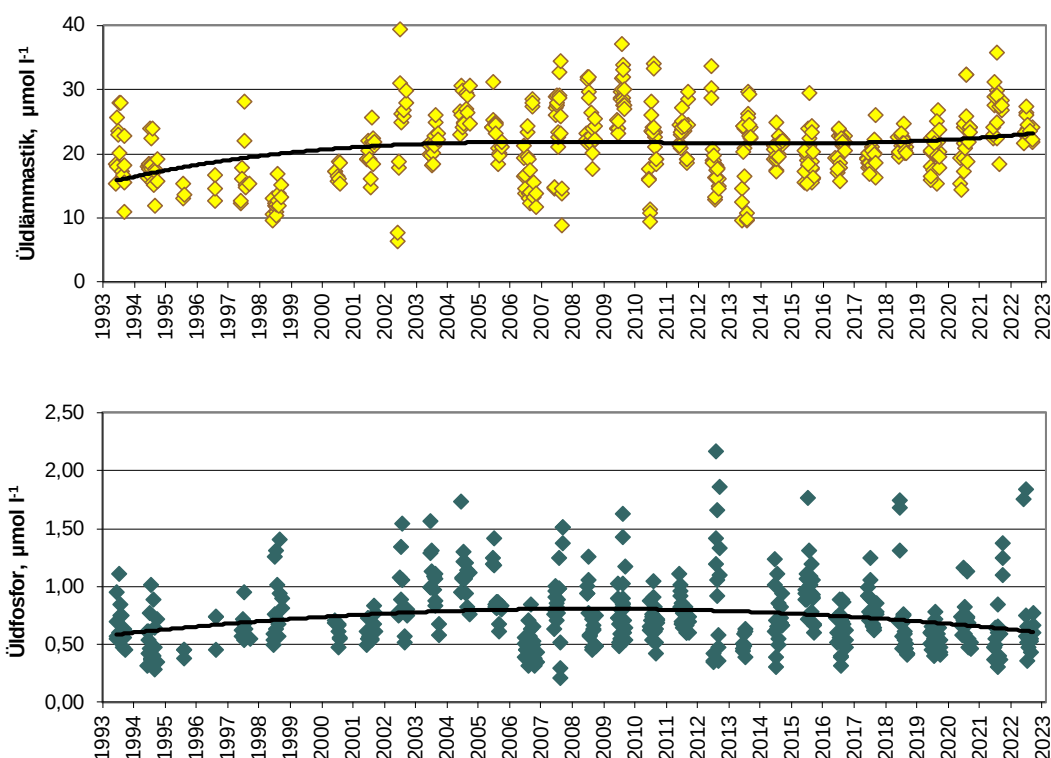
Joonis 3.4.2. Üldlämmastiku ja -fosfori sisaldus ($\mu\text{mol l}^{-1}$) Kopli lahe veeseirejaamades perioodil juuni-september 2023, sesoonsed keskmised ning Soome lahe lääneosa rannikuvee ökoloogilist kvaliteeti iseloomustav hea ja kesise keskkonnaseisundi piir.

Jaamadevahelist erinevust 2023. aasta mõõtmiste põhjal Kopli lahe piires ei tuvastatud – üldlämmastiku ja -fosfori sesoonsed keskmised sisaldused jäid vastavalt vahemikku 21,2–22,8 ja 0,67–0,69 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (tabel 3.6.2). Võrdluseks saab tuua perioodi 2018–2022 suvekuude keskmise (2023 andmed on veel laekumata) Tallinna lahe püsiseire jaamades 2 lahe keskosas (vastavalt 22,0 ja 0,61 $\mu\text{mol l}^{-1}$) ja 57a Russalka piirkonnas (23,8 ja 0,66 $\mu\text{mol l}^{-1}$). See näitab, et ka intensiivse laevaliikluse piirkonnas ning Ülemiste sademeveekollektori lähialal mõõdetud toitainete kontsentratsioonid pindmises veekihis ei erine oluliselt eeldatavalt väiksema koormusega lahe keskosast.

Lämmastikuühendite sisaldused varieeruvad peamistes sademevee väljalaskudes 2,84 mg l⁻¹ (Mustjõe oja) kuni 4,96–5,0 mg l⁻¹ vahel (Rocca al Mare ja Ülemiste) (Estonian..., 2021). Üldfosfori puhul paistab silma suur kontsentratsioon Rocca al Mare kollektori juures (0,66 mg l⁻¹), samas kui Mustjõe ojas jääb see näitaja 0,15 mg l⁻¹ juurde. Merel mõõdetud kontsentratsioonid erinevad sademevee väljalaskudega võrreldes seega üldlämmastiku puhul 8–20 ja üldfosfori osas 4–47 korda. Kuna merel pole Kopli lahe piires toitainete gradient eristatav, võib järeldada, et sademevee väljalaskudest tulenev toitainetekoormus hajub kiiresti. Samas pole teada, kuidas potentsiaalsed reoained Kopli lahes valdavate tuulte ja hoovuste mõjul liiguvad.

Vaadates pikaajalist dünaamikat, siis merevee keskmine üldlämmastiku sisaldus Kopli lahes oli sarnane ka 2012. aastal (joonis 3.4.2). Terve Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogumi piires pole viimasel paarikümnel aastal samuti täheldatud selget trendi. Seevastu üldfosfori kontsentratsioonid on alates 2010ndate algusest olnud selges langustrendis (joonis 3.4.3). See on kooskõlas ka fosforikoormuse vähenemisega ligikaudu poole võrra terves Soome lahes (HELCOM, 2018).

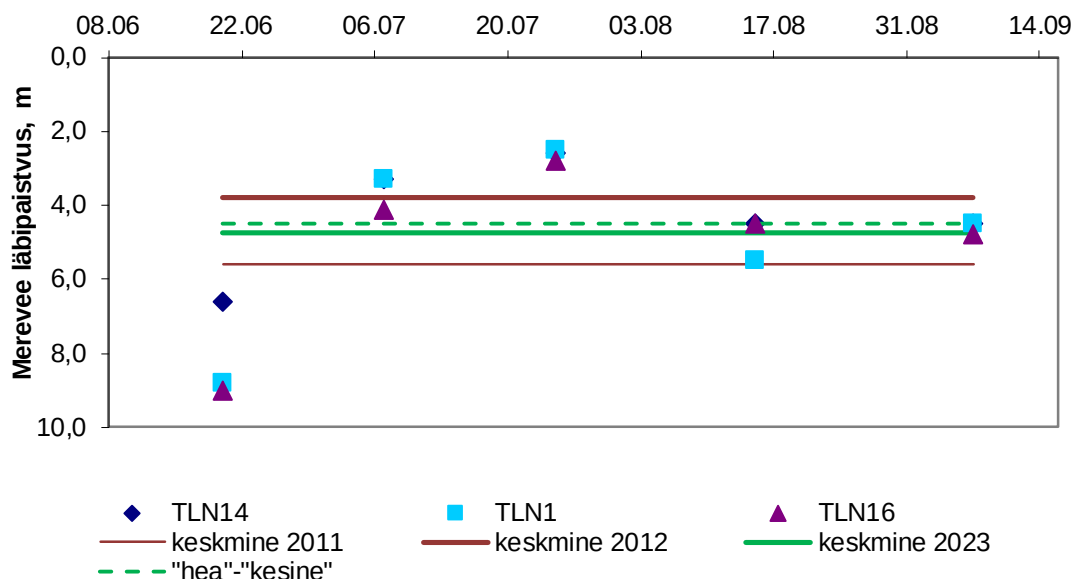
Kui üldlämmastiku suvise keskmise sisalduse järgi oli Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogum heas seisundis aastatel 2012–2020, siis üldfosfori sisalduses on esinenud suurem aastatevaheline varieeruvus. 2020ndate alguses on siiski valdavalt olnud head seisundit iseloomustavad kontsentratsioonid. Ka Kopli lahes 2023. aastal mõõdetud toitainetesisalduse järgi kuulub see mereala heasse seisundisse nii üldlämmastiku kui -fosfori järgi.



Joonis 3.4.3. Üldlämmastiku ja -fosfori sisalduse (µmol l⁻¹) dünaamika Muuga-Tallinna-Kakumäe püsiseirejaamade pindmises veekihis (0–10 m) aastatel 1993–2022.

Merevee läbipaistvuse järgi klassifitseerus Kopli laht 2023. aastal samuti heasse kvaliteediklassi (joonis 3.4.4). Juuni-september keskmine näit oli seejuures oluliselt suurem kui Tallinna lahe keskosa jaamas 2 (vastavalt 4,8 ja 4,1 m). Minimaalsed näidud

(2,5–2,8 m) saadi juuli lõpus, kui fütoplanktoni hulk klorofüllil *a* sisalduse järgi oli suurim. Apvellingu tingimustes 20. juunil küündis aga vee läbipaistvus Kopli lahe suudmealal 9 meetrini.



Joonis 3.4.4. Merevee läbipaistvus (m) Kopli lahe veeseirejaamades perioodil juuni-september 2023, sesoonsed keskmised ning Soome lahe lääneosa rannikuvee ökoloogilist kvaliteeti iseloomustav hea ja kesise keskkonnaseisundi piir.

Alates 1970ndatest on merevee läbipaistvus Tallinna lahe keskosas olnud suhteliselt vähemuutuv. Kümnenndite keskmised on varieerunud piirides 4,8–5,2 meetrit, vaid 2020ndate alguses on see näitaja mõnevõrra langenud (4,6 m). 2012. aastal mõõdeti Kopli lahes perioodi juuni-september keskmiseks merevee läbipaistvuseks vaid 3,8 meetrit, aasta varem aga 5,6 meetrit. Seejuures ei registreeritud Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi püsiseirejaamades kummalgi aastal intensiivseid vetikaõitsenguid, sademete hulk oli Tallinn-Harku ilmajaama andmetel aastal 2012 juunist septembrini vaid 15% suurem kui 2011. aasta samal perioodil (<https://www.ilmateenistus.ee/kliima/aastakokkuvotted/>, vaadatud 16.12.2023). Samas küündisid merevee klorofüllil *a* sisaldused 2012. aasta juulis Kopli lahes üle 20 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Jaamade lõikes võib näha gradienti, kus Kopli lahe siseosas on läbipaistvuse näidud mõnevõrra väiksemad kui suudmealal (tabel 3.6.2). Kuna lahe lõunaossa jäävas jaamas TLN 14 on sügavus vaid 9 meetrit, siis tugevama põhjakaare tuulega võib vesi põhjani läbi seguneda ja setete paiskumisel veesambasse halveneda ka läbipaistvus. 2023. aastal põhjustas aga suurema osa erinevusest hoopis apvellingu intensiivsus. Maismaalt tuleva reostuse mõju merevee läbipaistvusele on ebaoluline. Seda näitab kasvõi asjaolu, et Tallinna lahe keskosas (sügavus 45 m) mõõdetud Secchi ketta keskmine kadumissügavus oli 2023. aasta suvel väiksem kui Kopli lahe siseosas (4,1 vs. 4,3 m).

3.5 Zooplankton

Mesozooplanktoni arvukus kõikus Kopli lahes 2023. aasta suvel vahemikus 30 000 kuni 3 miljonit is m^{-3} , biomass vahemikus 174–3550 mg m^{-3} . Kõigi kogutud proovide keskmine oli 500 000 is m^{-3} ja 832 is m^{-3} . Eriti kõrge oli mesozooplanktoni arvukus ja biomass 25. juulil, suurim tihedus leiti madalaimast jaamast TLN14, kuid ka kahes ülejäänud jaamas oli mesozooplanktoni arvukus ligi miljon isendit ja rohkem kui üks gramm kuupmeetri kohta, mis on üldiselt ka madala rannikumere kohta Läänemeres suvel väga kõrge tase. Ülekaalukalt domineeris mesozooplanktonis keriloom *Keratella quadrata*, mis moodustas üle 80% kõikide zooplanktoni proovide arvukusest ja 50% biomassist.

Zooplankton ei kuulu rannikumere ökoloogilise seisundi hindamise süsteemi ja seetõttu puuduvad ka rannikumerele kohased indikaatorid. Zooplanktoni keskmise kaalu ja kogubiomassi indikaator on mõeldud avamere basseinide hea keskkonnaseisundi hindamiseks ning rannikupiirkondade jaoks ei ole eraldi läviväärtusi välja töötatud. Kopli lahe zooplanktoni analüüside tulemusi on võimalik võrrelda vaid Soome lahe avaosa läviväärtustega. Zooplanktoni kogubiomassi ja keskmise suuruse indikaatori väärtused Kopli lahe kohta 2023. aastal olid 807 mg m^{-3} ja 2,9 μg . Soome lahe avamereosa kohta kehtestatud hea keskkonna taseme läviväärtused on vastavalt 125 mg m^{-3} ja 8,6 μg , seega jääb Kopli lahe tulemus alla hea keskkonnaseisundi taseme. Zooplanktoni biomass oli Kopli lahes küll kõrge, kuid valdava osa sellest biomassist moodustasid väga väikesemõõtmelised keriloomad ja seega oli zooplanktoni keskmine suurus väga madal. Siiski ei erine see 2023. aastal Kopli lahes kogutud zooplanktoni proovidest saadud tulemus väga palju ülejäänud Soome lahes viimastel aastatel mõõdetust. Ka Soome lahe avaosast kogutud proovid ja ka Narva lahest ning Muuga ja Tallinna lahest kogutud proovid näitavad zooplanktoni kogubiomassi ja keskmise kaalu indikaatori puhul piisavalt suurt biomassi, aga liiga väikese keskmise kaaluga mesozooplanktoni. Hea keskkonnaseisund ei ole zooplanktoni puhul saavutatud Soome lahes juba pikema aja jooksul.

3.6 Koondhinnang

Kolme bioloogilise kvaliteedielemendi alusel määrati Kopli laht 2023. aastal „kesisesse“ ökoloogilisse kvaliteediklassi. Seisundihinnagu määrasid fütoplankton ja põhjataimestik, põhjaloomastiku ning füüsikalise-keemiliste näitajate põhjal oli mereala „heas“ keskkonnaseisundis (tabel 3.6.1). Terve Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi keskkonnaseisund polnud aruande koostamise ajaks veel määratud, ent fütoplanktoni järgi oli see samuti kesine ja ökoloogilise kvaliteedisuhte väärtus erines Kopli lahest minimaalselt (ÖKS=0,47). Võrreldes veekogumi püsiseirejaamadega oli merevee suvine keskmine läbipaistvus Kopli lahes suurem (4,1 vs. 4,8 m). Pelaagiliste parameetrite väärtused jaamade kaupa on esitatud tabelis 3.6.2.

Tabel 3.6.1. Kopli lahe kui Muuga-Tallinna-Kakumäe rannikuveekogumi osa ökoloogilise seisundi hinnang 2023. aastal.

Piirkonna ökoloogilise seisundi hinnang							
Piirkond: Kopli laht				Tüüp R3: Soome lahe lääneosa			
Plankton	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	ÖKS	Seisundi klass	
Klorofüll <i>a</i>	1,8	µg/l	+	4,6	0,44		
Fütoplanktoni biomass	0,28	mg/l	+	0,65	0,48		
					0,46	Kesine	
Põhjataimestik	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	ÖKS		
Põhjataimestiku sügavuslevik	15,0	m	-	9,9	0,66		
Põisadru sügavuslevik	7,0	m	-	3,3	0,47		
Mitmeaastaste liikide proportsioon	90	%	-	73	0,82		
EPI ₁					0,65	Kesine	
Põhjaloomastik	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	ÖKS		
ZKl ₂	0,74		-	0,27	0,36	0,36	Hea
Ökoloogilise seisundi klass:						KESINE	
Füüsikalise-keemilised parameetrid	Foon	Ühik	Mõju	Seisund	ÖKS		
Üldlammastik (aasta keskmine)	15,3	µmol/l	+	21,7	0,71	Hea	
Üldfosfor (aasta keskmine)	0,47	µmol/l	+	0,70	0,67	Hea	
Secchi ketta nähtavus	6,0	m	-	4,8	0,81	Hea	

Tabel 3.6.2. Kopli lahes ja Tallinna lahe püsiseirejaamades (2 ja 57a) 2023. aasta juunist septembrini mõõdetud pelaagiliste näitajate keskmised või mediaan- ja maksimumväärtused (klorofüll *a* ja fütoplanktoni biomass). * – aastate 2018–2022 keskmine.

Näitaja	Üld- lammastik	Üld- fosfor	Merevee läbi- paistvus	Kloro- füll <i>a</i> , mediaan	Kloro- füll <i>a</i> , maks.	Fütopl. biomass, mediaan	Fütopl. biomass, maks.
ühik	µmol l ⁻¹	µmol l ⁻¹	m	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹
TLN14	22,8	0,69	4,3	4,1	7,9	0,57	1,01
TLN1	21,2	0,67	4,9	4,6	9,6	1,25	1,51
TLN16	22,8	0,69	5,4	5,4	10,7	1,15	1,52
2	22,0*	0,61*	5,0	5,0	18,4	1,30	2,32
57a	23,1*	0,66*	4,8	4,8	24,2	1,06	2,62

Keskkonnaseisundile hinnangu andmisel tuleb arvestada ala väiksusega terve Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogumi ulatuses ning hüdroloogilistest (nt. süvavee kerge ehk

apvelling) ja meteoroloogilistest, samuti hüdromorfoloogilistest teguritest (hoovused, avatus lainetusele, merepõhja struktuur ja iseloom, veetase jm.) tulenevat sesoonset ja aastatevahelist varieeruvust.

Viimasel kümnel aastal on Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi seisund olnud fütoplanktoni ja põhjataimestiku indikaatorite põhjal kesine, põhjaloomastiku indeks ZKI₂ aga varieerunud heast aastatel 2020 ja 2022 halvani aastatel 2014, 2016 ja 2017. Suure tõenäosusega on dünaamika sarnane ka Kopli lahes.

4 EKSPERTHINNANG MERRE JUHITAVA SADEMEVEE MAHU SUURENEMISE MÕJUST ELUSTIKULE JA SADEMEVEE MERRELASU ASUKOHA VALIK

Seoses Kopli lahte suubuva kanalisatsioonisüsteemi lahkvoolseks ehitamise kavatsuse ja sellega kaasneva linnast kogutud ning merre juhitava sademevee mahu suurenemisega koostati keskkonnamõtjude hinnangu programm. Selles pakuti välja neli alternatiivset sademevee merrelasku:

alternatiiv 1 – lisanduvalt valgalalt kogutud sademevesi juhitakse Mustjõe suudmeni ja sealt koos Mustjõe sademeveega merre;

alternatiiv 2 – lisanduvalt valgalalt kogutud sademevesi juhitakse torustikuga Stroomi rannast eemale Rocca al Mare suunas ja siis merre;

alternatiiv 3 – sademevee merre juhtimiseks rajatakse pumbajaam ja lahe keskjoonele paigutatakse merepõhja toru, mille suue asub 500 m kaugusel praegusest Mustjõe suudmest;

alternatiiv 4 – sademevee merre juhtimiseks rajatakse pumbajaam ja süvalasu abil juhitakse sademevesi Kopli lahest täielikult välja.

Kopli lahe hoovuste jaotuses võib eristada kahte peamist väljavoolu suunda. Üks kulgeb lahe lõunaosast piki idakallast kuni lahesuudmeni, teine, piki Kakumäe poolsaart kulgev hoovus aga pöördub järk-järgult ida suunas ja ühineb esimese hoovussüsteemiga. Seejuures on püsivam idakalda lähedal toimiv hoovussüsteem ning hoovuste suuna muutlikkus suureneb Kopli lahe läänerrannikul. Väljavoolu kompenseerib pinnakihialune sissevool lahe keskel (TTÜ MSI, 2023). Hoovuste liikumist mõjutab tugevalt ka tuulesuund, seejuures on võimaliku reostuse hajumine kõige aeglasem põhjakaare tuulte korral, enim suunatud aga ida- või läänekaare tuulte mõjul.

Kui soovitakse saada hinnang tervele veekogumile või selle osale, paigutatakse seirejaamad ja transektid võimaliku reostusallika otsesest mõjualast piisavasse kaugusesse. Ka käesolevas töös lähtuti pigem varasematest sarnastest uuringutest ja seirealade paiknemisest. Reostuskoormuse hajumisest saab niiviisi aimu vaid kaudselt, põhjaelustiku puhul näiteks reostustundlike või siis oportunistlike, enamasti toitainetega rikastumisest edu saavate kiirekasvuliste liikide osakaalu järgi koosluse struktuuris. Ehkki sadevete sissevoolult on Kopli laht võrreldes terve Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogumiga intensiivsema koormuse all, viitavad nii hoovuste kui ökosüsteemi komponentide uuringud, et heitvee otsene mõju on pigem lokaalne ja võimalik reostus lahjeneb kiiresti.

Lahe teljel paiknevates seirejaamades otsene toitainetekoormus ei kajastunud. Vees mõõdetud üldlämmastiku ja -fosfori kontsentratsioonid ei erinenud ka jaamade vahel ning olid pigem sarnased Tallinna lahe põhjasseini keskosas mõõdetuile. Orgaanilise aine akumulatsioon Kopli lahes takistavad hoovused ja suhteline avatus lainetusele, mis peseb orgaanikarikka muda setetest välja. See tähendab, et nendes piirkondades ei pruugi olla ka setetes elavale põhjaloomastikule soodsaid toitumistingimusi.

Teiselt poolt näitab Kopli lahe suhteliselt head seisundit reostustundlike põhjaloomastiku liikide suur arv, seda eriti madalas rannikumeres Rocca al Mare piirkonnas, kus esineb ka põhjataimestikku. Olulisemate põhjataimestiku liikide, kõvadel põhjadel põisadru (*Fucus vesiculosus*) ja agariku (*Furcellaria lumbricalis*)

ning pehmetel põhjadel meriheina (*Zostera marina*) ja mändvetikate (*Chara* sp.) jaoks on sobilikumad piirkonnad vastavalt lahe lääne- ja loodeosas ning lahe siseosas. Näiteks Vabaõhu transektil lahe läänekalda keskosas esines 3-4 m sügavusel meriheina kooslus katvusega kuni 90%. Ka mitmeaastaste liikide osakaal oli lahe läänekalda keskosa lähedal suurem kui lahesuudmes. Seega võib olulisem negatiivne mõju põhjaelustikule ilmnedagi alternatiivi 2 puhul, kui lisanduv sadevesi juhatakse torustikuga Stroomi rannast eemale Rocca al Mare piirkonda. Ka alternatiivi 3 korral, kui sadevesi juhatakse ca 0,5 km kaugusele kaldast vältimaks eelkõige selle sattumist Stroomi supelranna lähistele, võib lisanduv koormus tuulte ja hoovuste mõjul ulatuda tundlikumate elupaikadeni lahe lääneosas.

Kopli lahe suudmeala põhjaelustik on pigem sarnane Muuga-Tallinna-Kakumäe veekogumi ja laiemalt Soome lahe lääneosa sügavamate aladega. Ka zooplanktoni koosluse struktuur on Kopli lahes sarnane külgnevate Soome lahe seirejaamade omaga. Intensiivsete vetikaõitsengute koondumine Kopli lahe suudmealale, ent mitte lahe siseossa näitab samuti mereala seotust Soome lahe avaosaga. Alternatiivi 4 korral, kui sadevesi juhatakse 20 m isobaadi lähistele, varjutab Soome lahe avaosa poolt lähtuv mõju Kopli lahe ökosüsteemile võimalikke rannikult tulevaid häiringuid.

5 KOKKUVÕTE

Uuringu käigus koguti materjali kõigi peamiste merekeskkonna seisundit iseloomustavate bioloogiliste kvaliteedielementide kohta. Neist füto- ja zooplanktoni ning põhjataimestiku puhul saab öelda, et Soome lahe lääneosa jaoks seatud kvaliteedikriteeriumide järgi ei vasta Kopli laht heale keskkonnaseisundile. Samas põhjaloomastik on liigiliselt mitmekesine ning suur reostustundlike liikide arv viitab pigem kvaliteetsele elukeskkonnale.

Põhjaelustiku levik sõltub Kopli lahes suurel määral substraadist. Liivastel aladel lahe kesk- ja kaguosas taimestik kas puudub või on vähene, orgaanilise aine poolest vaene keskkond pärsib ka setetes elava põhjaloomastiku kasvu ja levikut. Kogutud andmete põhjal võib väärtuslikumaks pidada lahe siseosas pehmetel põhjadel levivaid meriheinakoooslusi ning läänekalda lähedal kõvadele põhjadele iseloomulikke põisadru ja agariku kasvukohti. Kopli lahe läänekaldal Rocca al Mare piirkonnas leiti enim ka reostustundlike põhjaloomastiku liike. Sellest võib järeldada, et erinevate lahenduste puhul on eeldatavalt suurima negatiivse mõjuga alternatiiv 2, kus sadevesi juhitakse torustiku abil Stroomi rannast eemale Rocca al Mare piirkonda.

Kopli lahe suudmeala on mõjutatud pigem Soome lahe avaosast ning reostuse juhtimine sügavale, ca 20 meetri isobaadini ei avalda Kopli lahe ökosüsteemile märgatavat mõju. Ka pelaagiliste parameetrite ehk füto- ja zooplanktoni puhul on sarnasus Muuga-Tallinn-Kakumäe veekogumiga tervikuna ja laiemalt Soome lahe lääneosaga väga suur.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Eleftheriou, A. 2013. Methods for the study of marine benthos. John Wiley & Sons. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 75, 459–467.
- Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ, 2021. Tallinna sademevee seire 2019–2021. Lõpparuanne, tellija Tallinna Keskkonna- ja Kommunaalamet.
- Forsblom, L., J. Engström-Öst, S. Lehtinen, I. Lips and A. Lindén, 2019. Environmental variables driving species and genus level changes in annual plankton biomass. Journal of Plankton Research 41 (6), 925–938.
- HELCOM, 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 16, 229–311.
- Tallinn, 2012. Tallinna sademevee strateegia aastani 2030. Tallinna linnavolikogu 19. juuni 2012 määruse nr 18 lisa.
- TÜ Eesti mereinstituut, 2011. Tallinna rannikumere seisundi hinnang bioloogiliste indikaatorite alusel 2011. Aruanne, koostatud Tallinna linnavalitsuse tellimisel.
- TÜ Eesti mereinstituut, 2012. Tallinna lahe rannikumere seisundi hinnang bioloogiliste indikaatorite alusel. Aruanne, koostatud Tallinna linnavalitsuse tellimisel.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2015. Projekti "Eesti rannikuveekogumite seirejaamade esinduslikkuse analüüs" aruanne.
- Torn, K. and G. Martin, 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia, C.A.; Beriatos, E. (Toim.). Sustainable Development and Planning V (443–452). Southampton: WIT Press.
- Torn, K., A. Peterson and K. Herkül, 2020. Predicting the impact of climate change on the distribution of the key habitat-forming species in the NE Baltic Sea. Journal of Coastal Research, 95 (sp1), 177–181. DOI: 10.2112/SI95-035.1.
- TTÜ MSI, 2023. Kopli lahe põhja- ja pinnahoovuste aastaringse dünaamika ja seda mõjutavate looduslike ja antropogeensete tegurite uuring. Aruanne. Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut, tellija Tallinna Keskkonna- ja Kommunaalamet.

Ökoloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide jaoks rannikuveetüübis R3 – Soome lahe lääneosa (fütoplanktonil mediaanväärtused, teistel indikaatoritel proovide aritmeetiline keskmine) **ja ökoloogilise kvaliteedisuhte (ÖKS) väärtused.** ¹- ühikult $\mu\text{mol l}^{-1}$ üleminekul ühikule mg l^{-1} tuleb üldlämmastiku sisaldus jagada 1000-ga ning korrutada 14-ga, üldfosfori sisaldus jagada 1000-ga ning korrutada 31-ga.

Kvaliteedinäitaja	Ühik	ÖKS=1 vastav väärtus	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Veekogutüüp R3: Soome lahe lääneosa							
<i>Kvaliteedielement: fütoplankton</i>							
Klorofüllil <i>a</i> sisaldus	$\mu\text{g l}^{-1}$	1,8	$\leq 2,2$	2,3–2,7	2,8–5,5	5,6–8,2	$> 8,2$
Fütoplanktoni biomass	mg l^{-1}	0,28	$\leq 0,34$	0,35–0,42	0,43–0,84	0,85–1,26	$> 1,26$
Fütoplanktoni ÖKS	–	–	$\geq 0,82$	0,81–0,67	0,66–0,33	0,32–0,22	$< 0,22$
<i>Kvaliteedielement: põhjataimestik</i>							
Põhjataimestiku sügavuslevik	m	15	$\geq 14,7$	14,6–12,9	12,8–4,5	4,4–1,5	$< 1,5$
<i>Fucus</i> spp. sügavuslevik	m	7	$\geq 6,9$	6,8–6,0	5,9–2,1	2,0–0,7	$< 0,7$
Mitmeaastaste liikide osakaal üldbiomassist	%	90	≥ 88	87–77	76–27	26–9	< 9
Põhjataimestiku EPI ₁	–	1	$\geq 0,98$	0,97–0,86	0,85–0,30	0,29–0,1	$< 0,1$
Põhjataimestiku EPI ₁ ÖKS	–	–	$\geq 0,98$	0,97–0,86	0,85–0,30	0,29–0,1	$< 0,1$
<i>Kvaliteedielement: suurselgrootud</i>							
Suurselgrootute ZKI ₂	–	0,74	$\geq 0,29$	0,28–0,18	0,17–0,13	0,12–0,06	$< 0,06$
Suurselgrootute ZKI ₂ ÖKS	–	–	$\geq 0,39$	0,38–0,24	0,23–0,17	0,16–0,08	$< 0,08$
<i>Füüsikalise-keemilised näitajad</i>							
Üldlämmastiku sisaldus ($N_{\text{üld}}$) ¹	$\mu\text{mol l}^{-1}$	15,3	$\leq 18,4$	18,5–22,8	22,9–46,4	46,5–69,5	$> 69,5$
Üldlämmastiku sisalduse ÖKS	–	–	$\geq 0,83$	0,82–0,67	0,66–0,33	0,32–0,22	$< 0,22$
Üldfosfori sisaldus ($P_{\text{üld}}$) ¹	$\mu\text{mol l}^{-1}$	0,47	$\leq 0,56$	0,57–0,72	0,73–1,41	1,42–2,14	$> 2,14$
Üldfosfori sisalduse ÖKS	–	–	$\geq 0,83$	0,82–0,65	0,64–0,33	0,32–0,22	$< 0,22$
Merevee läbipaistvus	m	6,0	$\geq 5,2$	5,1–4,5	4,4–2,8	2,7–2,1	$< 2,1$
Läbipaistvuse ÖKS	–	–	$\geq 0,87$	0,86–0,75	0,74–0,47	0,46–0,35	$< 0,35$

