

TALLINNA ÜHISGÜMAASIUM
KAISA ORGUSAAR
11.A KLASS

EESTI RANNIKUVEE ÜLDLÄMMASTIKU JA -FOSFORI SISALDUSEST

JUHENDAJAD LEILI JÄRV JA SILVIE LAINELA

SISSEJUHATUS

Me elame ühe enim reostunud mere, Läänemere ääres. Olen alati soovinud teada saada, milline on selle haruldase riimveelise elukeskkonna tervislik seisund ja suutlikkus probleemidega toime tulla. Teisisõnu soovisin ma uurida merekeskkonna seisundit. Teema lõplikul valikul sai määravaks võimalus osaleda Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi igapäevatöös – käia merel seireproove kogumas ning osaleda veeproovide laboratoorsel analüüsil.

Vesi on levinuim aine Maal ja pealtnäha on ta kõikjal ühesugune, kuid ometi erineb vee keemiline ja bioloogiline koostis piirkonniti väga oluliselt. Eriti mõjutavad merekeskkonna seisundit lämmastiku- ja fosforiühendid, mis on veetaimede olulised toitained. Töös püüan leida vastuseid küsimustele, kas Eesti rannikuvee lämmastiku- ja fosforisisalduses oli 2014. aastal erinevusi võrreldes 2013. aastaga ning kas 2014. aastal oli muutusi toitainete sisaldustes võrreldes pikaajalise keskmisega. Selleks püstitasin kaks hüpoteesi.

1. 2014. aastal vähenes Eesti rannikuvee üldlämmastiku ja -fosfori sisaldus 2013. aastaga võrreldes.

2. 2014. aastal vähenes Eesti rannikuvee üldlämmastiku ja -fosfori sisaldus pikaajalise skaalaga võrreldes.

Töö jaguneb kaheks osaks. Esimeses, teoreetilises osas, antakse kirjanduse põhjal ülevaade rannikuvee kvaliteeditüüpidest ning kvaliteedielementidest. Teises, empiirilises osas, kirjeldatakse uurimisalasid, antakse ülevaade veeproovide kogumise ning üldfosfori ja

üldlämmastiku keemilise analüüsi meetodikatest, esitatakse uurimistulemused, arutatakse nende üle ja tehakse järeldused.

Täna Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi hüdrokeemia labori juhatajat, Silvie Lainelat, kes oli suureks abiks andmete kogumisel, materjali ja meetodika tutvustamisel ning tänu kellele sain suurepärase laboratoorse töö kogemuse. Täna ka Liina Pajusalu, kes toetas mind ja õpetas mereseirel veeproovide kogumist. Samuti täna oma koolipoolset juhendajat Leili Järve, kes aitas omandada tööks vajalikke uusi teadmisi, et saadud tulemusi lahti mõtestada ja oli mulle suureks toeks kogu uurimisprotsessi vältel.

MÕISTETE NIMEKIRI

Biomass	bioloogilise materjali kogus, mis moodustub elavatest või hiljuti elanud organismidest
Depositsioon	e sadenemine, s.o protsess, mille käigus saasteained transportitakse atmosfäärist maapinnale
Eutrofeerumine	veekogude toitainete sisalduse tõus, mis toimub fosfori- ja lämmastikuühenditega rikastumisel
Fütoplankton	taimne hõljum
Häirimatu olek	antud koha looduslikele tingimustele vastav olek, mis on põhimõtteliselt inimtegevusest häirumata
Hüdromorfoloogia	veekogu kuju ja veerežiimiga seotud omadused, nt veekogu põhja struktuur, vee läbipaistvus, hapnikusisaldus
Pinnaveekogum	selgelt eristuv ja oluline osa pinnaveest, nagu järv, veehoidla, jõgi, oja või kanal, jõe-, oja- või kanaliosa, siirdevesi või rannikuvee osa
Rekreatiivne tegevus	mistahes vabal ajal tehtav tegevus, mida ei tehta tasu või hüvituse eesmärgil
Takson	süsteematika üksus, mis tahes süsteematika kategooriasse kuuluv organismirühm, näiteks rebane, koerlased, kiskjalised, imetajad, selgroogsed
Taluvuspiir	ökoloogilise teguri intensiivsuse tase, mille alanedes või tõustes organismi areng seiskub
UV-reaktor	mõõteseade, mis kasutab UV-kiirgust mikroorganismide kahjutuks tegemiseks

1. RANNIKUVESI JA SELLE KVALITEEDI HINDAMINE

Seadusandlusest tulenevalt mõistetakse rannikuvee all maismaa ja suure veekogu (mere) siirdeala, mis hõlmab randa koos naabruses oleva maismaa ja veelaga. Rannikumeri on maailmamere osa, mille vee tsirkulatsiooni ja veemassi struktuuri kujunemist määrab ranniku mõju. Maismaalt tulev maismaavesi ja rannikumere vesi on pinnaveed, mis jaotatakse pinnaveekogumiteks. Rannikuveekogum on rannikuvee pinnaveekogum, mis on reeglina üks terviklik keskkonnaregistrisse kantud veekogu, nt Narva laht. Erandjuhul võib üheks pinnaveekogumiks liita mitu omavahel ühenduses olevat samasse kategooriasse, alamkategooriasse ja tüüpi kuuluvat veekogu, nt Haapsalu laht. Rannikuveekogum on seega rannikuvee pinnaveekogum. (Pinnaveekogumite moodustamise kord)

Rannikumere seire kuulub riikliku mereseire allprogrammi ja hõlmab rannikumere seisundi jälgimist hüdrokeemiliste, hüdrobioloogiliste, hüdrormorfoloogiliste jt näitajate kaudu. Seirejaamade võrgustik on kohandatud vastavalt vee raamdirektiivi (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv) nõuetele, võimaldades hinnata rannikumeres eristatud veekogumite seisundit. Vastavalt vee raamdirektiivile jaguneb seire operatiiv-, ülevaate- ja uurimuslikuks seireks. Operatiivseire ülesanne on koguda andmeid nende veekogumite kohta, kus on põhjust eeldada seisundi mittevastavust keskkonnaalastele eesmärkidele. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

Rannikumere operatiivseire vastutav täitja on Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.

1.1. RANNIKUVEE KVALITEEDITÜÜBID

Euroopa Liidu Veepoliitika raamidirektiivi (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv) järgi hinnatakse rannikuvee kvaliteedi seisundit kolmepallilise skaala järgi:

- 1) väga hea seisund,
- 2) hea seisund,
- 3) keskmine seisund.

Hinnangu andmisel on aluseks järgnevad kvaliteedielemendid:

- fütoplanktoni liigiline koosseis, arvukus ja biomass;
- muu veetaimestiku liigiline koosseis ja arvukus;
- selgrootute põhjaloomade liigiline koosseis ja arvukus;
- morfoloogilised tingimused;
- loodete režiim;
- bioloogilisi elemente toetavad keemilised ja füüsikalised-keemilised elemendid, nagu vee läbipaistvus, hapnikusisaldus, soolsus, toitainetesisaldus jne;

- konkreetsed saasteained, nagu alumiinium, arseen, vask jne. (Euroopa Parlamendi nõukogu direktiiv)

Alljärgnevalt tutvustatakse rannikuvee kvaliteediseisundi määratlemist.

1.1.1. Väga hea seisund

Väga hea seisundi puhul on fütopanktoni liigiline koosseis ja arvukus sama, mis häirimatus olekus ning fütoplanktoni keskmine biomass ja planktoni õitsemise intensiivsus on kooskõlas tüübispetsiifiliste füüsikalise-keemiliste tingimustega. Samuti on makrovetikate leviku ja õistaimede arvukuse tase sama, mis häirimatus olekus. St esinevad kõik häirimatule olekule omased ja häiringutundlikud makrovetika- ja õistaimeliigid. (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv)

Selgrootute liigiline mitmekesisus ja taksonite arvukuse tase on häirimatule olekule iseloomulikes piirides, st kõik häirimatule olekule omased ja häiringutundlikud liigid on olemas. (Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv)

Magevee voolurežiim, veesügavuse vaheldumine, ranniku aluspinnase seisund ja struktuur on sama, mis häirimatus olekus. Samuti vastavad kõik füüsikalise-keemilised elemendid häirimatu oleku parameetritele. Vee keskkonna toitainete sisaldus on iseloomulik häirimatule olekule. Vee temperatuuris, hapnikurežiimis ja läbipaistvuses ei ilmne inimtegevusest põhjustatud häiringuid. Kõik loetletud näitajad on häirimatu oleku tavapärase piirides. Sünteetiliste saasteainete (nitraadid, fosfaadid jt) sisaldus vees on nullilähedane ja mittesünteetiliste saasteainete (alumiinium, arseen, elavhõbe jt) sisaldus vees jääb häirimatu oleku tavapärase näitajate piiresse. (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv)

1.1.2. Hea seisund

Fütoplanktoni liigilises koosseisus ja biomassis ilmnevad kerged muutused ning planktoni õitsemise sageduses ja intensiivsusel võib esineda mõningast kasvu. Makrovetikate ja õistaimede arvukuses on märgata kergeid muutusi, kuid enamik häirimatule olekule omaseid ja häiringutundlikke taksonid on olemas. Sama kehtib ka selgrootute liikide mitmekesisuse ja arvukuse kohta ning enamik tüübispetsiifiliste koosluste tundlike liike on olemas. Kõik veekeskkonna hüdro-morfoloogilised tingimused ja füüsikalise-keemilised kvaliteedielemendid võimaldavad eelpool nimetatud bioloogilisi tingimusi saavutada. Kõigi sünteetiliste ja mittesünteetiliste saasteainete kontsentratsioonid ei ületa kehtestatud piirarve. (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv)

1.1.3. Keskmise seisund

Fütoplanktoni liigiline koosseis ja arvukus erineb mõõdukalt tüübispetsiifilistest tingimustest, kuid vetikate biomass väljub oluliselt tüübispetsiifiliste tingimuste piiridest ning mõjutab seeläbi ka teisi bioloogilisi kvaliteedielemente. Planktoni õitsemise sageduses ja intensiivsuses võib esineda mõõdukat kasvu. Suvekuudel võib esineda planktoni pidevat õitsemist. Makrovetikate levikus ja õistaimede arvukuses on märgata mõõdukaid häiringuid, mis võivad põhjustada soovimatuid häiringuid teiste veekogus elutsevate organismide tasakaalus. Puudub mõõdukas koguses häirimatule olekule omaseid ja häiringutundlike makrovetikate ja õistaimede taksonid. Selgrootute liikide mitmekesisus ja arvukus väljuvad mõõdukalt väljapoole tüübispetsiifiliste tingimustega seonduvatest näitajate piiridest. Esineb taksonid, mis viitavad reostusele. Puuduvad mitmed tundlikud ja tüübispetsiifilisele kooslusele iseloomulikud taksonid. Hüdro-morfoloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide näitajad toetavad nimetatud bioloogiliste tingimuste saavutamist. (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv)

1.2. RANNIKUVEE JAOTAMISE SEADUSANDLIK ALUS

Rannikuvee jaotamise seadusandlik alus on keskkonnaministri määrus „Pinnaveekogude määramise kord, nende pinnaveekogumite nimestiku, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid, seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja seisundiklassi määramise kord“. (Pinnaveekogumite moodustamise kord)

Pinnaveekogumi ökoloogilist seisundit hinnatakse viieastmelisel skaalal (Marksoo 2008):

1. VÄGA HEA – inimõju pinnaveekogumi seisundile puudub või on minimaalne, tüübiomaste bioloogiliste kvaliteedinäitajate väärtused vastavad võrdlustingimustele ning ei ilmuta mingeid minimaalseid kõrvalekaldeid;
2. HEA – inimõju pinnaveekogumi seisundile on väike, tüübiomaste bioloogiliste kvaliteedinäitajate väärtused osutavad väikesele inimtekkelisele kõrvalekaldele võrdlustingimustest. Hüdro-morfoloogilisi tingimusi ei ole muudetud viisil, mis märgatavalt mõjutaks bioloogilisi kvaliteedinäitajaid;
3. KESINE – inimõju pinnaveekogumile on mõõdukas, tüübiomaste bioloogiliste kvaliteedinäitajate väärtused erinevad mõõdukalt võrdlustingimustest ning osutavad suuremale häiritusele kui hea seisundi korral. Maaparandus võib olla mõõdukalt mõjutanud pinnaveekogu seisundit või veekogul võib esineda tõkestusrajatisi;
4. HALB – inimõju pinnaveekogumile on tugev, bioloogiliste kvaliteedinäitajate väärtused kalduvad tugevasti kõrvale võrdlustingimustest või suur osa bioloogilistest tavakooslustest puudub. Pinnaveekogum võib olla reostunud;

5. VÄGA HALB – inimõju pinnaveekogumile on väga tugev, bioloogiliste kvaliteedinäitajate väärtused kalduvad väga tugevasti kõrvale võrdlustingimustest või elustik puudub, pinnaveekogum võib olla tugevasti reostunud.

2012.–2013. aastal tehtud projekti „Veekvaliteedi hindamissüsteemi parandamine rannikuvee tüüpaladel II (Pärnu laht) ja V (Väinameri)“ raames töötati välja uued indeksid rannikuvee ökoloogilise kvaliteedi hindamiseks põhjataimestiku elemendi põhjal. 2014. aastal hinnati Pärnu ja Haapsalu lahe veekogumeid nii käesoleval hetkel kehtiva keskkonnaministri 28. juuli 2009 määruse nr 44 kui ka uue meetodika ja klassipiiride järgi. (Rannikumere operatiivseire)

2. RANNIKUVEE KVALITEEDIELEMENDID

2.1. RANNIKUVEE BIOLOOGILISED KVALITEEDIELEMENDID

Rannikuvee bioloogilised kvaliteedielemendid on:

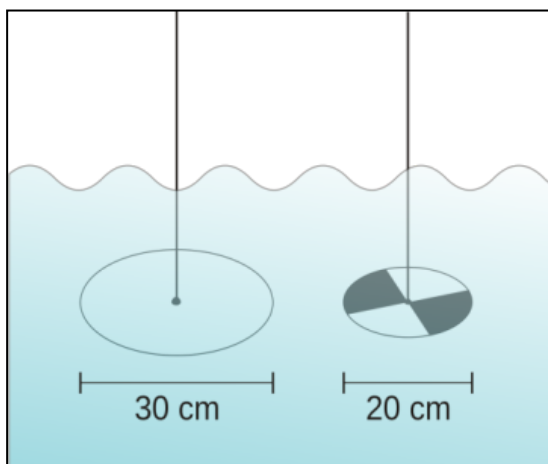
- 1) fütoplankton,
- 2) põhjataimestik,
- 3) põhjaloomastik.

Veefloora elemendid fütoplankton ja põhjataimestik on eutrofeerumisprotsesse vallandavate toitainete kontsentratsiooni muutuste suhtes oluliselt tundlikumad kui vee selgrootud või kalad. See tähendab, et fütoplanktonis ja makrovetikate koosseisus toimuvad muutused annavad varajast teavet veekogu toitainetega rikastumisest ja võimaldavad kavandada õigeaegsete meetmete rakendamist. Antavate hinnangute usaldusväärsust kahandab aga nende elementide väärtuste suur varieeruvus. Seetõttu kasutatakse ühe elemendi põhjal tehtud järelduste asemel kiiremini ja aeglasemalt reageerivate elementidega (nt põhjaloomastikuga) täiendatud hinnangut. (Rannikuvee kvaliteeditüüpide interkalibreerimine)

2.2. RANNIKUVEE FÜÜSIKALIS-KEEMILISED KVALITEEDIELEMENDID

2.2.1. Vee läbipaistvus

Vee läbipaistvus on kõige usaldusväärsem näitaja fütoplanktoni klorofüll *a* fooniväärtuste tuletamisel, sest valguse sumbumine merevees on, eriti suveperioodil, seotud peamiselt just fütoplanktoni hulgaga. Vee läbipaistvust määratakse Secchi kettaga (Joonis 1).



Joonis 1. Secchi ketta (<http://upload.wikimedia.org>)

Secchi ketta näol on tegemist ühe pikemalt kasutatava seiremõõdikuga Läänemeres. Tema suurim eelis on väga lihtne kasutus. Samas sõltub Secchi ketta mõõtetäpsus otseselt tuule tugevusest, seda eriti madalas rannikumeres, kus tuulelained põhjasetted kiiresti üles kergitavad. (Rannikuvee kvaliteeditüüpide interkalibreerimine)

Valget, 30 cm läbimõõduga ketast kasutatakse mereveeuuringutel, seevastu mustadeks ja valgeteks veeranditeks jagatud 20 cm läbimõõduga ketta on kasutusel mageveeuuringutel. (<https://en.wikipedia.org>)

2.2.2. Vee üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldusest

Eutrofeerumise seisukohalt on eriti tähtsad lämmastiku- ja fosforiühendid, mis põhjustavad suurtaimede ja vetikate kiirendatud kasvu, mille tulemusena häirub veekogus organismide tasakaal ja halveneb vee kvaliteet (Rannikuvee kvaliteeditüüpide interkalibreerimine). Fosfor ja lämmastik esinevad vees nii orgaanilistesse ainetesse seotult kui ka mineraalsete ühenditena. Lämmastiku mineraalsete (N_{\min}) vormide hulka kuuluvad ammoniaak, ammoonium, nitritioon, nitraatioon ja molekulaarne lämmastik. Fosfori mineraalsed (P_{\min}) vormid on ortofosfaadid ja polüfosfaadid.

Üldlämmastiku (TN) ja üldfosfori (TP) all mõistetakse vastava toiteelemendi kõiki vees leiduvaid vorme. (Peipsiseire)

3. MATERJAL JA METOODIKA

Siinse uurimuse materjal koguti autori osavõtul 2014. aasta mais Tartu Ülikooli Eesti mereinstituudi vastutusalas toimuva operatiivseire käigus. Autor osales kogutud veeproovide ettevalmistamisel ning üldlämmastiku ja -fosfori määramisel, mis toimus Eesti Mereinstituudi hüdrobioloogia osakonna hüdrokeemia laboratooriumis selle juhataja Silvie Lainela,

juhendamisel. Töös kasutatud võrdlusandmed pärinevad mereinstituudi operatiivseire andmebaasist.

3.1. VÕRDLUSALADE ISELOOMUSTUS

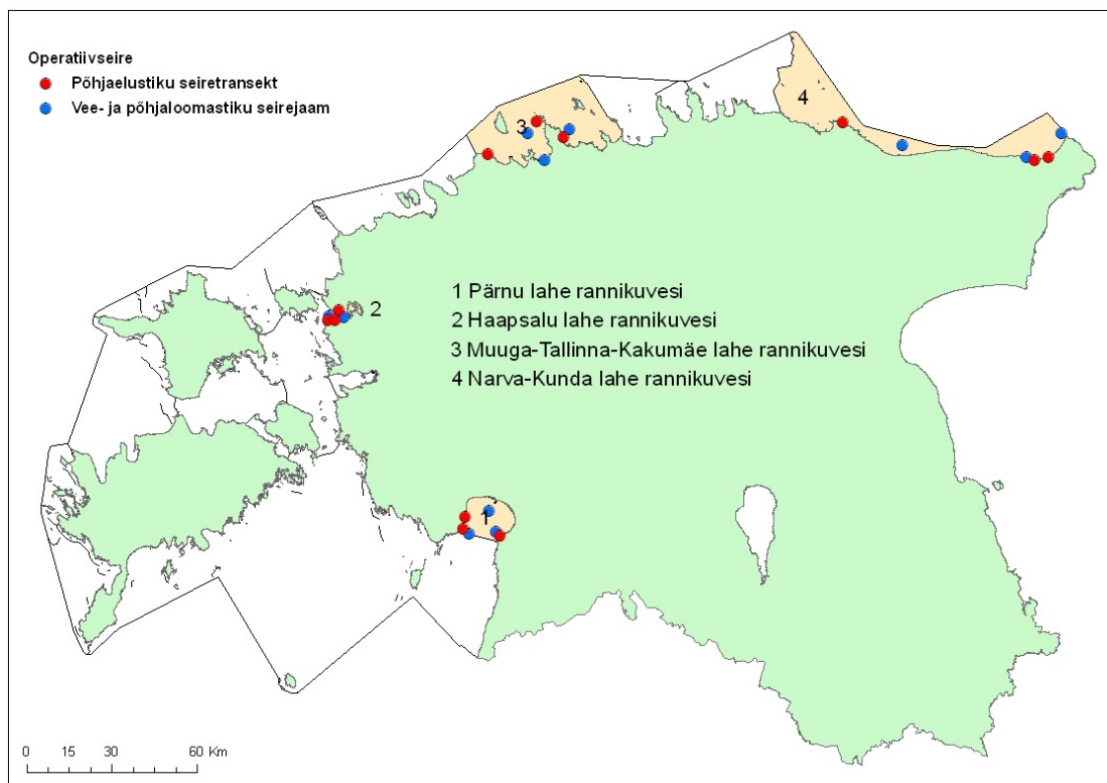
Antud uurimistöö uurimisala koosneb neljast rannikumere piirkonnast:

- 1) Narva laht,
- 2) Tallinna laht,
- 3) Haapsalu laht,
- 4) Pärnu laht.

Neil lahtedel tehakse aasta läbi jäävabal ajal pikaajalist operatiivseiret. Kuna rannikuveed on väga ulatuslikud, siis võetakse operatiivseire käigus samalt merealalt rannikuvee seisundi paremaks hindamiseks samalt alalt proove mitmest jaamast (Joonis 2). Seirejaamade asukoht on koordinaatidega kindlaks määratud, millega tagatakse kõigi operatiivseire proovide kogumine alati täpselt samast kohast.

3.1.1. Narva laht

Kogu Narva lahe (Joonis 2: 4) piirkond on oma avatuse tõttu hea veevahetusega ning hoovuste ja lainetuste poolt tugevalt mõjutatud. Lahes domineerib lääne-idasuunaline hoovus, mille mõjuvõondi setted on peamiselt kivised, kruusased ja/või liivased. Hoovused ja lainetus kannavad lahe madalatele aladele palju poolkõrdunenud materjali, mis põhjustab periooditi vee läbipaistvuse olulist vähenemist. Narva laht on suurima reostuskoormusega Soome lahe osa, seda eelkõige tänu Narva jõe sissevoolule. Toitaineid lisandub ka väiksematest jõgedest, nagu Purtse ja Pühajõgi. Veekogumi soolsus varieerub vahemikus 3–5 psu, mis tähendab, et ühes kuupmeetris vees on lahustunud 3–5 kg soolasid. Narva jõe mõjupiirkonnas on soolsus veelgi madalam. (Marksoo, 2008)



Joonis 2. Operatiivseire jaamade asukoht (<http://www.seire.keskkonnainfo.ee>)

3.1.2. Tallinna laht

Tallinna laht (Joonis 2: 3) on laialt avatud Soome lahele, mis tagab segamatu veevahetuse lahest põhja poole jäävate Soome lahe süvikutega. Nii tekivad pikaajaliste lõunakaare tuulte toimel Soome lahele iseloomulikud apvellingud e süvakihtidest pärineva külma vee tõusud pinnakihtidesse. Süvaveekerke tulemusena tungivad külmad ja soolased süvikuveed madalmerre, põhjustades Tallinna lahes temperatuuri ja soolsuse suure varieeruvuse, vastavalt 10–15 °C ja 5,5–9,5 psu 6–10 tunni kohta. Siinse veekogumi toitainete sisaldust mõjutab tugevalt intensiivne laevaliiklus. Enamus lahte sattuvast reostusest pärineb Tallinnast, väiksemas mahus ka Pirita jõest. (Marksoo, 2008; Soosaar, 2008)

3.1.3. Haapsalu laht

Haapsalu laht (Joonis 2: 2) on väga madal, tugevalt mandrisesse lõikuv ja vaid 1,5–2meetrise keskmise sügavusega veekogum. Lahe maksimaalne sügavus jääb alla viie meetri. Madalas vees ei kujune välja vee kihistumist. Mitmeosalise Haapsalu lahe veevahetus sõltub valdavate tuulte suunast. Läänekaare tuuled soodustavad veevahetust Väinamerrega, kuid pikaajalised idakaare tuuled võivad selle sootuks katkestada. Tagalahte mõjutab tugevalt 12 000 elanikuga Haapsalu linn. Tagalahe idaossa suubub Taebila jõgi, mille kaudu sisse voolava mageda vee kogus on marginaalne, kuid tekitab ometi, eelpool mainitud tingimustel, Haapsalu lahe ida- ja lääneosa soolsustes järsu erinevuse, vastavalt 6–7 psu ja 2–3 psu. (Marksoo, 2008)

3.1.4. Pärnu laht

Pärnu lahe (Joonis 2: 1) soolsus (2–3 psu) on Liivi lahe soolsusega (5 psu) võrreldes oluliselt madalam. Põhjuseks on Pärnu jõgi, mille aastane vooluhulk on põhimõtteliselt võrdne Pärnu lahe veehulgaga (Järv *et al* 2013). Lahe põhi on valdavalt kaetud peene liivaga. Esineb ka üksikuid kiviseid alasid. Lainetuse ja hoovuste mõjul on vees alati palju põhjasetete osakesi, mis muudavad vee vähe läbipaistvaks. Pärnu lahe suurim sügavus on 8 meetrit. Vee toitainete sisaldus on tugevalt mõjutatud 40 000 elanikuga linnast (<http://www.parnu.ee/>). Reeglina on Pärnu jõe suudmeala vees toitainete kontsentratsioonid oluliselt kõrgemad kui mujal lahes. (Marksoo, 2008)

3.2. VEEPROOVIDE KOGUMINE

Operatiivseire käigus koguti veeproove 2013. ning 2014. aasta juunis kokku nelja rannikuveekogumi kaheteistkümnest seirejaamast (Joonis 2). Seirejaamade täpsed asukohad esitatakse koordinaatidena tabelis 1. Kõigist seirejaamadest koguti proovid kolmest sügavushorisondist:

- 1) 1 m,
- 2) 5 m,
- 3) 10 m.

Jaama summaarse lämmastiku- ja fosforisisalduse iseloomustamiseks arvatati veesamba horisontide näitudest aritmeetiline keskmine.

Tabel 1. Püsiseirejaamade koordinaadid

Seirejaam	Narva laht	Tallinna laht	Haapsalu laht	Pärnu laht
12c	59,4667° N; 27,0167° E			
38	59,4067° N; 27,7833° E			
N8	59,4750° N; 28,0083° E			
2		59,5367° N; 24,6883° E		
3		59,5467° N; 24,9500° E		
57a		59,4500° N; 24,7883° E		

HL1	58,9583° N; 23,4600° E
HL4	58,9534° N; 23,5501° E
HL6	58,966° N; 23,5185° E
K4	58,2747° N; 24,4717° E
K5	58,3417° N; 24,4300° E
K7	58,2697° N; 24,3090° E

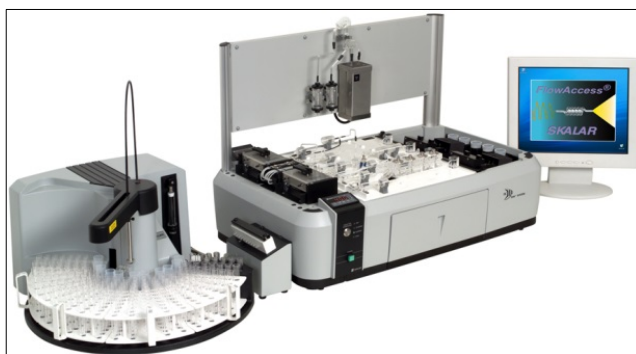
3.3. VEEPROOVIDE KEEMILINE ANALÜÜS

3.3.1. Üldfosfori määramine

Reeglina kogutud veeproove ei konserveerita ja need määratakse võimalikult kiiresti, aga mitte hiljem kui 24 tundi pärast proovi võtmist. Proovivõtu ja analüüsimise vahelisel ajal säilitatakse proove pimedas ja jahedas kohas. Kui tekib vajadus veeproovide pikemaajaliseks säilitamiseks, siis need sügavkülmutatakse. Laboratoorseid vahendeid tohib pesta ainult fosforivabade pesuvahenditega. (Lainela, 2013)

Proovide määramisel kasutatakse järgmisi seadmeid ja töövahendeid:

- 1) automaatanalüsaator Skalar San⁺⁺,
- 2) automaatpipett,
- 3) laboratoorsed nõud (kolvid, pipetid),
- 4) proovipudelid.



Joonis 3. Skalar San⁺⁺ (<http://www.skalar.com/>)

Kõik kasutatavad reaktiivid on analüütiliseks kasutamiseks sobiva puhtusastmega. Et vältida tulemuste kõrvalekallet ionide reageerimise tõttu, kasutati lahuste valmistamiseks ja lahjenduste tegemiseks kahekordselt destilleeritud vett ehk bidestillaaati (Lainela, 2013).

Prooviseeriale lisatakse alati sisekontrolli lahuse kolm paralleelproovi. Sisekontrolli lahus on kindla kontsentratsiooniga lahus, mida kasutatakse proovide fosforisisalduse võrdluse alusena. Kui tehakse üldainete proovide mõõtmisi, siis hapestatakse vahetult enne analüüsi 95–97% väävelhappega nii pesuvesi, standardtöölahus kui ka sisekontrolli lahus ning lastakse neil vähemalt 12 tundi enne analüüsi seista. (Lainela, 2013)

Üldfosfor määrati automaatanalüsaatoriga Skalar San⁺⁺ (Joonis 3). Kogu protsess toimus automaatselt, mille käigus (Lainela, 2013):

- segati veeproov kaaliumpersulfaadiga,
- kõik orgaanilised fosforiühendid oksüdeeriti UV-reaktoris,
- proovile lisati väävelhappe lahust ning kuumutati temperatuurireaktoris 107 °C,
- kõik anorgaanilised fosforiühendid oksüdeeriti ortofosfaatideks,
- proov neutraliseeriti, lisades sellele naatriumhüdrosiidi lahust.

Kaaliumantimonoksitratraadi mõjul ammooniummolüdaat ja kaaliumantimontartraat reageerivad happelises keskkonnas fosfaadi lahjendatud lahusega, moodustades antimonfosformolüdaatkompleksi, mida saab redutseerida askorbiinhappega siniseks kompleksiühendiks. Nimetatud kompleksiühendi absorptsiooni mõõdetakse lainepikkusel 880 nm ja see on võrdeline ortofosfaadi sisaldusega. (Lainela, 2013)

Aluselises keskkonnas oksüdeeruvad orgaanilised fosforiühendid täielikult, polüfosfaadid aga ainult 2/3 ulatuses. Kuna looduslikes vetes on suhteliselt vähe polüfosfaate, võib antud meetodit kasutada üldfosfori ja üldlämmastiku samaaegseks määramiseks. Kui aga sulfiidi, nitriti, silikaadi, arsenaadi, fluoriidi, seleeni, vase, vanaadiumi, raua või kroomi sisaldus proovis ületab teatud koguse, segavad nad üldlämmastiku ja -fosfori määramist. (Lainela, 2013)

Analüüsi tulemuste arvutamine toimus automaatselt, vastavalt kasutatud kalibreerimis- ja määramisprogrammile. Kui analüüside ettevalmistamise käigus tehti lahjendusi, siis arvestati neid proovitulemuste arvutamisel. (Lainela, 2013)

3.3.2. Üldlämmastiku määramine

Proove tuleb analüüsida võimalikult kohe pärast proovide võtmist. Proovivõtu ja analüüsimise vahelisel ajal säilitatakse proovid pimedas ning jahedas kohas (2–6 °C). Kui tekib vajadus proovide pikemaajaliseks säilitamiseks, need sügavkülmutatakse. (Lainela, 2013)

Proovide määramisel kasutati järgmisi seadmeid ja töövahendeid:

- 1) automaatanalüsaator Skalar San⁺⁺,
- 2) automaatpipett,
- 3) laboratoorsed nõud,
- 4) proovipudelid.

Laboratoorseid vahendeid pesti üksnes fosforivabade pesuvahenditega. Kõik reaktiivid on analüütiliseks kasutamiseks sobiva puhtusastmega. Et vältida tulemuste kõrvalekallet ionide reageerimise tõttu, kasutati lahuste valmistamiseks ja lahjenduste tegemiseks bidestillaati. (Lainela 2013)

Prooviseeriale lisatakse alati sisekontrolli lahuse kolm paralleelproovi. Kui tehakse hapestatud proovide mõõtmisi, hapestatakse vahetult enne analüüsi 95–97% väävelhappega nii pesuvesi, standardtöölahus kui ka sisekontrolli lahus ning lastakse neil vähemalt 12 tundi enne analüüsi seista. (Lainela, 2013)

Üldlämmastik määratakse automaatanalüsaatoriga Skalar San⁺⁺ (Joonis 3). Kogu protsess toimus automaatselt, mille käigus (Lainela, 2013):

- segati veeproov kaaliumperoksodisulfaadiga,
- veeproov kuumutati temperatuurireaktoris 90 °C-ni,
- lahus segati booraksi puhverlahusega ja viidi UV reaktorisse,
- peale dialüüsi taandati nitraatioonid Cd-Cu reduktorkolonnis nitritiks.

Nitriti määramine põhineb selle võimel moodustada punakasvioletset asoühendit. Diasoteerimiseks kasutatakse sulfaniilamiidi ja N-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidi. Saanud värvi intensiivsust mõõdetakse lainepikkusel 540 nm. (Lainela, 2013)

Aluselises keskkonnas oksüdeeruvad orgaanilised fosforiühendid täielikult, polüfosfaadid aga ainult 2/3 ulatuses. Kuna looduslikes vetes on suhteliselt vähe polüfosfaate, võib antud meetodit kasutada üldfosfori ja üldlämmastiku samaaegseks määramiseks. Meetod ei sobi määramiseks heitvees, kus on palju metalle või orgaanilist ainet, või kui vesiniksulfaadi sisaldus proovis ületab 2 mg/l. (Lainela, 2013)

Tulemuste arvutamine toimus automaatselt vastavalt kasutatud kalibreerimis- ja määramisprogrammile. Kui tehti lahjendusi, siis võeti need arvutamisel arvesse. (Lainela, 2013)

4. TULEMUSED

2014. aastal koguti proove kokku neljast rannikuveekogumist: Narva, Tallinna, Haapsalu ja Pärnu lahest. Seirejaamu oli kokku 12, st igast lahest võeti proove kolmest seirejaamast (Joonis 2). Võrdlusandmetena kasutati samade seirejaamade 2013. aasta ja pikaajalise operatiivseire tulemusi. (<http://www.seire.keskkonnainfo.ee>)

4.1 Üldlämmastiku sisaldusest

4.1.1 Narva laht

2014. aasta Narva lahe üldlämmastiku sisaldused seirejaamade kaupa (Joonis 4):

12c: 21,7 $\mu\text{mol/l}$

38: 22,4 $\mu\text{mol/l}$

N8: 27,2 $\mu\text{mol/l}$

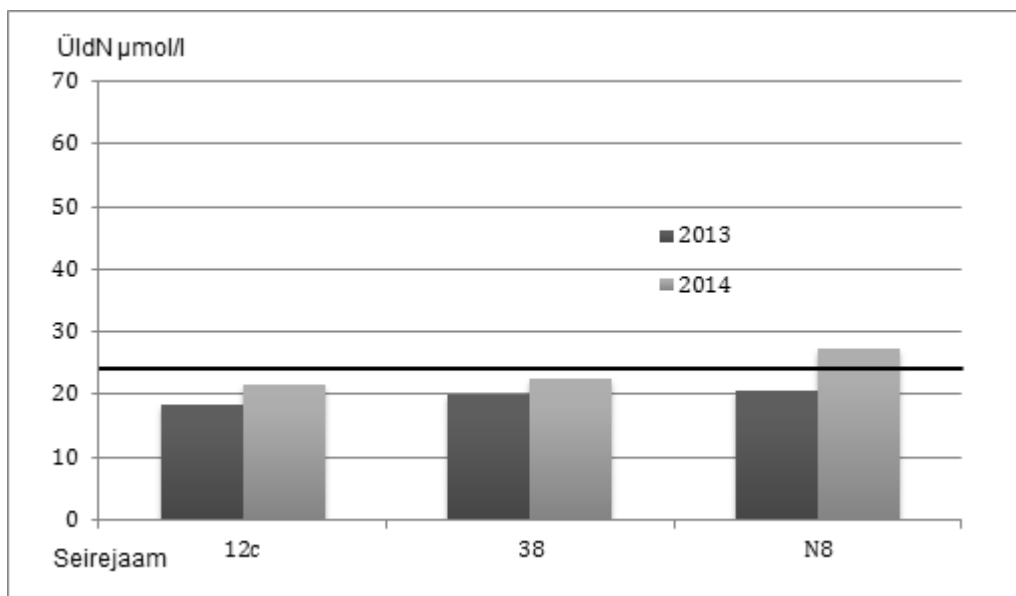
4.1.2. Tallinna laht

2014. aasta Tallinna lahe üldlämmastiku sisaldused seirejaamade kaupa (Joonis 5):

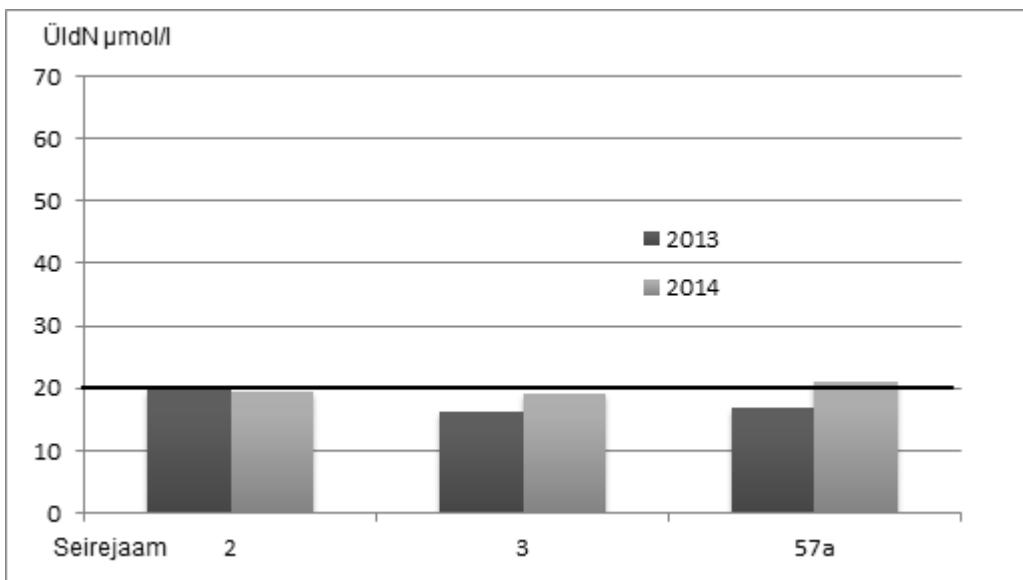
2: 19,4 $\mu\text{mol/l}$

3: 19,0 $\mu\text{mol/l}$

57a: 21,2 $\mu\text{mol/l}$



Joonis 4. 2013. ja 2014. aasta Narva lahe üldlämmastiku sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 23,8 $\mu\text{mol/l}$.



Joonis 5. 2013. ja 2014. aasta Tallinna lahe üldlämmastiku sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 19,9 µmol/l.

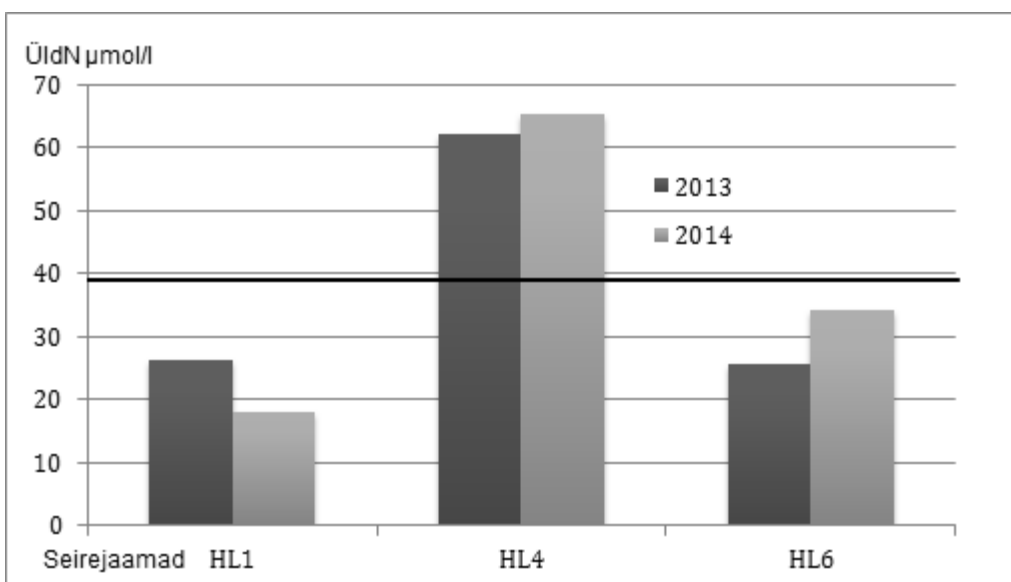
4.1.3. Haapsalu laht

2014. aasta Haapsalu lahe üldlämmastiku sisaldused seirejaamade kaupa (Joonis 6):

HL1: 18,1 µmol/l

HL4: 64,4 µmol/l

HL6: 34,3 µmol/l



Joonis 6. 2013. ja 2014. aasta Haapsalu lahe üldlämmastiku sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 38,9 µmol/l.

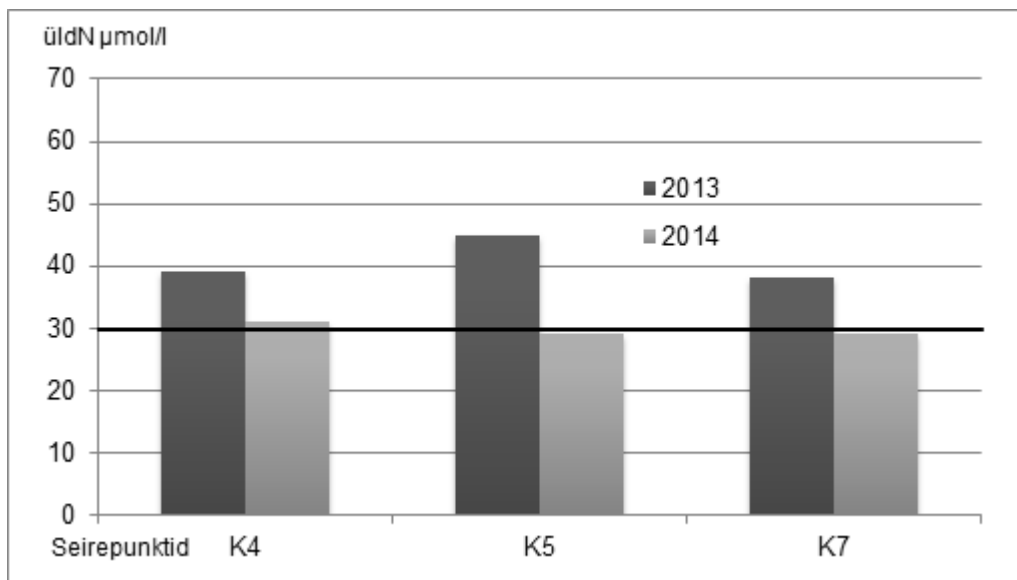
4.1.4. Pärnu laht

2014. aasta Pärnu lahe üldlämmastiku sisaldused seirejaamade kaupa (Joonis 7):

K4: 31,0 $\mu\text{mol/l}$

K5: 29,0 $\mu\text{mol/l}$

K7: 29,0 $\mu\text{mol/l}$



Joonis 7. 2013. ja 2014. aasta Pärnu lahe üldlämmastiku sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 29,7 $\mu\text{mol/l}$.

4.2. ÜLDFOSFORI SISALDUSEST

4.2.1. Narva laht

2014. aasta üldfosfori sisaldused Narva lahe seirejaamade kaupa (Joonis 8):

12c: 0,8 $\mu\text{mol/l}$

38: 1,2 $\mu\text{mol/l}$

N8: 1,5 $\mu\text{mol/l}$

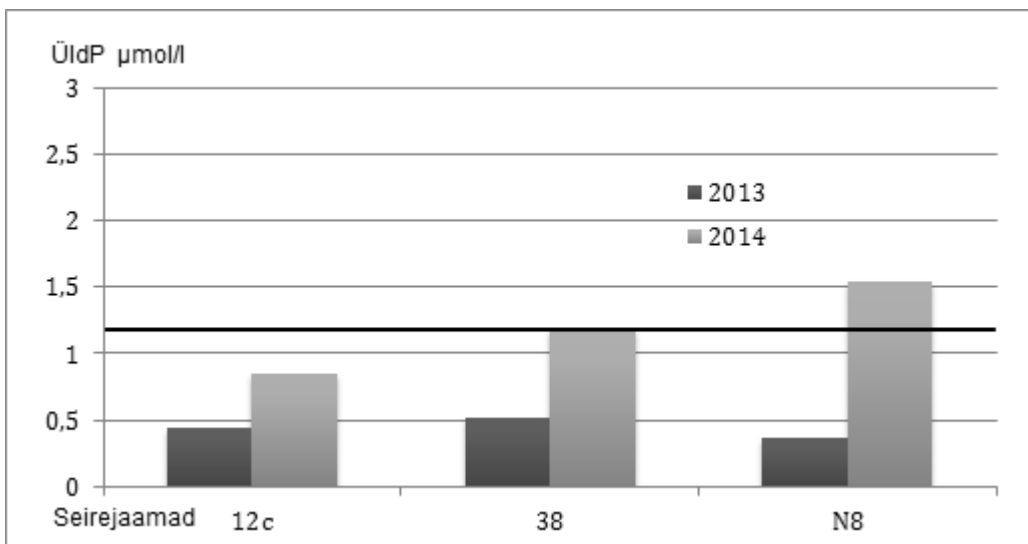
4.2.2. Tallinna laht

2014. aasta üldfosfori sisaldused Tallinna lahe seirejaamade kaupa (Joonis 9):

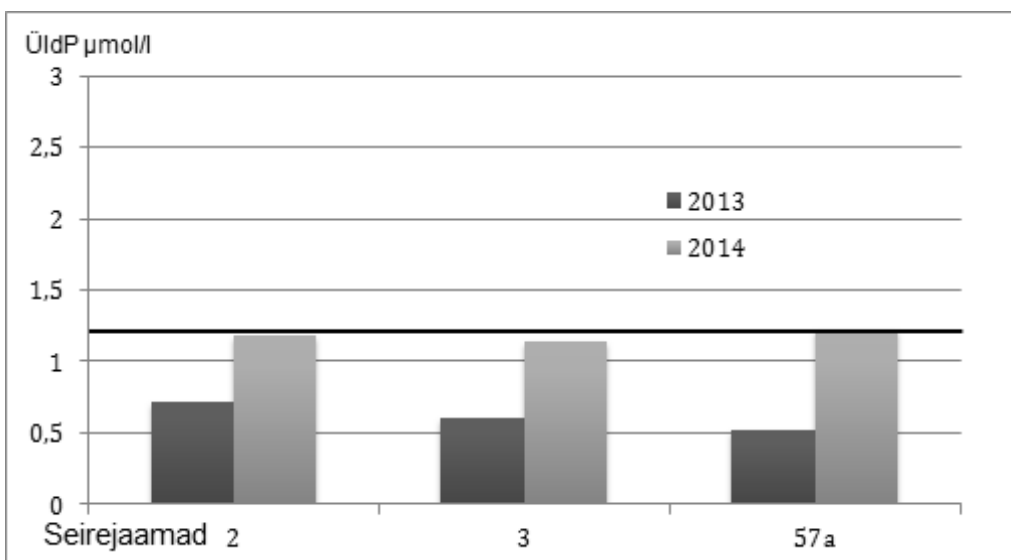
2: 1,2 $\mu\text{mol/l}$

3: 1,1 $\mu\text{mol/l}$

57a: 1,2 $\mu\text{mol/l}$



Joonis 8. 2013. ja 2014. aasta Narva lahe üldfosfori sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 1,2 µmol/l.



Joonis 9. 2013. ja 2014. aasta Tallinna lahe üldfosfori sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 1,2 µmol/l.

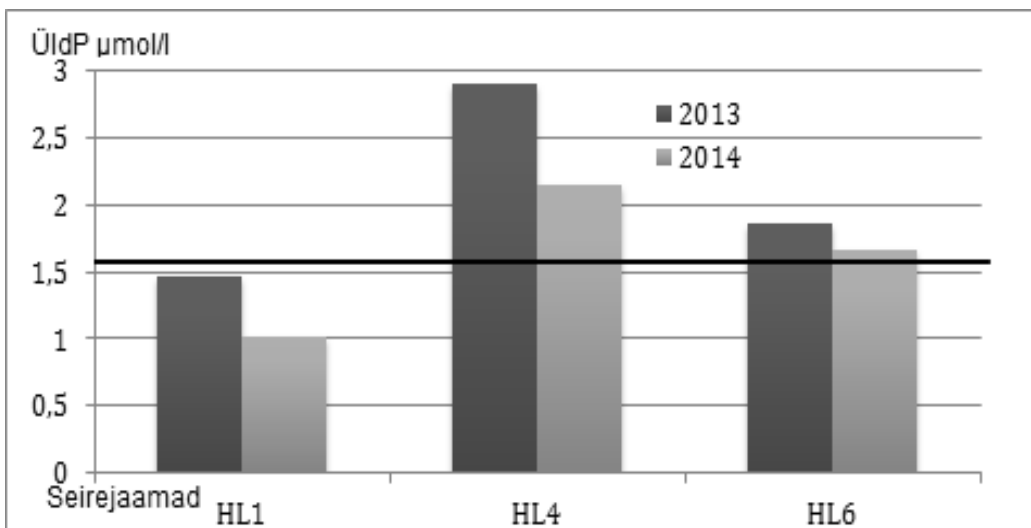
4.2.3. Haapsalu laht

2014. aasta üldfosfori sisaldused Haapsalu lahe seirejaamade kaupa (Joonis 10):

HL1: 1,0 µmol/l

HL4: 2,1 µmol/l

HL6: 1,7 µmol/l



Joonis 10. 2013. ja 2014. aasta Haapsalu lahe üldfosfori sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 1,6 µmol/l.

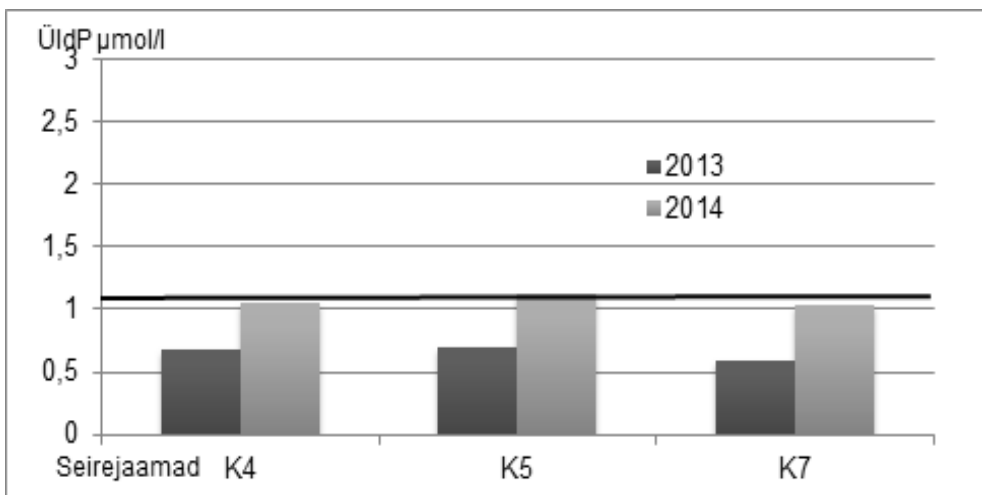
4.2.4. Pärnu laht

2014. aasta üldfosfori sisaldused Pärnu lahe seirejaamade kaupa (Joonis 11):

K4: 1,1 µmol/l

K5: 1,1 µmol/l

K7: 1,0 µmol/l



Joonis 11. 2013. ja 2014. aasta Pärnu lahe üldfosfori sisaldused. Pidevjoonega on kujutatud veekogu 2014. aasta keskmine näit 1,1 µmol/l.

5. ARUTELU

5.1. ÜLDLÄMMASTIKU SISALDUSEST

2014. aastal oli Narva lahe keskmine üldlämmastiku sisaldus 23,8 $\mu\text{mol/l}$, mis oli 4,1 $\mu\text{mol/l}$ kõrgem 2013. aasta Narva lahe keskmisest. Vaadeldes üldlämmastiku sisaldusi jaamade kaupa, torkab silma üldlämmastiku sisalduse lääne-idasuunaline kasv. Kuna valdav enamus Narva lahte jõudvast üldlämmastikust satub sinna mageveeliste sissevoolude kaudu, millest suurim ja idapoolsem on Narva jõgi, siis määravad jõe hiiglaslikult valgalalt koguneva lämmastiku kogused suuresti lahe üldlämmastiku sisalduse ja selles toimuvate muutuste suuna. Väiksemate jõgede mõju on marginaalsem. Samas liituvad lähedastest väikestest sissevooludest Pühajõest, Voka, Künnapõhja ja Sõtke jõest tulevad üldlämmastikuvood, mõjutades nii nt jaama 38 üldlämmastiku näitu. Kirjeldatud lääne-idasuunaline trend oli Narva lahes jälgitav ka võrdlusaastal. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutusi pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldlämmastiku sisalduse muutuse trendiga Narva lahes, võib öelda, et kui alates 2008. aastast valitses Narva lahe üldlämmastiku sisalduses langustrend, siis alates 2013. aastast pöördus see tõusule (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Narva laht on laialt avatud, st tal on Soome lahe sügavamate aladega hea veevahetus ja seega ei ole üldlämmastiku kuhjumiseks lahes soodsaid tingimusi. Üldlämmastiku kasvu põhjuseid tuleks otsida sissevoolude, eelkõige Narva jõe üldlämmastiku sisalduse suurenemisest, mis omakorda saab alguse valgalal toimunud eelkõige põllumajanduslikust reostusest (<http://www.elfond.ee>). Oma osa üldlämmastiku sisalduse kasvus võib olla ka atmosfäärsel sadenemisel, mis võib kohati moodustada kuni 50% lämmastiku väliskoormusest (Olli, 2009).

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Narva laht veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel klassi „kesine“, üldlämmastiku sisalduse alusel aga seisundiklassi „hea“. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal oli Tallinna lahe keskmine üldlämmastiku sisaldus 19,9 $\mu\text{mol/l}$, mis oli 2,3 $\mu\text{mol/l}$ võrra kõrgem 2013. aasta Tallinna lahe keskmisest näitajast. Jaamade kaupa üldlämmastiku sisaldused üksteisest oluliselt ei erine. Määrav osa Tallinna lahe üldlämmastikust pärineb tihedast laevaliiklusest ja Tallinna linna heitvetest (Marksoo, 2008). Üldlämmastiku sisaldust Tallinna lahes mõjutab ka atmosfäärsel sadenemise kaudu vette sattuv lämmastik (Olli, 2009). Marginaalne osa üldlämmastikust satub Tallinna lahte

suhteliselt väikese vooluga Pirita ja Härjapea jõest ning mõnest ojast, nt Mustjõgi ja Tiskre. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutusi pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldlämmastiku sisalduse muutuse trendiga, tuleb tõdeda, et Tallinna lahe üldlämmastiku sisaldust iseloomustab püsiv aeglane kasvutrend (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Tallinna laht on Soome lahele laialt avatud ja seega ei ole üldlämmastiku kuhjumiseks lahes soodsaid tingimusi. Tõusu põhjuseid tuleb otsida eelkõige tihenenedu laevaliiklusest, aga ka Tallinna linna elanike arvu, sh linna ümbritseva hajaasustuse suurenemisest tingitud Tallinna lahte sattuva reovee mahu kasvust.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Tallinna laht nii veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu kui ka üldlämmastiku sisalduse alusel ökoloogilisse seisundiklassi „hea“. Interkalibreeritud meetodite põhjal kuulub Tallinna laht ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel seisundiklassi „halb“, üldlämmastiku sisalduse alusel interkalibreeritud meetodite põhjal seisundiklassis muutusi ei olnud. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal oli Haapsalu lahe keskmine üldlämmastiku sisaldus 39,2 µmol/l, mis oli 1,2 µmol/l võrra kõrgem 2013. aasta Haapsalu lahe keskmisest. Vaadeldes üldlämmastiku sisaldusi jaamade kaupa, torkab sarnaselt Narva lahele silma näitude lääne-idasuunaline kiire kasvutrend. Valdav enamus Haapsalu lahte jõudvast üldlämmastikust satub sinna lahe idakaldal asuvast Haapsalu linnast. Suure tõenäosusega on endiste suvitusalaade püasiasustusaladeks muutumisel määrav mõju Haapsalu lahe üldlämmastiku sisalduse tõusule, seda eeskätt pinnaveetega lahte jõudva reostuskoormuse kaudu. Samuti mängib selles suurt osa atmosfäärne sadenemine (Olli, 2009), lahe madalus ja halb veevahetus Väinamererega, mistõttu annab tunda aastakümnete jooksul põhjasettesse kogunenud reostus. Marginaalsem osa üldlämmastikust satub Haapsalu lahte jõgedest, millest suurim ja idapoolsem on Taebla jõgi. Kirjeldatud lääne-idasuunaline trend oli jälgitav ka võrdlusaastal. Haapsalu lahe regulaarseire algas 2006. aastal. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutusi pikemal ajaskaalal (2006–2013) toimuva üldlämmastiku sisalduse muutuse trendiga, võib öelda, et üldlämmastiku kontsentratsioon püsib Haapsalu lahes stabiilselt kõrgena (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Haapsalu laht on lääne-idasuunaliselt väljavenitatud, pikk ja kitsas mitmeosaline laht, mille veevahetussüsteem sõltub suuresti valdavate tuulte suunast. Läänetuuled soodustavad veevahetust, seevastu ida-, põhja- või lõunatuulte korral võib idapoolsemas tagalahes veevahetus Väinamererega katkeda, seega on seal üldlämmastiku kuhjumine soodustatud.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Haapsalu laht veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel klassi „väga halb“, üldlämmastiku sisalduse alusel aga seisundiklassi „kesine“. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

Erinevalt teistest lahtedest toimus 2014. aastal Pärnu lahe üldlämmastiku sisalduses 2013. aastaga võrreldes märgatav langus. 2014. aastal oli Pärnu lahe keskmine üldlämmastiku sisaldus 29,7 µmol/l, mis oli 11 µmol/l võrra madalam 2013. aasta Pärnu lahe keskmisest. Jaamade kaupa üldlämmastiku sisaldused üksteisest oluliselt ei erine. Võrdlusaastal oli aga seirejaama K5 üldlämmastiku sisaldus suurem seirejaamade K4 ja K7 üldlämmastiku sisaldustest. Valdav enamus Pärnu lahe üldlämmastikust satub sinna kirdekaldal asuvast Pärnu linnast ja lahte suubuvast Pärnu jõest. Pärnu jõe aastane sissevool on praktiliselt võrdne Pärnu lahe veemahuga, st aastaga vahetub lahe vesi täielikult (Vahula, 1994). Väiksemate sissevoolude, nt Võnnu, Audru ja Kirbu jõe, mõju on marginaalsem. Lisaks mõjutab üldlämmastiku hulka ka atmosfäärse sadenemise kaudu lahte jõudev reostus (Olli, 2009). Pärnu lahes paiknevatest seirejaamadest on ainsana seirejaamas K5 olemas pikaajalised andmerealad. Võrreldes lühikesel ajaskaalal – 2013–2014, toimunud muutust pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldlämmastiku sisalduse muutuste langustrendiga, võib öelda, et üldlämmastiku sisaldus langes 2014. aastal eriti järsult (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Pärnu laht ei ole Liivi lahele hästi avatud, mistõttu on üldlämmastiku kuhjumine soodustatud. Samas valitsesid 2014. aasta mais ja juunis peamiselt lõunatuuled, mis soodustavad veevahetust Liivi lahega (<http://www.ilmateenistus.ee>). Seega tuleks muutuse põhjuseid otsida hoopis üldfosfori sisalduse suurenemisest Pärnu lahes, tänu millele suutsid taimed efektiivsemalt laheveest lämmastikku ära siduda.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Pärnu laht nii veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu kui ka üldlämmastiku sisalduse alusel ökoloogilisse seisundiklassi „kesine“. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

5.2. ÜLDFOSFORI SISALDUSEST

2014. aastal oli Narva lahe keskmine üldfosfori sisaldus 1,2 $\mu\text{mol/l}$, mis oli 0,8 $\mu\text{mol/l}$ kõrgem 2013. aasta Narva lahe keskmisest. Vaadeldes üldfosfori sisaldusi jaamade kaupa, torkab sarnaselt Narva lahe üldlämmastiku sisaldusele silma, et ka üldfosfori sisalduses on selgelt väljenduv lääne-idasuunaline kasvutrend. Valdav enamus Narva lahes leiduvast üldfosforist satub sinna mageveeliste sissevoolude kaudu, millest suurim ja idapoolsem on Narva jõgi. Väiksemate jõgede, nt Pühajõe, Voka, Künnapõhja ja Sõtke jõe mõju on marginaalne. Fosfori atmosfäärne sadenemine on võrreldes lämmastikuga tühine. 2014. aastal üldfosfori sisalduses kirjeldatud lääne-idasuunaline trend ei olnud võrdlusaastal jälgitav. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutust pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldfosfori sisalduse muutuse trendiga Narva lahes, tuleb tõdeda, et üldfosfori sisaldust iseloomustab pidev kasvutrend (<http://seire.keskkonnainfo.ee>), kuigi hea veevahetusega Narva lahes ei ole üldfosfori kuhjumiseks soodsaid tingimusi. Üldfosfori kasvu põhjused peituvad peamiselt sissevoolude üldfosfori sisalduse kasvus, mis pärineb eelkõige põllumajandusest (<http://www.elfond.ee>)

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Palamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Narva laht veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel klassi „kesine“, üldfosfori sisalduse alusel aga seisundiklassi „hea“. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal oli Tallinna lahe keskmine üldfosfori sisaldus 1,2 $\mu\text{mol/l}$, mis oli 0,6 $\mu\text{mol/l}$ kõrgem 2013. aasta Tallinna lahe üldfosfori sisaldusest. Jaamade kaupa üldfosfori sisaldused oluliselt ei erine. Määrav osa Tallinna lahe üldfosforist pärineb tihedast laevaliiklusest ja Tallinna linna heitveest (Marksoo, 2008). Marginaalne osa üldfosforist satub Tallinna lahte suhteliselt väikese vooluhulgaga jõgedest, nagu Pirita- ja Härjapea. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutusi pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldfosfori sisalduse muutuste trendiga Tallinna lahes, tuleb tõdeda, et vahepealsetel aastatel (2008–2013) stabiliseerunud üldfosfori sisaldus pöördus 2014. aastal tõusule (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Tallinna laht on Soome lahele laialt avatud, seega pole seal üldfosfori kuhjumiseks soodsaid tingimusi, järelikult tuleb üldfosfori sisalduse kasvu põhjuseid otsida eelkõige intensiivistunud laevaliiklusest ning Tallinna linna ja selle lähiümbruse elanikkonna kiirest kasvust.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Tallinna laht veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel klassi „hea“, üldfosfori sisalduse alusel aga seisundiklassi „kesine“. Interkalibreeritud meetodite põhjal kuulub Tallinna laht ökoloogilise kvaliteedi hinnangu alusel klassi „halb“, üldfosfori sisalduse alusel interkalibreeritud meetodite põhjal seisundiklassis muutusi ei olnud. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal oli Haapsalu lahe keskmine üldfosfori sisaldus 1,6 µmol/l, mis oli 0,5 µmol/l võrra madalam 2013. aasta Haapsalu lahe keskmisest. Vaadeldes üldfosfori sisaldusi jaamade kaupa, torkab silma lääne-idasuunaline kiire kasvutrend. Valdav enamus Haapsalu lahte jõudvast üldfosforist satub sinna lahe idakaldal asuva Haapsalu linna heitveest. Suurt rolli mängib üldfosfori kõrge taseme kujundamisel Haapsalu lahes ka endiste suvitusalade muutumine püasiasustusaladeks, st kiire hajareostuse kasv. Marginaalsem osa üldlämmastikust satub Haapsalu lahte jõgedest, neist suurim on lahe idaossa suubuv Taebla jõgi. Kirjeldatud lääne-idasuunaline trend oli jälgitav ka võrdlusaastal. Haapsalu lahe üldfosfori sisaldusest on pidevad andmed alates 2006. aastast. Võrreldes lühikesel ajaskaalal, aastatel 2013–2014 toimunud muutusi pikemal ajaskaalal (2006–2013) toimuva üldfosfori sisalduse muutuse trendiga Haapsalu lahes, võib öelda, et 2006. aastast üldfosfori sisalduses valitsenud tõusutrend pöördus 2014. aastal langusele (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Haapsalu laht on lääne-idasuunaliselt välja venitatud pikk ja kitsas mitmeosaline laht, mille veevahetus sõltub suuresti valdavate tuulte suunast. Veevahetus on soodustatud läänetuultega. Pikaajaliste ida-, põhja- või lõunatuulte korral võib idapoolsemas tagalahes veevahetus katkeda, mistõttu on seal üldlämmastiku kuhjumine soodustatud. Seega võib 2014. aasta üldfosfori sisalduse languse taga olla läänetuulte mõjul suurenenud veevahetus Väinamererega ja Haapsalu linna heitvete ja sissevoolude üldfosfori sisalduse langus.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv), kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Haapsalu laht nii veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu kui ka üldfosfori sisalduse alusel ökoloogilisse seisundiklassi „väga halb“. (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal oli Pärnu lahe keskmine üldfosfori sisaldus 1,1 µmol/l, mis oli 0,4 µmol/l võrra kõrgem 2013. aasta Pärnu lahe keskmisest. Jaamade kaupa üldfosfori sisaldused üksteisest oluliselt ei erinenud. Valdav enamus Pärnu lahe üldfosforist satub sinna Pärnu

jõest, mille aastane sissevool on praktiliselt võrdne Pärnu lahe veemahuga (Vahula, 1994), ja lahe kirdekaldal asuva Pärnu linnast. Väiksemate sissevoolude mõju on marginaalne. Pärnu lahe seirejaamadest on ainsana K5 kohta olemas üldfosfori sisalduse pikaajalised andmereal. Võrreldes lühikesel ajaskaalal – 2013–2014, toimunud muutusi pikal ajaskaalal (1993–2013) toimuva üldfosfori sisalduse muutuse trendiga seirejaamas K5 võib öelda, et 2009. aastal alanud üldfosfori sisalduse tõus jätkus ka 2014. aastal (<http://seire.keskkonnainfo.ee>). Pärnu laht ei ole Liivi lahele hästi avatud, mistõttu on üldfosfori kuhjumine soodustatud. Seega tuleks pikaajalise üldfosfori sisalduse kasvu põhjuseid otsida eelkõige Pärnu jõe üldfosfori sisalduse suurenemisest.

Toetudes Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv) kehtestas keskkonnaminister 28.07.2009 määruses nr 44 pinnaveekogumite seisundi määramise korra ja kvaliteediklassid (Pinnaveekogumite määramise kord). Kehtestatud klassipiiride järgi liigitub Pärnu laht nii veekogu ökoloogilise kvaliteedi hinnangu kui ka üldlämmastiku sisalduse alusel ökoloogilisse seisundiklassi „kesine“ (<http://seire.keskkonnainfo.ee>)

2014. aastal suurenesid võrreldes 2013. aastaga Narva ja Tallinna lahes nii üldlämmastiku kui ka üldfosfori sisaldus. Tähelepanu äratav Haapsalu laht, mille üldlämmastiku sisaldus 2014. aastal järsult tõusis, kuid üldfosfori sisaldus seevastu langes. Viimane võib olla tingitud üldfosfori omadusest muutuda kiiresti mittelahustuvaks, mistõttu ei suuda taimed seda omastada. Fosforivaegus on taimede kasvule piirav tegur, mille tulemusel ei suuda nad edukalt üldlämmastikku siduda, mis järeldebki üldlämmastiku sisalduse kasvus. Ainsa lahena langes üldlämmastiku sisaldus Pärnu lahes, mille taga võis suure tõenäosusega olla suurenenud üldfosfori sisaldus. Tänu suurenenud fosfori kättesaadavusele suutsid taimed efektiivsemalt üldlämmastikku siduda, põhjustades omakorda üldlämmastiku sisalduse vähenemist.

KOKKUVÕTE

Uurimistöö eesmärk oli välja selgitada, millised muutused toimusid 2014. aastal Eesti rannikuvee püsiseirealade üldlämmastiku ja -fosfori sisalduses 2013. aasta ja pikaajalise keskmise sisalduse näitajatega võrreldes. Tulemustest järelalus, et 2014 aastal:

- 1) vähenes Pärnu lahe üldlämmastiku sisaldus võrreldes 2013. aastaga, jätkates sellega pikemaajalisel skaalal valitsevat langustrendi;
- 2) vähenes järsult Haapsalu lahe üldfosfori sisaldus võrreldes 2013. aastaga, mis on ilmselt seotud üldlämmastiku sisalduse kasvuga ning on tõenäoliselt ajutine kõrvalekalle pikaajalisest üldfosfori kasvutrendist;
- 3) tõusis Tallinna ja Haapsalu lahe üldlämmastiku sisaldus võrreldes 2013. aastaga, millega jätkus nende merealade üldlämmastiku sisalduse pikaajaline kasvutrend;
- 4) Narva lahe üldlämmastiku sisaldus kasvas juba teist aastat, mis võib tähistada pikaajalisel skaalal 2013. aastani kestnud üldlämmastiku langustrendi lõppu.
- 5) tõusis Narva ja Pärnu lahe üldfosfori sisaldus võrreldes 2013. aastaga, jätkates sellega merealade pikaajalisel skaalal valitsevat kasvutrendi;
- 6) Tallinna lahe üldfosfori tõus võrreldes 2013. aastaga on suure tõenäosusega hetkeline väljalöök pikemaajaliselt, 2008.–2013. aastatel stabiilsena püsinud üldfosfori, sisaldusest.

Töö alguses püstitatud hüpoteesid,

- 1) 2014. aastal vähenes Eesti rannikuvee üldlämmastiku ja -fosfori sisaldus 2013. aastaga võrreldes,
- 2) 2014. aastal vähenes Eesti rannikuvee üldlämmastiku ja -fosfori sisaldus pikaajalise skaalaga võrreldes,

leidsid kinnitust Pärnu lahe üldlämmastiku ja Haapsalu lahe üldfosfori sisalduse osas.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ 2000. Euroopa Liidu Teataja, 322–333.
- Hajdu, S., Larsson, U and Skärnlund, K. 1997. Växtplankton. R. Elmren and U. Larsson (eds.) Himmerfjärden. Förändringar i ett näringsbelastat kustekosystem i Östersjön. Rapport 4565, Naturvårdsverket, 63–79.
- Järv, L., Kotta, J., Simm, M. 2013. Relationship between biological characteristics of fish and their contamination with trace metals: a case study of perch *Perca fluviatilis* L. in the Baltic Sea. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Ecology, 62, 3: 193–201.
- Lainela 2013. Üldfosfori määramine automaatanalüsaatoril: oksüdeerumine peroksiidsulfaadiga. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut, Merebioloogia osakond, 1–6.
- Lainela 2013. Üldlämmastiku määramine automaatanalüsaatoril. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut, Merebioloogia osakond, 1–6.
- Marksoo, P. 2008. Eesti pinnaveekogude ökoloogiline seisund 2004–2008. Lepingu nr 18-25/521 lõpparuanne, Keskkonnaministeerium, Tallinn, 5–49.
- Olli, K. 2009. Atmosfäärne depositionsioon. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduse instituut, 8.
- Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, <https://www.riigiteataja.ee/akt/125112010015> (20.04.2015)
- Rannikuvee kvaliteeditüüpide inerkalibreerimine. KKM lepingu, LP1MI05121, lõpparuanne, TÜ Eesti Mereinstituut, 5–33.
- Rannikumere operatiivseire 2014. TÜ Eesti Mereinstituut, 4.
- Soosaar, E. (2008) Kuidas tuul, nõnda vesi. *Horisont*, 5, 10–12.
- Vahula, I. 1994. Recreational possibilities and outlooks of Pärnu Bay's coastal area. In "Pärnu keskkond '93", 28–34.
- <http://www.elfond.ee/en/teemad/teised-teemad/loodusharidus/lastele/viktoriinid/laeaenemereviktoriin> (01.05.2015)
- https://en.wikipedia.org/wiki/Secchi_disk (12.08.2015)
- <http://www.ilmateenistus.ee/teenused/teenuste-tellimine/tellimisvorm/> (27.03.2015)
- <http://www.parnu.ee/index.php?id=415> (01.12.2014)

<http://peipsiseire.weebly.com/toiteelemendid.html> (25.10.2014)

http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2097&Itemid=5796 (29.04.2015)

http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2964:avamer-e-seire-2013-vahearuanne-i-etapp&catid=1291:mereseire-2013-&Itemid=5769, 4, 30, 94-98, 106-107, 122, 136, 145-146 (10.03.2015)

<http://www.skalar.com/assets/san1.jpg> (6.10.2014)

http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/6/61/Secchi_disks.svg/1280px-Secchi_disks.svg.png (6.10. 2014)