

**TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL**

Loodusteaduskond

Meresüsteemide instituut

**LOODE-EESTI RANNIKUVEE OPTILISTE  
OMADUSTE SEOSTAMINE KLOOROFÜLL-A JA  
HELJUMI KONTSENTRATSIOONIDE  
MUUTLIKKUSEGA**

**Bakalaureusetöö**

**Anneli Antsmaa**

Juhendaja: Rivo Uiboupin, PhD

Tallinn

2017

## Autorideklaratsioon

Deklareerin, et käesolev lõputöö on minu iseseisva töö tulemus ning kinnitan, et esitatud materjalide põhjal ei ole varem akadeemilist kraadi taotletud. Kinnitan, et antud töö koostamisel olen kõikide teiste autorite seisukohtadele, probleemipüstitustele, kogutud arvandmetele jmt viidanud.

Anneli Antsmaa

Allkiri ja kuupäev

Juhendaja: Rivo Uiboupin

Töö vastab bakalaureusetööle esitavatele nõuetele.

Allkiri ja kuupäev

Kaitsmiskomisjoni esimees:

Lubatud kaitsmisele

.....

nimi, allkiri, kuupäev

## LÜHIKOKKUVÕTE

Antud töö teemaks on Loode-Eesti rannikuvee optiliste omaduste seostamine klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonide muutlikkusega. Heljumi ning eelkõige klorofüll-*a* kontsentratsioonid on heaks indikaatoriks vee kvaliteedi määramisel. Järjepidevalt mõõtmiste teostamine on aga kulukas ning raskendatud, kuna õitsengute ajal on kontsentratsioonide ajalis-ruumiline varieeruvus suur, mistõttu võib punktmõõtmistest järelduste tegemine viia vigadeni andmete interpreteerimisel. Satelliitkaugseire võimaldab kuluefektiivselt hinnata optiliselt aktiivsete ainete sisaldust suurel alal hea ajalise intervalliga.

Käesolevas töös on uuritud, mis mõju avaldavad heljumi ja klorofüll-*a* sisaldus vee peegeldustegurile lainepikkuste vahemikus 320 nm- 900 nm. Lisaks on antud hinnang, millised lihtsad algoritmid (lineaarne seos, spektraalsete kanalite suhe) sobivad optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide määramiseks Loode-Eesti rannikuves. Töös kasutatud andmehulgal on testitud Sentinel-2 ja Sentinel-3 satelliitide spektraalsete kanalite sobivust rannikumere veekvaliteedi seire teostamiseks. Selleks leiti seosed ja determinatsioonikordaja kiiritustihedustest arvatud peegeldustegurite ning optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide vahel. Leitud korrelatsioonid näitavad, et Läänemere jaoks on sobilik kasutada mitme lainepikkuse suhtel põhinevaid algoritme, kuna ühel lainepikkusel baseeruvad algoritmid ei korreleerunud laboris mõõdetud heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonidega. Erinevate algoritmide tulemuslikkust võrreldes selgus, et parim korrelatsioon peegeldusteguri algoritmiga heljumi korral oli  $R^2=0,66$  ja klorofüll-*a* puhul  $R^2=0,63$ . Sobivaim algoritm klorofüll-*a* määramiseks baseerus lainepikkuste 700 nm ja 670 nm suhtel. Heljumi parimad algoritmid kasutasid spektri lähisinfrapuna (*near infrared*) piirkonda ja spektri rohelist osa. Satelliitandmete vastavate peegeldustegurite analüüsimisel selgus, et Sentinel-2 spektraalsed kanalid korreleerusid paremini laborianalüüsidega, kui Sentinel-3 spektraalsed kanalid.

Võtmesõnad: veeoptika, rannikumeri, veekogude kaugseire, kaugseire algoritmid, klorofüll-*a*, heljum, Sentinel-2, Sentinel-3

## ABSTRACT

### **Optical properties of the Estonian NW coastal sea associated to the variability of chlorophyll-*a* and total suspended matter concentrations**

The concentrations of total suspended matter and chlorophyll-*a* are good indicators of water quality. Consistent measurements are expensive and difficult to execute during the algal blooms as the spatiotemporal variability of the concentrations is high and could lead to erroneous interpretation when using only scattered *in situ* data. Remote sensing enables to evaluate the concentrations of optically active substances over a large area with high temporal coverage.

The influence of total suspended matter and chlorophyll-*a* on irradiance reflectance on different wavelengths (320 nm- 900 nm) is examined. Additionally it is evaluated which simple algorithms are most suitable for assessing the concentrations of optically active substances in Estonian NW coastal sea. Moreover, the potential of Sentinel-2 and Sentinel-3 satellite data for estimating total suspended matter and chlorophyll-*a* concentrations in the coastal sea is assessed using the dataset collected from NW coast of Estonia. The correlations between *in situ* reflectance and laboratory analysis (total suspended matter, chlorophyll-*a*) shows that algorithms which use two spectral bands give better results. It is not suitable to use single band reflectance values to estimate the concentration of water constituents as the correlations in the Baltic Sea were near zero. The best results achieved with band ratio algorithms were  $R^2=0,66$  (total suspended matter) and  $R^2=0,63$  (chlorophyll-*a*). The most suitable algorithm for estimating chlorophyll-*a* concentration is based on the ratio of 700 nm and 670 nm spectral bands while in case of total suspended matter algorithms suitable band ratio was based on NIR (*near infrared*) part of the spectrum and green part of the spectrum. The spectral reflectance bands corresponding to Sentinel-2 data showed better performance with band ratio algorithms than Sentinel-3.

Key words: water optics, coastal sea, remote sensing algorithms, chlorophyll-*a*, total suspended matter, Sentinel-2, Sentinel-3

## **SISUKORD**

LÜHIKOKKUVÕTE .....	3
ABSTRACT .....	4
SISSEJUHATUS .....	6
1. SATELLIITKAUGSEIRE .....	8
2. EUTROFEERUMINE .....	10
3. VEE OPTILISED OMADUSED .....	12
4. PIIRKONNA KIRJELDUS .....	14
5. ANDMED JA MEETODID .....	16
5.1 Merel teostatud mõõtmised .....	16
5.2 Laborianalüüs .....	16
5.3 Kiiritustiheduse mõõtmised ja andmed .....	17
5.4 Võrdlus peegeldusteguri ja vee koostisosade kontsentratsioonide vahel.....	18
5.4.1 Korrelatsioon.....	18
5.4.2 Spektraalne võrdlus .....	18
5.4.3 Algoritmide võrdlus .....	18
5.5 Satelliidid .....	19
6. TULEMUS .....	21
6.1 Veeproovide analüüside tulemused.....	21
6.2 Spektraalne kiiritustihedus ja peegeldustegur .....	22
6.3 Korrelatsioonanalüüs spektraalse peegeldusteguri ja laborianalüüsi tulemuste vahel .....	23
6.4 Erinevate algoritmide võrdlus .....	25
6.4.1 Heljumi algoritmid .....	25
6.4.2 Klorofüll- <i>a</i> algoritmid.....	27
6.5 Simuleeritud Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmete analüüs.....	30
KOKKUVÕTE.....	33
KASUTATUD ALLIKAD.....	35

## SISSEJUHATUS

Vee olemasolu ja selle kvaliteet on inimeste jaoks eluliselt tähtis. Vee kvaliteedi hindamiseks on vajalik teostada veekogude järjepidevat seiret. Kontaktmõõtmistega pole alati võimalik objektiivseid hinnanguid teha, kuna lisaks väikesele mõõtmisulatusesele ei suudeta neid teostada piisavalt tiheda intervalliga. Viimastel aastakümnetel toimunud tehnoloogia arenguga on läbi kaugseire teostatud vaatlused muutunud enimkasutatavaks vahendiks okeanograafias (Woźniak 2014). 2015. aastal alustas tööd Sentinel-2 ja 2016. aastal Sentinel-3, mille pardal olevad optilised sensorid MSI ja OLCI on piisavalt hea spektraalse ja ruumilise lahutusega, et teostada rannikumere seiret (ESA).

Vee pinnakihist tagasipeegelduva signaali kujunemist mõjutavad vees olevad optiliselt aktiivsed ained. Fütoplankton on üks põhilistest komponentidest siseveekogudes, rannikuvetes kui ka avaookeanites, mis mõjutab kaugseire signaali kujunemist (Hunter jt 2016). Klorofüll-*a* on roheline pigment, mis määrab ära fütoplanktoni rohkuse (Charpa 1997). Optiliselt keerukates vetes, nagu Läänemeri on lisaks fütoplanktonile ka suur kogus värvunud lahustunud orgaanilist ainet (CDOM) ning heljumi, mis samuti mõjutavad kaugseire signaali (Hieronymi jt 2015). Veekoostise muutuste kahjulikkus avaldub hägususe suurenemises, mis mõjutab põhjaelustikku; toitainete külluses, mis suurendab biomassi kasvu; raskmetallide setetesse pidama jäämises (Antoine 2012).

Kuna erinevate ainete sisaldus vees avaldab mõju vee optilistele omadustele ja seega ka mõõdetavale peegeldusteguri spektrile, tuleb nende kontsentratsioonide tõepäraseks hindamiseks koostada erinevatel lainepikkustel põhinevaid algoritme. Ookeanid, kus optilisi omadusi mõjutavad peamiselt fütoplanktoni osakesed, liigitatakse tüüp 1 vete alla. Tüüp 2 vetes (sh. Läänemeri) on oluline mõju ka muudel osakestel. Erinevalt ookeanist peegeldub tüüp 2 vetest väga tugev signaal ka spektri lähis-infrapuna piirkonnas. Seepärast on soovitatud tüüp 2 veekogude optilistes mudelites kasutada lisaks nähtavale spektri osale ka NIR piirkonda (Sathyendranath 2000).

Käesoleva töö eesmärgiks on: (1) hinnata, millistel lainepikkustel mõõdetud peegeldustegurid on sobivaimad heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonide hindamiseks Loode-Eesti rannikuvetes; (2) testida erinevate tüüp 2 vete jaoks mõeldud algoritmide sobivust rannikumere seireks ja; (3) analüüsida kahe satelliidi (Sentinel-2 ja Sentinel-3) sobivust heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonide määramiseks erinevate lihtsate algoritmide kaudu.

## 1. SATELLIITKAUGSEIRE

Kaugseire on meetod informatsiooni saamiseks objekti, ala või fenomeni kohta analüüsid andmeid, mis on saadud ilma vaadeldava objektiga kontakti loomata. Veekvaliteedi seires ja prognoosimises on üheks suurimaks probleemiks veeproovide järjepidev kättesaadavus (Senay jt 2001). Kaugseire on aga väga kasulik vahend ookeanide kui ka merede ruumiliste ja ajaliste omaduste järjepidevaks uurimiseks ning seda ilma suurema inimese poolse pingutuseta ja üsna täpselt (Ligi 2017, Paavel jt 2008). Optiliste satelliitsensorite areng ja uuenemine on muutnud võimalikuks üha täpsema järvede ning rannikualade seire (Schiller & Doerffer 1999; Kutser jt 2005). Tänu hüperspektraalse skaneerimise tehnoloogia arengule omab kaugseire suurt potentsiaali regionaalses veeseires ning veekogude olude ja troofilise seisundi hindamises (Kloiber jt 2002). See aga ei tähenda, et kontaktmõõtmised pole enam olulised. Usaldusväärseid *in situ* mõõtmiste andmeid vee omaduste kohta on vaja juhuks, kui satelliitandmed puuduvad (näiteks pilvisuse tõttu), samuti on need abiks kaugseire andmete interpreteerimiseks (Paavel jt 2008). Satelliitkaugseire kujutab endast ainulaadset vahendit globaalseks fütoplanktoni biomassi muutuste ning veekeskkonna hindamiseks. Samuti annab kaugseire võimaluse hinnata ookeani pinnakihi parameetreid palju parema täpsusega (Darecki jt 2005). Põhi rakendused satelliitkaugseirel Läänemeres on jääolude kaardistamine, veepinna temperatuuri kaardistamine ning vetikaõitsengute tuvastamine. Lisaks saab jälgida keskkonna õnnetuste tagajärgi nagu näiteks õlilekked ning reostatud vee sissevoolud (Leppäranta jt 2009).

Morel ja Prieur'i (1977) klassifikatsiooni järgi võib veed optiliste komponentide kontsentratsiooni põhjal jagada kaheks: tüüp 1 (*Case I*) ja tüüp 2 (*Case II*). Tüüp 1 alla kuuluvad ookeaniveed, kus fütoplanktoni osakesed on põhikomponendid, mis mõjutavad variatsioone optilistes omadustes (Darecki jt 2005). Lihtsad algoritmid pigmentide kontsentratsioonide info edastamiseks tüüp 1 vetes peaksid andma globaalse rakenduse (Reinart jt 2003). Tüüp 2 hulka kuuluvad rannikumered ning siseveekogud. Nendes vetes ei ole optilised omadused mõjutatud ainult fütoplanktonist



ja sellega seotud laguproduktidest, vaid ka teistest maise päritoluga osakestest, mis varieeruvad fütoplanktonist sõltumatult ning üsna suures ulatuses (Darecki jt 2005). Tegelikuses tuleb tüüp 2 vete jaoks kasutada kohaspetsiifilisi algoritme (Reinart jt 2003). Seetõttu on oluline mõista, kuidas optiline kaugseire signaal veekogus moodustub ning kuidas see muutub vee ja satelliidi vahel atmosfääris. Selleks, et kaugseire rakendusi luua, tulebki valguse käitumist erinevates keskkondades analüüsida (Ligi 2017).

Euroopa kosmoseagentuuri ja Euroopa Komisjoni Copernicuse programmi raames on orbiidile lennutatud kaugseire satelliidid Sentinel-2 ja Sentinel-3, mis pakuvad tasuta keskkonnaseire andmeid (ESA). Sentinel-2A alustas oma tööd 23. juunil 2015. aastal. MSI (*Multispectral Imager*) on Sentinel-2'1 asuv 13 spektraalkanaliga optiline satelliitsensor, ulatudes sinisest spektriosast lühilainelise infrapunaseni (SWIR-*short wave infrared*), kattes lainepikkusi 443 nm – 2190 nm. Sentinel-2 on orienteeritud maismaa seireks, kuid tänu heale ruumilisele lahutusele (10, 20 ja 60 m) ja üsna tihedatele ülelendudele on teda kasutatud ka ranniku ja sisevete seires (Kutser 2016, ESA). Sentinel-2 on tõestanud end olevat kasulik vee peegeldusteguri hindamiseks (Vanhellemont 2016). Oma 13 spektraalse kanali kaudu suudab ta tuvastada erinevaid vee kvaliteedi parameetreid nagu pinnakihi klorofüll-*a* kontsentratsioon ja hägusus, samuti on ta suuteline avastama ohtlikke vetikaõitsenguid. Nendest parameetritest saab juba selgelt järeldada veekogu seisundit (ESA).

Läänemere jaoks võib aga sobivamaks pidada satelliiti Sentinel-3A, mis saadeti orbiidile 16. veebruaril 2016. aastal. Ta on varustatud optilise satelliitsensori OLCI-ga (*Ocean and Land Colour Instrument*), millel on 21 spektraalkanalit, kattes lainepikkused 400 nm kuni 1020 nm. OLCI näol on tegu just veekogude seireks mõeldud sensoriga. Tema ruumiline lahutus on 300 m, kuid suurem spektrikanalite hulk annab parema võimaluse fütoplanktoni rühmade tuvastamiseks. Enamus OLCI spektrikanaleid on valitud just vees leiduvate ainete signaali mõõtmiseks (ESA, Kutser 2016).

## 2. EUTROFEERUMINE

Kõige tõsisem keskkonna probleem Läänemeres on eutrofeerumine, mida toetab erinevatest allikatest merre suubuv suur kogus toitaineid. Näiteks HELCOM (2005) andmetel siseneb umbes 75 protsenti lämmastikühenditest Läänemerre veetranspordi ning 25 protsenti õhustranspordi kaudu. Põllumajandus ning metsandus on suurimad fosforühenditega reostajad (Leppäranta jt 2009). Samuti ei ole kuidagi abiks ka ligi 33 aastane Läänemere vee viibeag, mis muudab mere haavatavaks ja tundlikuks (Elken 2006).

Teine faktor, mis soodustab eutrofeerumise kui püsiva veekvaliteedi probleemi arengut, on tugev mere stratifikatsioon ja sellest tulenevad anoksilised tingimused. Kõrged toitainete kontsentratsioonid põhjustavad vetikate kasvu suurenemist ning liigset orgaanilise aine produktsiooni. See omakorda viib aga suurema hapniku tarbimiseni heterotroofsete organismide poolt ning viimaks sügavamates veekihtides hapniku ammendumiseni (Leppäranta jt 2009). Ilma hapnikuta veekihtides on soodustatud ladestunud fosfori tagasitulek vette ning samuti on nõrgendatud põhjasetete toitainete pidamisvõime, mis omakorda annab võimaluse eutrofeerumise arenguks (Kreitsberg jt 2016).

Tüüpilised probleemid avalduvad näiteks eelnevalt mainitud bioproduktsiooni kasvus, vee läbipaistvuse vähenemises ning vetikaõitsengute sagenemises (Paavel jt 2008). Läänemeres on kaks eristatavat õitsengut. Kevadõitsengul domineerivad ränivetikad, suvel aga tsüanobakterite vohamised (Ligi 2017). Tsüanobakterid võivad põhjustavad vee kvaliteedi ja käitlemise probleeme ning samuti on nad ohuks inimeste ja loomade tervisele. Usaldusväärne tsüanobakterite hulga kaardistamine on eriti oluline Läänemere jaoks, kus õitsengud leiavad aset igal aastal ning võivad katta enam kui 100 000 km<sup>2</sup> suuruse ala (Reinart jt 2006, Kahru jt 1997). Peale selle, et eutrofeerunud vesi on ohtlik joomiseks, võivad mürgid akumulereuda ka mereloomade (kala, krevett, jne) kehas. Seega eutrofeerumise jälgimine on inimese jaoks olulise tähtsusega (Huang jt 2010).

Klorofüll-*a* on taimedes leiduv roheline pigment, mis püüab päikesevalgust fotosünteesiks ning selle kontsentratsioon veelises keskkonnas on indikaator fütoplanktoni rohkuse, troofilise taseme ja biomassi kohta. Kuna fütoplanktoni primaarproduksiooni peetakse usaldusväärseks ja täpseks indikaatoriks eutrofeerumise hindamisel, saab fütoplanktoni õitsenguid mõõta klorofüll-*a* indeksi kaudu (Yi jt 1999). On tõestatud, et tavaline veeseire programm pole piisav, et kajastada infot fütoplanktoni biomassi kohta, eriti õitsengute käigus, kuna siis on fütoplanktoni tiheduse varieeruvus eriti suur, mistõttu tuleb üha enam rakendada kaugseire potentsiaali (Rantajärvi jt 1998).

### 3. VEE OPTILISED OMADUSED

Päikesekiirgus on aluseks merebioloogiale, fotosünteesi toimumisele ning lisaks sellele on ta ka peamine allikas, mille arvelt merevesi soojeneb. Veekogude ökoloogilise seisundi hindamiseks saab kasutada just valgus kiirguse signaale (Leppäranta jt 2009). Valguse neeldumist ja hajumist veesambas mõjutavad optiliselt aktiivsed ained (OAA). Nendeks on näiteks värvunud lahustunud orgaaniline aine (CDOM), tuntud ka kui kollane aine, vees olev heljum ning fütoplankton. Veekeskkonnas neelavad kiirgust ka vee enda molekulid, kuid seda siiski vähesel määral. Just optiliselt aktiivsed ained on põhjuseks, miks igal veekogul on ainulaadne valgusrežiim (Leppäranta jt 2009, Paavel 2004, Pettai 2016).

Valguse käitumise uurimisel on olulised tuletatud optilised parameetrid (*apparent optical properties*). Nad on mõjutatud vee optilistest omadustest ning valgustingimustest veepinna kohal. Nendeks parameetriteks on kirkus (*radiance*)  $L$  ning kiiritustihedus (*irradiance*)  $E$ . Kaks väga tähtsat kiiritustihedustest tuletatud optilist parameetrit on peegeldustegur  $R$  ja nõrgenemiskoeffitsient  $K_d$  (Veismann 1994, Paavel 2004). Varasemad optilised kaugseire uuringud põhinesid kiiritustiheduse peegeldusteguri ( $R$ ) leidmisel. See on defineeritud kui suhe tagasipeegelduva ja pealelangeva kiiritustiheduste vahel sügavusel  $z$  (Ligi 2017, Paavel 2004):

$$R(z, \lambda) = \frac{Eu(z, \lambda)}{Ed(z, \lambda)} \quad (1)$$

See näitab kui palju igas suunas pealelangevast kiiritustihedusest peegeldub tagasi igas suunas (Morel & Smith 1982, Mobley 1994). Tänapäeval on enim kasutatav karakteristik kaugseire peegeldustegur ( $R_{rs}$ ), mis on veest tagasipeegelduva kiirguse ning pealelangeva kiiritustiheduse suhe (Ligi 2017):

$$Rrs(\lambda, \theta) = \frac{Lw(\lambda)}{Ed(\lambda)} \quad (2)$$

Läänemere veemasse iseloomustatakse kõrge kollase aine ja heljumi sisalduse kaudu (Leppäranta jt 2009). CDOM-i ehk kollase aine ning heljumi mõjul toimub valguse neeldumine kõige paremini spektri sinises ja ultravioletses osas (Kirk 2011). Samuti sõltub heljumi neeldumine ja hajumine osakeste suurusest, kujust ning nende

optilistest omadustest. Kui osakese suurus on väiksem kui 1  $\mu\text{m}$ , siis lühikesed lained hajuvad tugevamalt (Leppäranta jt 2009). Klorofüll-*a* kaks neeldumismaksimumi asuvad vastavalt 430-440 nm ning 660-690 nm juures (Arst 2003). CDOM-i ning teiste fütoplanktoniga mitte seotud osakeste optilised omadused tihti maskeerivad klorofüll-*a* neeldumise mustreid, seega tüüp 2 vetes ei saa seire tulemusi enamjaolt siduda klorofüll-*a* kontsentratsiooniga. Ebatavaliselt suur kogus lahustunud orgaanilist ainet Läänemeres varjab märgatavalt fütoplanktoni pigmentide neeldumisomadusi spektri sinises ja rohelises osas (Darecki jt 2005).

Teadmised Läänemere veemasside optilistest omadustest põhinevad suurel määral kiiritustiheduste andmetel (Leppäranta jt 2009). Informatsiooni optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide ja tüüpide kohta on vaja kaugseire mudelite arendamiseks. Kontaktmõõtmiste andmetega arvatatud vee peegeldustegureid kasutatakse põhiliselt satelliidi andmete kalibreerimiseks ning nende õigsuse kinnitamise eesmärgil (Ligi jt 2016).

#### 4. PIIRKONNA KIRJELDUS

Estuaarid on poolsuletud veekogud, kus magevesi on segunenud soolase mereveega. Läänemeri on hea näide ühest maailma suurimast riimveelisest veekogust (Geyer & MacCready 2014). Madala soolsuse põhjuseks on rohke magevee sissevool paljudest jõgedest ning nõrk veevahetus Põhjamerega. Läänemeri toitub enamasti jõgede sissevoolust, mille aastane hulk varieerub 480 km<sup>3</sup> aastas. Läänemeri katab enda alla 392 978 km<sup>2</sup> suuruse ala, on keskmiselt 54 m sügav ning vooluhulk on 21 205 km<sup>3</sup> (Leppäranta jt 2009).

Soome laht on 400 km pikk ja 48-125 km lai. Sügavused ulatuvad vähem kui 10 meetrist ligi 100 meetrini, olles madalamad lahe idaosas. Pinnakihi soolsus varieerub 1-3 PSU-st idaosas 6 PSU-ni lääneosas (Liblik & Lips 2016). Suvel on Soome laht tugevalt stratifitseerunud. Veetasand koosneb sel ajal kolmest kihist: ülemine segunenud kiht, milles temperatuur on 15°C - 19°C (*upper mixed layer*); külm keskmine kiht temperatuuriga 2°C- 5°C (*cold intermediate layer*) ning põhjalähedane kiht, mis on soolasem ja veidi soojem, kui temast peal pool asuv kiht. Neid eraldab 10-20 meetri sügavusel asuv temperatuuri hüppekiht termokliin ning 60-70 meetri sügavusel püsiv soolsuse hüppekiht halokliin (Liblik & Lips 2012). Sügise ja talve perioodil on Soome laht veesamba ulatuses täielikult segunenud, sügavamates kohtades kuni halokliinini. Tänu sellele protsessile transporditakse suur osa toitaineid pinnakihti, mis omakorda kontrollib kevadise fütoplanktoni õitsengu intensiivsust. Peale kevadõitsengut hakkab moodustuma taas kihistatus. Sel ajal sõltub pinnakihi toitainetega varustus suuresti mõjutatud vertikaalsest segunemisest, süvavee kergetest ehk apvellingutest ning pealiske sukeldumisest ehk daunvellingutest. Soome lahe põhjaosas on apvellingud seotud piki rannikut puhuvate edelatuultega, lõuna pool kirdetuultega (Lips jt 2009).

Antud töö raames tehtud mõõtmised viidi läbi Loode-Eesti rannikuvees (Joonis 1). Sõltuvalt õitsenguperioodidest ning süvavee kergetest või sukeldumistest võib klorofüll-*a* kontsentratsioon Loode-Eesti rannikuvees ulatuda ligikaudu 1– 15 mg/m<sup>3</sup>. Apvellingu aladel on klorofüll-*a* kontsentratsioonid madalamad. Peale apvellingu

sündmust vesi taas soojeneb ning toitainete rikas kiht veepinnal annab võimaluse fütoplanktoni kasvuks (Uiboupin jt 2012).

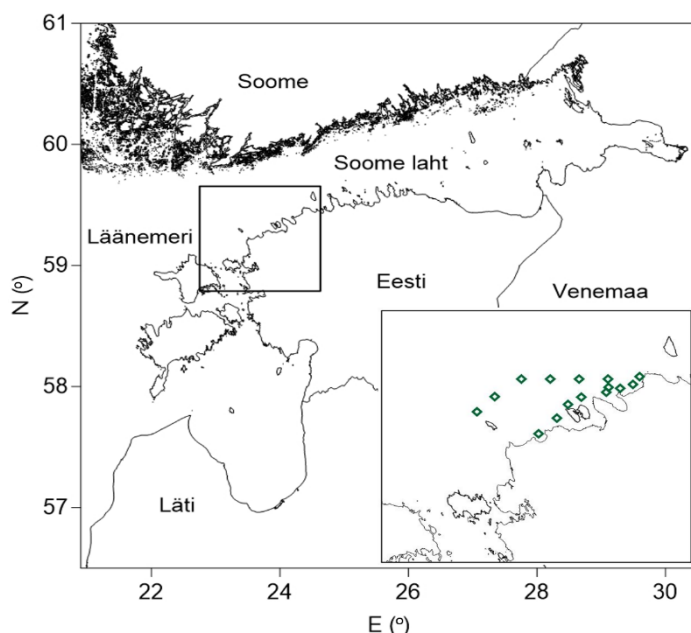
Lisaks on Loode-Eesti rannikuvesi mõjutatud ka Väinamere sissevooludest. Väinameri, üksikute sügavamate kohtadega, on 3-8 m sügav ning tänu jõgede sissevoolule väga toitainete rikas. Neid ühendab omavahel Hari kurk, mis on 8 km lai ning 10 meetrit sügav. Tänu Väinamere madalale sügavusele toimub tuultest mõjutatud resuspensioon, mis suurendab heljumi sisaldust ning vee hägusust. Lõunast puhuvate tuultega liigub Väinamere vesi läbi Hari kurgu Loode-Eesti rannikualadele, mõjutades sealseid optilisi omadusi (Suursaar jt 2001, Sipelgas jt 2004).

Läänemere satelliitmõõtmisi teevad keerukaks kõrge CDOM-i ning heljumi kontsentratsioon. Optiline keerukus seisneb nende osakeste neeldumis ja hajutamisevõimes. Eutrofeerumise indikaator klorofüll-*a* neelab kõige paremini valgust spektri sinises ja punases osas. Sama teevad sinises piirkonnas ka CDOM ning heljum, mistõttu pole spektri see osa sobilik klorofüll-*a* kontsentratsiooni määramiseks (Pettai 2016). Samuti on leitud, et Läänemere jaoks on vaja luua sesoonseid algoritme, kuna kahe õitsengu optilised omadused on väga erinevad (Rantajärvi 1998, Ligi jt 2016). Läänemere kui tüüp 2 veekogu jaoks on oluline viia läbi *in situ* mõõtmisi, et leida, millisel spektriosal avaldavad erinevad optiliselt aktiivsed ained mõju. See on oluline, et teha järeldusi algoritmide loomiseks (Paavel 2004).

## 5. ANDMED JA MEETODID

### 5.1 Merel teostatud mõõtmised

Mõõtmised viidi läbi 2015. aasta kevadel ja suvel ning 2016. aasta juulis ja augustis. Kogutud tulemustest valiti edasiseks töötamiseks välja 24 mõõtmispäeva andmed, mil ilmaolud olid päikesepaistelised. Mõõdetud parameetrid olid heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonid ning kiiritustihedus, mida registreeriti igas jaamas. Lisaks teostati Secchi ketta sügavuse mõõtmisi. Uuritud piirkond ning 15 mõõtmisjaama asukoht on toodud joonisel 1.



Joonis 1 Mõõtmisjaamade asukohad Loode-Eesti rannikumeres.

### 5.2 Laborianalüüs

Heljumi (mg/L) ning klorofüll-*a* (mg/m<sup>3</sup>) kontsentratsioonid määrati laboratoorselt. Heljumi kontsentratsioon arvutati valemiga:

$$\text{Heljum} \left( \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = (\text{filtri lõppkaal} - \text{filtri algkaal}) * \frac{1000}{\text{proovi vee hulk(ml)}}$$



Klorofüll-*a* kontsentratsioon arvutati valemiga:

$$Chl\ a = \frac{10^3 * e * A(665nm - 750nm)}{83 * V * l}$$

kus Chl *a* on klorofüll-*a* (mg/m<sup>3</sup>), *e* on etanooli kogus (cm<sup>3</sup>), *A* on neeldumine etteantud lainepikkustel, 83 on 96% etanooli neeldumiskoefitsient, *V* on filtreeritud vee proovi ruumala (dm<sup>3</sup>) ning *l* on küveti paksus (cm) (HELCOM 2015).

### 5.3 Kiiritustiheduse mõõtmised ja andmed

Kiiritustiheduse *in situ* mõõtmiseks kasutati TriOS-e hüperspektraalset radiomeetrit Ramses ACC-VIS. Aparaaadi spektraalne mõõtmisvahemik oli 320 nm– 950 nm, spektraalne resolutsioon 3,3 nm ning spektraalne täpsus 0,3 nm. Optiline sensor toimib Lamberti koosinusseaduse alusel:

$$E = E_{incoming} * \cos(\theta)$$

kus *E* on pinnal vaadeldud kiiritustihedus, *E*<sub>incoming</sub> on pinnale langenud kiirgustihedus ning  $\theta$  on pinnanormaali ning langenud kiirgustiheduse vaheline nurk (Tveiterås 2013).

Tulenevalt kiiritustiheduse sõltuvusest valgustingimustest veepinna kohal, teostati Ramsese mõõtmisi vaid päeval. Olenemata Ramsese laiast spektrist valiti töötluseks vaid lainepikkused kuni 800 nanomeetrini vees mõõdetud spektrite puhul ning kuni 900 nm õhus mõõdetud spektrite korral. Spektri otstes ilmnes signaali müra, mida ei saa lugeda korrektseks tulemiks ning on kõlbmatu analüüsiks. Mõõtmisi teostati õhus veepinna kohal ning vee pinnakihis, kuni 1m sügavusel. Esmalt mõõdeti pealelangev kiiritustihedus ning koheselt pöörati sensorit ja mõõdeti veest tagasipeegelduv kiiritustihedus. Andmete töötlemiseks tuli esmalt arvutada peegeldustegur *R* (*reflectance*), milleks kasutati valemit (1), kus *E*<sub>u</sub> on pealelangev kiiritustihedus ning *E*<sub>d</sub> on sama parameeter vastupidise suunaga. Ilmsete vigade vältimiseks eemaldati kõik lainepikkused, kus võis peegeldusteguri väärtuseks näha „0“. Lisaks sellele koostati joonised sisendspektrite, kui ka spektraalse albeedo kohta, et eemaldada silmnähtavalt suure erinevusega (põhjastatud lainetusest ja päikese helgist) jaamad.

Töös on esitatud sisendspektrid, peegeldustegurispektrid ja korrelatsioonikõverad erinevate seoste kohta. Samuti on välja toodud parima tulemuse saavutanud algoritmide hajuvusdiagrammid.

## 5.4 Võrdlus peegeldusteguri ja vee koostisosade kontsentratsioonide vahel

### 5.4.1 Korrelatsioon

Korrelatsiooni ehk seost kahe suuruse vahel, leiti arvatud peegeldustegurite ning mõõdetud klorofüll-*a* ja heljumi väärtuste vahel. Lineaarse seose tugevust ja suunda väljendab Pearson'i korrelatsioonikordaja:

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{n\sigma_x\sigma_y}$$

Determinatsioonikordaja  $R^2$  näitab, kui suure osa leitud seosest kirjeldab ära seletatud varieerumine (Sauga 2005). Antud suurus võeti aluseks algoritmide esituse hindamiseks ja järelduste tegemiseks.

### 5.4.2 Spektraalne võrdlus

Spektraalse võrdluse aluseks võeti arvatud korrelatsioonid. Võrreldi erinevatel lainepikkustel saadud seoseid laboratoorselt leitud heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonide ning mõõdetud peegeldustegurite vahel. Uuriti, millistel lainepikkustel saavutati vaadeldavate parameetrite vahel hea korrelatsioon. Lisaks hinnati saadud tulemuste usaldusväärstust ning arutleti seose kujunemise ning seda mõjutavate tegurite üle.

### 5.4.3 Algoritmide võrdlus

Katsetati erinevate peegeldusteguri muutlikkusel põhinevate algoritmide toimimist töös kasutatud andmehulgal. Nii klorofüll-*a* kui ka heljumi määramiseks kasutati 9 algoritmi (Tabel 1) (Ligi jt 2016). Analüüsi, (1) millised algoritmid saavutasid parima korrelatsiooni veeproovidest määratud kontsentratsioonidega, (2) millised

peegeldusteguri lainepikkused kirjeldavad muutusi vee koostisosades kõige paremini ning (3) kas kõnealuseid algoritme saab pidada universaalseteks või kohtspetsiifilisteks.

Lisaks koostati hajuvusdiagrammid, millel kujutati optiliselt aktiivse aine ning kanalisuhete algoritmi vahelist seost. Samuti on graafikutele lisatud regressioonijoon ja regressioonivõrrand ning determinatsioonikordaja  $R^2$  väärtus.

Viide originaaltööle	Heljumi algoritmi kuju	Viide originaaltööle	Klorofüll- <i>a</i> algoritmi kuju
Kallio et al. (2001)	$R_{702}$	Wang et al. (2006)	$R_{660}/R_{565}$
Koponen et al. (2007) ja Ammenberg et al. (2002)	$R_{705}$	Duan et al. (2007), Menken et al. (2006), Dierberg and Carriker (1994)	$R_{700}/R_{670}$
Doxoran et al. (2006) ja Wang et al. (2006)	$R_{660}/R_{565}$	Kutser et al. (1999), Kallio et al. (2001)	$R_{702}/R_{674}$
Wozniak (2014)	$R_{555}/R_{645}$	Koponen et al. (2007), Ammenberg et al. (2002)	$R_{705}/R_{664}$
Doxoran et al. (2003) ja Onderka & Pekarova (2008)	$R_{840}/R_{545}$	Kallio et al. (2001), Moses et al. (2009a)	$R_{707,5}/R_{664}$
Doxoran et al. (2002) ja Doxoran et al. (2005)	$R_{850}/R_{550}$	Kallio et al. (2001)	$R_{709,5}/R_{673,5}$
Kutser et al. (2016)	$R_{710}-(R_{676}-R_{710})$	Härmä et al. (2001)	$R_{735}/R_{720}$
Kallio et al. (2001)	$R_{702}-R_{751}$	Darecki et al. (2003)	$R_{550}/R_{590}$
Härmä et al. (2001)	$R_{705}-R_{754}$	Wozniak (2014)	$R_{555}/R_{645}$

Tabel 1 Antud töös kasutatud heljumi ja klorofüll-*a* algoritmide autorid ja üldine matemaatiline kuju.

## 5.5 Satelliidid

Simuleeritud Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmetega võrdlemise eesmärgiks oli näha, kuidas korreleeruvad heljumi ja klorofüll-*a* väärtused antud satelliitsensorite spektraalsete kanalite vahemikes.

Kasutati Sentinel-2 esimest kaheksat kanalit ning Sentinel-3 11 esimest kanalit. Töös kasutatud peegeldustegurid keskmistati vastavalt satelliitide Sentinel-2 ja Sentinel-3 kanalivahemikele, mille väärtused saadi Euroopa Kosmoseagentuuri

koduleheküljelt (ESA). Leiti korrelatsioon kanalivahemike ning klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonide vahel. Seejärel kasutati Sentinel-2 ja Sentinel-3 spektraalsetele kanalitele vastavaid peegeldustegureid erinevate kanalisuheteel põhinevatel algoritmide sisendina ja korreleeriti saadud tulemusi heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonidega. Toodi välja hajuvusdiagrammid, kus on kujutatud seosed optiliselt aktiivsete ainete ning erinevate kanalisuhete vahel. Hinnati, kumb satelliit näitas paremaid tulemusi nii algoritmidega kui ka ühel lainepikkusel põhineva korrelatsiooni leidmisel.

## 6. TULEMUS

### 6.1 Veeproovide analüüside tulemused

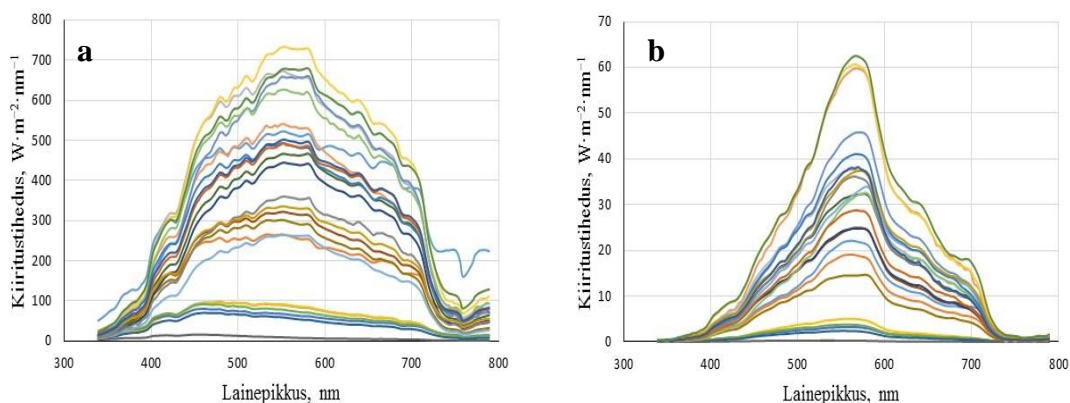
Secchi kettaga mõõdetud vee läbipaistvus näitas suurt varieeruvust, ulatudes 2 meetrist 7,5 meetrini. Vee pinnakiht oli jaamades erinev. Uuritud optiliselt aktiivsete ainete, klorofüll-*a* ja heljumi, kontsentratsioonid olid samuti suhteliselt suure muutlikkusega. Heljumi sisaldus ulatus 0,27 kuni 2,67 mg/L. Klorofüll-*a* kontsentratsioonid olid 1,45 – 7,47 mg/m<sup>3</sup> (Tabel 2). Kui juhinduda Morel ja Prieur'i (1977) klassifikatsioonist, ei peaks uuritud piirkonnas kõnealused optiliselt aktiivsed koostisosad omavahel korreleeruma. Saadud determinatsioonikordaja oli  $R^2=0,52$ , mis näitab keskmise tugevusega seost. Eelnevalt on aga öeldud, et tüüp 2 vetes ei ole fütoplankton ainuke aine, mis mõjutab peegeldusspektrit, mistõttu heljumi ja klorofüll-*a* väärtused ei peaks saavutama head seost. Seega saab väita, et tüüp 2 vetes sõltub ainete omavaheline korreleeruvus uuritava piirkonna iseärasustest kui ka ainete sesoonsest käigust, mis antud töö puhul avaldus kahe vaadeldava aine omavahelise seose olemasoluga.

Kuupäev	Jaam	Laius [N]		Pikkus [E]		Zsecchi [m]	Kell	Heljum (mg/L)	Klorofüll a mg/m <sup>3</sup>
		o	'	o	'				
06.04.2015	BC-3	59	27,35	24	7,51	7,5	13:43	0,27	1,60
06.04.2015	NWC5	59	24,50	24	7,05	6,5	14:30	0,27	2,05
06.04.2015	NWC6	59	25,32	24	12,23	6,5	13:09	0,67	1,47
06.04.2015	NWC7	59	26,23	24	16,97	-	12:17	0,27	1,83
06.04.2015	NWC9	59	27,84	24	19,62	-	10:08	0,53	1,45
20.07.2015	NWC3	59	23,51	23	57,48	4,0	15:31	2,50	7,47
31.07.2015	NWC21	59	20,27	23	18,16	5,0	6:34	0,27	2,92
31.07.2015	BC-3	59	27,35	24	7,51	4,5	10:36	0,80	4,55
12.08.2015	NWC7	59	26,23	24	16,97	3,5	10:50	1,47	6,24
12.08.2015	NWC9	59	27,84	24	19,62	3,5	10:05	1,07	6,14
26.07.2016	BC-4	59	25,59	24	7,72	3,0	12:57	1,87	4,82
26.07.2016	NWC2	59	21,85	23	52,38	3,0	15:34	1,47	3,13
26.07.2016	NWC5	59	24,50	24	7,05	3,0	13:35	2,13	5,42
26.07.2016	NWC6	59	25,32	24	12,23	2,5	11:37	1,87	4,46
26.07.2016	NWC9	59	27,84	24	19,62	2,8	10:25	2,00	4,22
26.07.2016	NWC11	59	18,97	23	48,32	3,5	16:10	2,00	2,77
26.07.2016	NWC12E	59	15,60	23	41,40	3,5	16:56	1,73	2,65
27.07.2016	NWC21	59	20,27	23	18,16	4,0	9:12	1,87	3,61
27.07.2016	NWC24	59	27,33	23	45,73	3,0	11:54	2,13	5,42
27.07.2016	NWC22	59	23,56	23	24,88	3,5	9:55	2,00	4,10
27.07.2016	NWC23	59	27,33	23	34,85	2,0	11:02	2,27	4,94
03.08.2016	NWC24	59	27,33	23	45,73	3,5	16:49	1,87	5,42
03.08.2016	NWC25	59	27,33	23	56,61	3,5	15:46	2,67	6,02
03.08.2016	NWC3	59	23,51	23	57,48	3,5	14:11	2,40	6,02

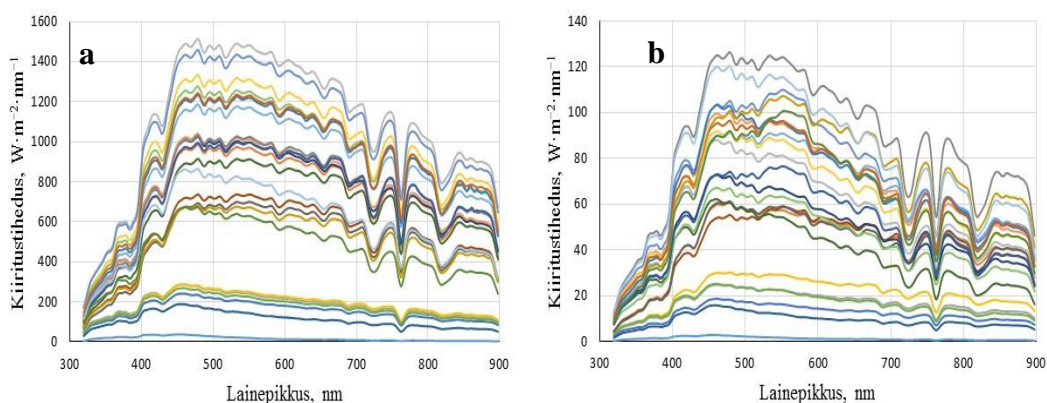
Tabel 2 Jaamad ning nende asukohta info, milles mõõdetud andmed on võetud analüüsi aluseks; secchi ketta mõõtmistulemused; mõõtmiste teostamise aeg ning ilmaolud; laborianalüüside tulemused.

## 6.2 Spektraalne kiiritustihedus ja peegeldustegur

Väljavalitud jaamades saadud tagasipeegelduva ja pealelangeva kiiritustiheduste sisendspektrid mõõdetuna vees (Joonis 2a, b) ja õhus (Joonis 3a, b) erinesid teineteisest kuju poolest. Iseloomulikud piigid ja lokaalsed miinimumid on siiski olemas. Pealelangeva kiiritustiheduse väärtused ulatuvad vees üle 60 ning õhus üle 120  $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}$ . Tagasipeegelduva kiiritustiheduse väärtused jäävad vees 700  $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}$  ligi, õhus ulatuvad mõõdetud tulemused üle 1400  $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}$ . See annab tõestust optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide varieeruvusest vees.

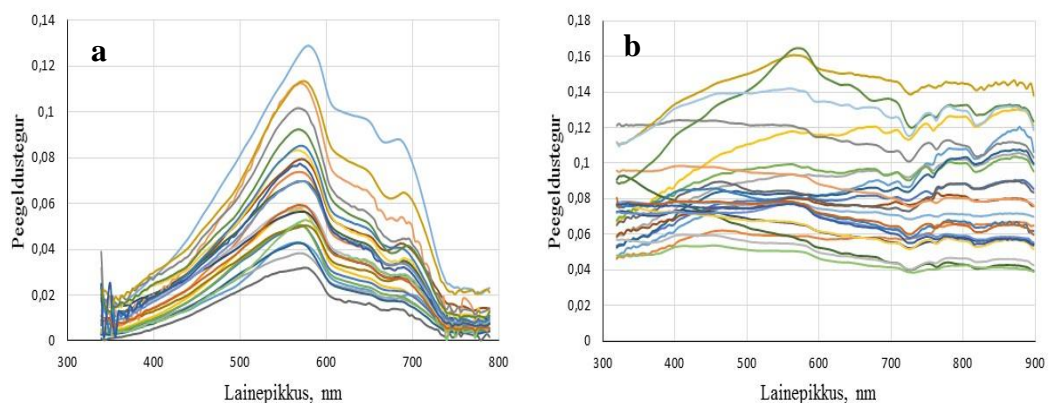


Joonis 2 (a) Ramsese mõõdetud pealelangeva kiiritustiheduse spekter vees, valemis „ $E_d$ “. (b) Ramsese mõõdetud tagasipeegelduva kiiritustiheduse mõõtmistulemuste spekter vees, valemis „ $E_u$ “.



Joonis 3 (a) Ramsese mõõdetud pealelangeva kiiritustiheduse spekter õhus, valemis „ $E_d$ “. (b) Ramsese mõõdetud tagasipeegelduva kiiritustiheduse mõõtmistulemuste spekter õhus, valemis „ $E_u$ “.

Sisendspektritel olevate kiiritustiheduse andmete järgi on arvatud vastavalt igal lainepikkusel peegeldustegur. Vaadeldes üldist peegeldusspektri kuju vees (Joonis 4a), saab 570 nm juures eristada peegeldumis maksimumi, mis võib olla põhjustatud vetika pigmentide madalast neeldumisvõimest või anorgaanilise heljumi ja fütoplanktoni rakkude hajutamise võimest selles spektri piirkonnas (Schalles et al. 1998). Ilmneb ka teine peegeldumisteguri piik spektri punases osas, NIR piirkonna lähedal 680 nm juures. Antud erisus võib tuleneda klorofüll-*a* neeldumismaksimumist 660-670 nm vahemikus, samuti vee neeldumisvõime tugevnemisest suurematel lainepikkustel kui 700 nm (Huang jt 2010). Spektri sinises osas puuduvad piigid, kuna klorofüll-*a*, heljum ja ka CDOM neelavad selles osas valgust ning peegeldusteguri väärtused on väiksemad. Üldiselt on saadud peegeldustegurispekter, sellel olevate piikide asukohad ning suurusjärgud omased tüüp 2 veekogule.



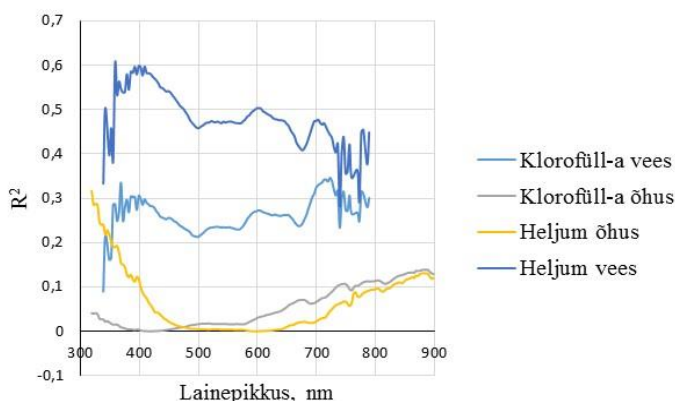
Joonis 4 (a) Kiiritustiheduste väärtustest arvatud peegeldustegurite spekter vees. (b) Kiiritustiheduste väärtustest arvatud peegeldustegurite spekter õhus.

### 6.3 Korrelatsioonanalüüs spektraalse peegeldusteguri ja laborianalüüsi tulemuste vahel

Leiti korrelatsioon arvatud peegeldustegurite ning laborianalüüsi tulemuste vahel. Korrelatsioon leiti igal lainepikkusel esiteks heljumi, seejärel klorofüll-*a* väärtustega. Tulemused on esitatud graafiliselt joonisel 5. Determinatsioonikordaja heljumiga ja õhus mõõdetud peegeldusteguri vahel oli 0,32 ning vastav arv vees mõõdetud

peegeldusteguri korral oli  $R^2=0,60$ . Saadud korrelatsioonidele vastavad lainepikkused olid vastavalt 319 nm ja 358 nm. Kõrgeimad Klorofüll-*a* ja peegeldustegurite vahelised korrelatsioonid õhus ning vees mõõdetud spektrite korral olid vastavalt  $R^2=0,14$  ja  $R^2=0,35$ . Tulemused saadi vastavalt lainepikkustel 722 nm ja 881 nm. Keskmise tugevusega seost näitas heljumi ja peegeldusteguri vaheline korrelatsioon vees.

On näha, et sel viisil ei ole võimalik leida usaldusväärset korrelatsiooni, kuna seosed on liiga nõrgad (eriti klorofüll-*a* korral). Optiliselt aktiivsete ainete ja peegeldustegurite vaheline korrelatsioon õhus peaaegu puudub ja on nullilähedane (Joonis 5). Arvatavasti on tulemused mõjutatud lainetuse ja päikese helgi põhjustatud vigadest kiiritustiheduse spektrite mõõtmiste käigus. Vees teostatud mõõtmistest saadud korrelatsioonid näitasid paremat seost, kuna vees teostatud mõõtmiste puhul on päikese helgi ja lainetuse negatiivne mõju väiksem.



Joonis 5 *In situ* mõõtmistest arvatud peegeldustegurite vaheline korrelatsioon mõõdetud heljumi ja klorofüll-*a* väärtustega erinevatel lainepikkustel.

Saadud tulemustest võib järeldada, et Läänemere kui tüüp 2 veekogu jaoks on optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide leidmiseks vaja kasutada erinevate lainepikkuste peegeldustegurite suhete algoritme. Vesi on hägune, lisaks ka kõrge CDOMi sisaldusega, mis muudab korrelatsiooni leidmise konkreetsel lainepikkusel või lainepikkuste vahemikus ebausaldusväärseks, eriti just sinises spektri osas.



## 6.4 Erinevate algoritmide võrdlus

Korrelatsiooni leidmiseks testiti töös kasutatud andmehulga peal erinevaid eeluurituid algoritme. Kasutati algoritmide üldisi kujusid (Tabel 3 ja 4) ilma varasemates töödes kasutatud kalibratsiooni koefitsientideta. Teades, et tüüp 2 vete jaoks on spektri sinine osa mittesobilik, siis enamus uuritavatest algoritmidest kasutas spektri punast, rohelist ja NIR (*near-infrared*, lähisinfrapuna) piirkonda. Edukad mudelid klorofüll-*a* kontsentratsiooni arvutamiseks kasutasid neeldumismaksimumi 670 nm juures ja spektri punase osa piiril 700-710 nm lähedal asuvat piiki (Tabel 4). Paljud algoritmid kasutavad just seda osa spektrist, kuna CDOMi ja heljumi neeldumine on selles piirkonnas minimaalne ning fütoplanktoni hajutamise võime on domineerivam. Antud spektri piirkonnad on tõestanud, et toimivad hästi ka väga erinevate kontsentratsioonide korral (Matthews 2011). Heljumi sisalduse hindamiseks peab algoritmide koostamisel vältima klorofüll-*a* ja CDOM-i neeldumispirkondasid spektri punases ning sinises osas. Näiteks kasutada kombinatsioone NIR ja rohelse piirkonna lainepikkuste vahel (Tabel 3).

### 6.4.1 Heljumi algoritmid

Tabelist 3 on näha, et algoritmid, mis on koostatud kasutades NIR ning spektri rohelist piirkonda on saavutanud hea korrelatsiooni ( $R^2=0,66$ ) peegeldusteguri ja heljumi kontsentratsiooni vahel (Doxoran et al 2002, Doxoran et al 2005, Tabel 3). Joonisel 6 on toodud parima algoritmi hajuvusdiagramm. Lisaks näitasid head tulemust algoritmid, milles oli kasutatud 700 nm hajumspiiki, saavutades vees mõõdetud peegeldusteguritega kõrgemaid tulemusi ( $R^2=0,49$ , Kallio et al 2001, Tabel 3; ja  $R^2=0,46$ , Härmä et al 2001, Tabel 3), kui õhus mõõdetud peegeldusteguritega (tulemusteks vastavalt  $R^2=0,48$  ja  $R^2=0,35$ ). Samuti on näidanud head tulemust algoritm  $R_{555}/R_{645}$ , kus  $R^2=0,57$  (õhus) ja  $R^2=0,42$  (vees), kuigi tegu ei ole otseselt ühegi aine neeldumispirkonnaga (Wozniak 2014, Tabel 3). Võib arvata, et see on seotud heljumi hajutamise võimega 555 nm juures. Korrelatsioon võib varieeruda suuresti sõltuvalt, milliseid lainepikkuseid selle arvutamiseks kasutada.

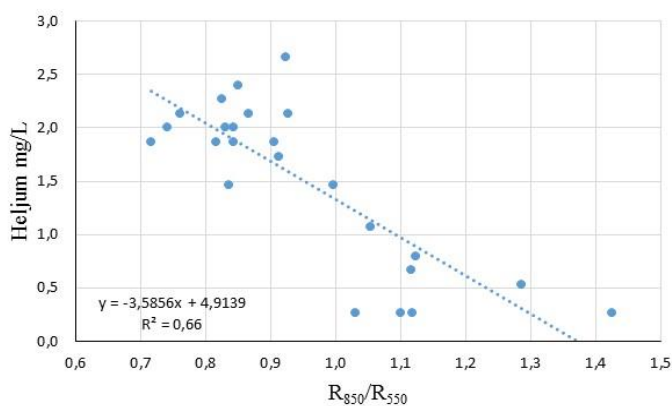
Algsed tulemused heljumi kontsentratsiooni hindamiseks õhus mõõdetud peegeldusteguritega olid nullilähedased, välja arvatud spektri alguses, kus determinatsioonikordaja väärtus ulatus 0,3 ühikuni (Joonis 5). Algoritmide rakendamisel saab kinnitust, et ka ühel lainepikkusel põhinevad algoritmid ei ole õhuandmetega korrelatsiooni leidmiseks head, kuna saadud väärtus  $R^2=0,03$  (Kallio et al 2001, Tabel 3) näitab, et seos puudub. Ühel lainepikkusel põhinevad korrelatsioonid heljumi ja vees mõõdetud peegeldusteguritega olid head kogu spektri ulatuses ( $R^2=0,60$ ). Ühel lainepikkusel põhinevad algoritmid vees mõõdetud peegeldustegurite andsid samuti häid tulemusi. Saadud determinatsioonikordaja väärtus on  $R^2=0,48$  (Kallio et al 2001, Tabel 3).

Kanali suhete algoritmide rakendamisega õhus mõõdetud peegeldusteguritele saavutati oluliselt paremaid tulemusi, kui ühe lainepikkuse kasutamisel korrelatsiooni leidmiseks. Vees teostatud peegeldusteguri mõõtmiste ja optiliselt aktiivsete ainete vahel leitud algne korrelatsioon ning algortimidega saadud tulemused on samas suurusjärgus.

Ligi jt (2016) uurimuses saavutatud korrelatsioonid erinesid oluliselt käesoleva uurimuse käigus mõõdetud andmetega saadud tulemustest. Ligi jt (2016) uurimuses saadud korrelatsioonid olid nullilähedased ja nõrgad -  $R^2=0,00$  (Kutser et al 2016, Tabel 3) ja  $R^2=0,01$  (Doxoran et al 2006, Wang et al 2006, Tabel 3), kuid käesolevas töös leitud seosed olid vastavalt  $R^2=0,51$  ja  $R^2=0,65$ . Võib väita, et kasutatud algoritmid ei ole universaalsed ning annavad erinevaid tulemusi olenevalt regioonist ja ajalisest perioodist.

Viide originaalköole	Algoritmi kuju	$R^2$ in situ Ligi jt 2016 uurimuses	$R^2$ in situ mõõtmisandmetest õhus	$R^2$ in situ mõõtmisandmetest vees
Kallio et al. (2001)	$R_{702}$	0,23	0,03	0,48
Koponen et al. (2007) ja Ammenberg et al. (2002)	$R_{705}$	0,23	0,03	0,47
Doxoran et al. (2006) ja Wang et al. (2006)	$R_{660}/R_{565}$	0,01	0,65	0,27
Wozniak (2014)	$R_{555}/R_{645}$	0,02	0,57	0,42
Doxoran et al. (2003) ja Onderka & Pekarova (2008)	$R_{840}/R_{545}$	0,00	0,66	-
Doxoran et al. (2002) ja Doxoran et al. (2005)	$R_{850}/R_{550}$	0,00	0,66	-
Kutser et al. (2016)	$R_{710}-(R_{676}-R_{710})$	0,00	0,04	0,51
Kallio et al. (2001)	$R_{702}-R_{751}$	0,24	0,48	0,49
Härmä et al. (2001)	$R_{705}-R_{754}$	0,23	0,35	0,46

Tabel 3 Heljumi kontsentratsiooni määramise algoritmid. Välja on toodud viited autoritele, algoritmi kuju, saadud tulemused Ligi jt (2016) uurimuses ning käesoleva töö andmetega. Korrelatsioon on leitud heljumi ja peegeldustegurite vahel. Osa tulemusi on puudu tänu kiirustiheduste andmete puudumisele.



Joonis 6 Algoritm  $R_{850}/R_{550}$  järgi arvatud seos peegeldustegurite suhte ning heljumi kontsentratsiooni vahel.

#### 6.4.2 Klorfüll-a algoritmid

Parimad tulemused klorfüll-a ning peegeldustegurite vahelise seose hindamiseks vees mõõdetud andmetega saadi algoritmidega, mis kasutasid lainepikkuseid 670 nm

juures ning 700-710 nm juures. Nende algoritmidega saadud determinatsioonikordaja väärtused vees mõõdetud peegeldusteguritega olid kõik  $>0,4$ . Nende hulka kuulub ka parim leitud seos  $R^2=0,64$  (Duan et al 2007, Menken et al 2006, Dierberg & Carriker 1994, Tabel 4), mille hajuvusdiagramm on toodud joonisel 7.

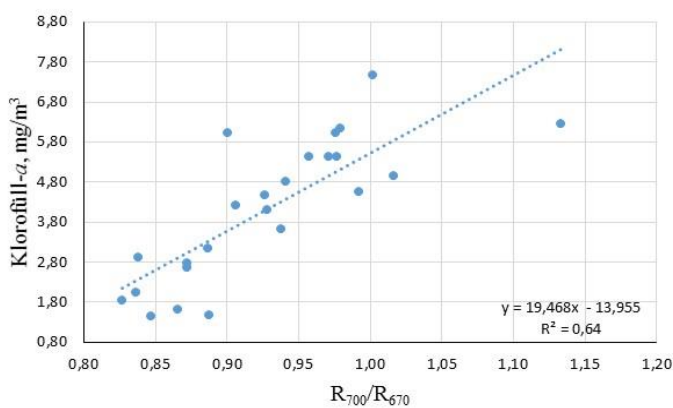
Algsed tulemused klorofüll-*a* kontsentratsiooni määramiseks õhus mõõdetud peegeldusteguritega olid nullilähedased. Spektri lõpus oli determinatsioonikordaja väärtus vahemikus 0 kuni 0,14 (Joonis 5). Algoritmide rakendamisel saadud determinatsioonikordaja väärtused on suuremad:  $R^2=0,33$  (Wang et al 2006, Tabel 4) ja  $R^2=0,34$  (Härmä et al 2001, Tabel 4). Algsed korrelatsioonid klorofüll-*a* ja vees mõõdetud peegeldusteguritega olid nõrgad kogu spektri ulatuses. Determinatsioonikordaja väärtus oli vahemikus 0,09 kuni 0,35. Algoritmidega saadud seosed klorofüll-*a* ja vees mõõdetud peegeldustegurite vahel olid tugevamad,  $R^2=0,51$  (Kallio et al 2001, Tabel 4) ja  $R^2=0,52$  (Kallio et al 2001, Moses et al 2009a, Tabel 4).

Eelmainitud parimad lainepikkused klorofüll-*a* kontsentratsiooni hindamiseks näitasid head tulemust ka Ligi jt (2016) uurimuses. Võib väita, et need kanalid on universaalsed. Woźniaki (2014) algoritm punase ja rohelse spektriosa kombinatsiooniga näitas head tulemust, determinatsioonikordaja väärtus oli  $R^2=0,47$ . Ligi jt (2016) uurimuses saadi tulemuseks vaid  $R^2=0,18$ . Järelikult on algoritm kohaspetsiifiline ja sobib Loode-Eesti rannikuvete tingimustesse.

Vees mõõdetud andmetega saavutati keskmise tugevusega korrelatsioone klorofüll-*a* ja peegeldustegurite vahel. Õhus mõõdetud peegeldustegurid korreleerusid klorofüll-*a* kontsentratsioonidega vähem ning vastavad determinatsioonikordajad olid nullilähedased või  $R^2<0,4$ .

Väide originaaltööl	Algoritmi kuju	$R^2$ in situ Ligi jt 2016 uurimuses	$R^2$ in situ mõõtmisandmetest õhus	$R^2$ in situ mõõtmisandmetest vees
Wang et al. (2006)	$R_{660}/R_{565}$	0,17	0,33	0,20
Duan et al. (2007), Menken et al. (2006), Dierberg and Carriker (1994)	$R_{700}/R_{670}$	0,55	0,00	0,64
Kutser et al. (1999), Kallio et al. (2001)	$R_{702}/R_{674}$	0,55	0,00	0,43
Koponen et al. (2007), Ammenberg et al. (2002)	$R_{705}/R_{664}$	0,50	0,03	0,51
Kallio et al. (2001), Moses et al. (2009a)	$R_{707,5}/R_{664}$	0,50	0,06	0,52
Kallio et al. (2001)	$R_{709,5}/R_{673,5}$	0,55	0,04	0,51
Härmä et al. (2001)	$R_{735}/R_{720}$	0,00	0,34	0,03
Darecki et al. (2003)	$R_{550}/R_{590}$	0,16	0,19	0,27
Wozniak (2014)	$R_{555}/R_{645}$	0,18	0,30	0,47

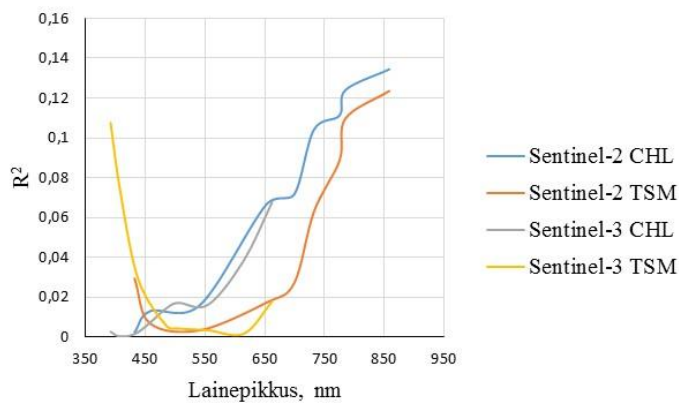
Tabel 4 Klorofüll-*a* kontsentratsiooni määramise algoritmid. Välja on toodud viited autoritele, algoritmi kuju, saadud tulemused Ligi jt (2016) uurimuses ning käesoleva töö andmetega. Korrelatsioon on leitud klorofüll-*a* ja peegeldustegurite suhete vahel.



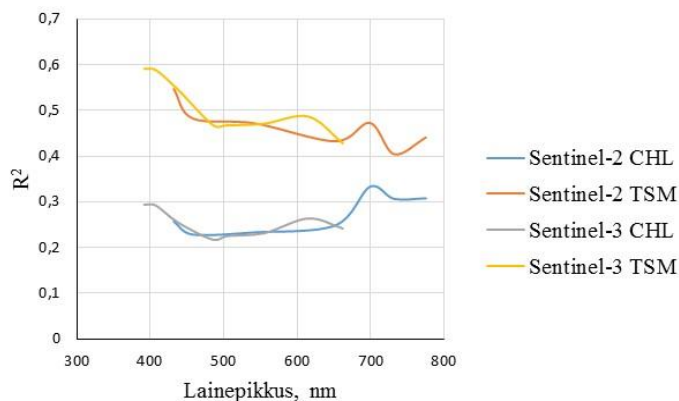
Joonis 7 Algoritmi  $R_{700}/R_{670}$  järgi arvatud seos peegeldusteguritesuhte ning klorofüll-*a* väärtuste vahel.

## 6.5 Simuleeritud Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmete analüüs

Antud töö üheks eesmärgiks oli ka katsetada kahe satelliidi Sentinel-2 ja Sentinel-3 sobivust Läänemere vee seireks ning seda töös mõõdetud peegeldusteguri spektrite põhjal. Peegeldustegurite väärtused keskmistati vastavalt satelliitide spektraalsetele kanalivahemikele. Korrelatsioon leiti saadud väärtuste ning optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide vahel. Õhus mõõdetud peegeldustegurite väärtusi kasutades saadud spektraalsed determinatsioonikordajad on toodud joonisel 8. Vees mõõdetud peegeldustegureid kasutades saadud tulemus on joonisel 9.



Joonis 8 Sentinel-2 ja Sentinel-3 satelliitide spektraalsetele kanalitele vastavate peegeldustegurite õhus teostatud mõõtmiste ning klorofüll-*a* ja heljumi vahelised korrelatsioonid.



Joonis 9 Sentinel-2 ja Sentinel-3 satelliitide spektraalsetele kanalitele vastavate peegeldustegurite vees teostatud mõõtmiste ning klorofüll-*a* ja heljumi vahelised korrelatsioonid.

Õhus teostatud peegelduskordaja mõõtmistega saadud tulemused olid nõrgad. Sentinel-2 spektraalsete kanalitega leitud korrelatsioon õhus mõõdetud peegeldusteguritega oli nullilähedane, determinatsioonikordaja väärtused on vahemikus 0 kuni 0,13. Seoste maksimaalsed tugevused olid vastavalt  $R^2=0,13$  (klorofüll-*a*) ja  $R^2=0,11$  (heljum). Sentinel-3 spektraalsete kanalitega saadud tulemused õhus ei olnud väga erinevad. Klorofüll-*a* kontsentratsiooni ning peegeldustegurite keskmistatud väärtuste vahel leitud determinatsioonikordaja oli vahemikus 0 kuni 0,07. Heljumiga olid tulemused vahemikus  $R^2=0$  kuni  $R^2=0,11$ .

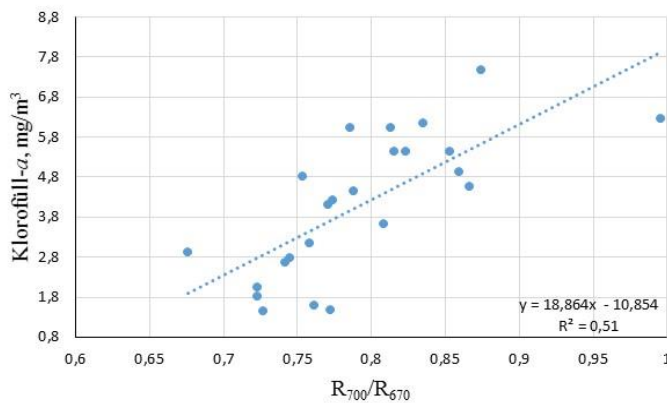
Vees mõõdetud peegeldustegurite ja optiliselt aktiivsete ainete vaheline korreleeruvus oli parem. Sentinel-2 andmete analüüsimisel saadi klorofüll-*a* ja peegeldustegurite keskmistatud väärtuste vahel kõrgeimaks väärtuseks  $R^2=0,33$ . Heljumi kontsentratsioonid ja peegeldustegurite keskmistatud väärtused saavutasid keskmise tugevusega seose, kus determinatsioonikordaja väärtus oli vahemikus 0,40 kuni 0,55. Sentinel-3 spektraalsete kanalite seoste tugevused klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonidega olid vastavalt  $R^2=0,30$  ja  $R^2=0,59$ . 680 nm juurest alates on märgata korrelatsioonikõvera järsk langus.

Sooviti näha, kas simuleeritud Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmed saavutavad algoritmide rakendamisel samad tulemused, mis saadi mõõdetud peegeldustegurite väärtustega. Edukamad klorofüll-*a* algoritmid kasutasid peegeldusteguri väärtusi lainepikkuste 700 nm ja 670 nm juures. Sentinel-3 optilisel sensoril OLCI ning Sentinel-2 MSI instrumentidel on nende lainepikkuste jaoks kanalid olemas. Heljumi kontsentratsiooni määramiseks mõeldud algoritmides kasutati NIR ja roheline piirkonna lainepikkusi, lisaks veel ka 690 nm juures asuvat peegeldumisteguri piiki. Sentinel-2 kanalid katavad kogu vajaliku spektriala. Sentinel-3 on lähisinfrapuna piirkonnas spektraalkanalid kitsamad, kuid peegeldumisteguri piigi piirkonna katavad kanalid ära.

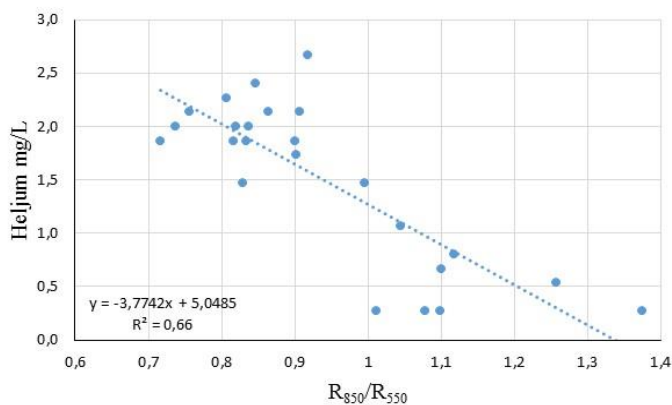
Selleks, et saada tulemusi klorofüll-*a* leidmiseks kasutatavale algoritmile  $R_{700}/R_{670}$ , tuli Sentinel-2 jagada kanalid 5 ja 4 ning Sentinel-3 kanalid 11 ja 9. Sentinel-2 tulemust võib näha joonisel 10 ( $R^2=0,51$ ). Vees mõõdetud peegeldusteguritega suhtega saadud

tulemus on 0,11 ühikut suurem. Sentinel-3 kanalitega saadud determinatsioonikordaja väärtus oli  $R^2 = 0,15$ .

Heljumi kontsentratsiooni hindamiseks parim algoritm oli kujul  $R_{850}/R_{550}$ . Sentinel-3 ei olnud võimalik arvutust läbi viia sobivate kanalite puudumise tõttu. Sentinel-2 andmeid kasutades saadi tugev seos- determinatsioonikordajad jäi samaks-  $R^2 = 0,66$  (Joonis 11).



Joonis 10 Algoritmi  $R_{700}/R_{670}$  järgi arvatud seos Sentinel-2 spektraalseid kanalivahemikke interpreteerides saadud peegeldustegurite suhte ning klorofüll-*a* väärtuste vahel



Joonis 11 Algoritm  $R_{850}/R_{550}$  järgi arvatud seos Sentinel-2 spektraalseid kanalivahemikke interpreteerides saadud peegeldustegurite suhte ning heljumi väärtuste vahel



## KOKKUVÕTE

Käesoleva töö käigus uuriti seoseid Loode-Eesti rannikuvete optiliste omaduste ning klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonide muutlikkuse vahel. Selleks kasutati hüperspektraalse radiomeetri Ramses mõõtmisandmeid ning labori analüüside käigus saadud klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonide väärtusi. Arvutatud peegeldustegurite väärtuste põhjal koostatud spektritest võis järeldada klorofüll-*a* ja heljumi kontsentratsioonide muutlikkust mõõtmisjaamades. Vees mõõdetud andmetest koostatud peegeldustegurispektrist eristub kaks peegeldumismaksimumi 575 nm ja 690 nm juures. Samuti on eristatav ka klorofüll-*a* neeldumismaksimum 670 nm juures.

Laborianalüüsi käigus määratud heljumi ja klorofüll-*a* kontsentratsioonide ning arvutatud spektraalsete peegeldustegurite vahelised korrelatsioonid olid madalad ( $R^2 < 0,6$  ja  $R^2 < 0,3$  vastavalt heljumi ja klorofüll-*a* korral). Seega tugevamate seoste leidmiseks rakendati tüüp 2 vete jaoks mõeldud kanali suhete algoritme töös kasutatud andmehulgale. Kanali suhete algoritme kasutades saadi tugevamad seosed heljumi ja peegeldustegurite vahel. Maksimaalsed determinatsioonikordajad õhus ja vees mõõdetud peegeldumistegurite kanali suhete ja heljumi kontsentratsiooni vahel olid vastavalt  $R^2 = 0,66$  ning  $R^2 = 0,51$ . Samas kui klorofüll-*a* kontsentratsiooni ja peegeldusteguri kanali suhte maksimaalsed determinatsioonikordajad olid  $R^2 = 0,63$  ning  $R^2 = 0,34$  vastavalt vees ja õhus mõõdetud spektrite korral.

Analüüsitud heljumi kontsentratsiooni hindamise algoritmid näitasid käesolevas töös kogutud andmetega paremat kokkulangevust, kui võrdluseks olnud referents töös (Ligi jt 2016), milles kasutati andmeid erinevatest Läänemere regioonidest. Seega mõõtmisandmetega parima kokkulangevuse saavutanud algoritmid ei ole universaalsed tüüp 2 veekogude jaoks vaid koha ja ajaspetsiifilised.

Klorofüll-*a* määramise algoritmide näitasid parimat kokkulangevust mõõtmisandmetega algoritmid, mille sisendiks olid peegeldusteguri väärtused lainepikkustel 700 nm ning 670 nm. Saadud maksimaalne determinatsioonikordaja oli  $> 0,5$  ning seega samaväärne aluseks võetud uurimuses (Ligi jt 2016) ja käesolevas

töös. Seega võib lainepikkusi 700nm ja 670nm võib pidada universaalseteks tüüp 2 vete jaoks mõeldud algoritmide koostamisel.

Töös kasutatud spektritest koostati satelliitide Sentinel-2 ja Sentinel-3 spektraalsetele kanalitele vastavad peegeldusteguri spektrid, mida korreleeriti kahe optiliselt aktiivse ainega (klorofüll-*a* ja heljum). Õhus mõõdetud Sentinel-2 ja Sentinel-3 peegeldusteguri spektrite kokkulangevus optiliselt aktiivsete ainetega oli  $<0,15$ . Samas kui vees mõõdetud Sentinel-2 ja Sentinel-3 vastavate peegeldustegurite puhul oli kokkulangevus klorofüll-*a* kontsentratsioonidega parem ( $R^2=0,3$ ). Kokkulangevus heljumi kontsentratsiooni ja vees mõõdetud Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmetele vastavate peegeldustegurite vahel oli hea ( $R^2>0,55$ ).

Lihtsate kanali suhte algoritmide rakendamine Sentinel-3 andmetele ei andnud olulist efekti võrreldes ühe kanali väärtuste kasutamisega. Vaid Sentinel-2 spektraalsetele kanalitele vastavate peegeldustegurite kasutamine kanalisuhte algoritmis parandas determinatsiooni kordajat 0,55-lt 0,66ni.

Käesolevast tööst saab järeldada, et tüüp 2 veekogudes ei saavuta ühel lainepikkusel põhinev seose leidmine häid tulemusi. Seega tuleks kasutada koha- ja ajaspetsiifilisi algoritme optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide määramiseks peegeldusteguri andmetest. Tööst järeldub, et Sentinel-2 andmed on tänu spektraalsete kanalite valikule sobivad rannikumere veekvaliteedi seireks.

### **Tänuavaldused**

Autor avaldab tänu Rivo Uiboupinile ja Age Arikale käesoleva töö juhendamise ning väärtuslike kommentaaride eest.

Laborianalüüside teostamise eest tänab autor lisaks Age Arikale ka Kati Lindu.

Töös kasutatud andmete eest avaldab autor tänu Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituudile.

## **KASUTATUD ALLIKAD**

Antoine, D. 2012. Ocean-Colour Observations from a Geostationary Orbit. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 12, IOCCG.

Arst, H. 2003. Optical Properties and Remote Sensing of Multicomponential Water Bodies. Springer.

Charpa, S. C. 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill. New York, pp. 560-575.

Darecki, M., Kaczmarek, S., Olszewski, J. 2005. SeaWiFS ocean colour chlorophyll algorithms for the southern Baltic Sea. International Journal of Remote Sensing, 26, pp. 247-260.

Elken, J. 2006. Läänemere veekonveier: kas „korsten“ paikneb Soome lahe suudmes?. Tartu Ülikooli ilmade observatooriumi 140. juubeli konverentsi ettekanded, pp. 74-84.

European Space Agency (ESA). URL (Kasutatud aprill 2017)  
[http://m.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-3/](http://m.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-3/)

European Space Agency (ESA). URL (Kasutatud aprill 2017)  
[http://m.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-2/](http://m.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/)

Geyer, W. R., MacCready, P. 2014. The estuarine circulation. Annual review of fluid mechanics, 46, pp. 157-197.

HELCOM. 2015. Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Annex C-4. Phytoplankton chlorophyll a. Chlorophyll-a measurement procedure, pp. 260-261.

HELCOM. 2005. Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. Baltic Sea Environment Proceedings No. 100, pp. 24.

- Hieronymi, M., Müller, D., Krasemann, H., Schonfeld, W., Rottgers, R., Doerffer, R. 2015. Regional ocean colour remote sensing algorithm for the Baltic Sea. Proc. Sentinel-3 Science Workshop, pp. 23-26.
- Huang, Y., Jiang, D., Zhuang, D., Fu, J. 2010. Evaluation of hyperspectral indices for chlorophyll-a concentration estimation in Tangxun Lake (Wuhan, China). International journal of environmental research and public health. 7, pp. 2437-2451.
- Hunter, P.D., Matthews, M. W., Kutser, T., Tyler, A. N. 2016. Remote Sensing of Cyanobacterial Blooms in Inland, Coastal, and Ocean Waters. Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis, pp. 89.
- Kahru, M., Brown, C. W. 1997. Monitoring algal blooms: New techniques for detecting large-scale environmental change. Springer Verlag, pp. 43-61.
- Kirk, J. T. O. 2011. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press.
- Kloiber, S. M., Brezonik, P. L., Olmanson, L. G., Leif, G., Bauer, M. E. 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. Remote sensing of Environment, 82, pp. 38-47.
- Kreitsberg, M., Kreitsberg, R., Tuvikene, L. 2016. Verevi järv meetmekava. Eesti Maaülikool.
- Kutser, T. 2016. Riikliku keskkonnaseire rannikumere kaugseire allprogrammi lõpparuanne. Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.
- Kutser, T., Pierson, D. C., Kallio, K. Y., Reinart, A., Sobek, S. 2005. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. Remote Sensing of Environment, 94, pp. 535-540.
- Leppäranta, M., Myrberg, K. 2009. Physical Oceanography of the Baltic Sea. Springer.

Liblik, T., Lips, U. 2016. Variability of pycnoclines in a three-layer, large estuary: the Gulf of Finland. *Boreal Environment Research*, 22, pp. 27-47.

Liblik, T., Lips, U. 2012. Variability of synoptic-scale quasi-stationary thermohaline stratification patterns in the Gulf of Finland in summer 2009. *Ocean Science*, 8, pp. 603.

Ligi, M. 2017. Application of close range remote sensing for monitoring aquatic environment. Tartu Ülikool.

Ligi, M., Kutser, T., Kallio, K., Attila, J., Koponen, S., Paavel, B., Soomets, T., Reinart, A. 2016. Testing the performance of empirical remote sensing algorithms in the Baltic Sea waters with modelled and in situ reflectance data. *Oceanologia*. 59, pp. 57-68.

Lips, I., Lips, U., Liblik, T. 2009. Consequences of coastal upwelling events on physical and chemical patterns in the central Gulf of Finland (Baltic Sea). *Continental Shelf Research*, 29, pp. 1836-1847.

Matthews, M. W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*. 32:21, pp. 6855-6899.

Mobley, C. D. 1994. *Light in Water-Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press, San Diego.

Morel, A., Smith, R. C. 1982. Terminology and units in optical oceanography. *Marine Geodesy*. 5, pp. 335-349.

Paavel, B. 2004. Peipsi järve vee optilised omadused. Tartu Ülikool.

Paavel, B., Arst, H., Reinart, A. 2008. Variability of bio-optical parameters in two North-European large lakes. *Hydrobiologia*, 599, pp. 201-211.

Pettai, K. 2016. Kaugseire kasutamise võimekuse klorofüll *a* kontsentratsioonide hindamisel erinevates Eesti järvedes. Eesti Maaülikool.

Rantajärvi, E. R., Olsonen, R., Hallfors, S., Leppanen, J.-M., Raateoja, M. 1998. Effect of sampling frequency on detection of natural variability in phytoplankton: Unattended high-frequency measurements on board ferries in the Baltic Sea. *Journal of Marine Science*, 55, pp. 697-704.

Reinart, A., Herlevi, A., Arst, H., Sipelgas, L. 2003. Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and south Finland. *Journal of Sea Research*, 49, pp. 357-366.

Reinart, A., Kutser, T. 2006. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 102, pp. 74-85.

Sathyendranath, S. 2000. Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex Waters. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG.

Schalles, J. F., Gitelson, A., Yacobi, Y., Z., Kroenke, A. E. 1998. Chlorophyll estimation using whole seasonal, remotely sensed high spectral-resolution data for a eutrophic lake. *J. Phycol.* 34, pp. 383-390.

Schiller, H., Doerffer, R. 1999. Neural network for emulation of an inverse model operational derivation of Case II water properties from MERIS data. *International journal of remote sensing*, 20, pp. 1735-1746.

Sauga, A. 2005. Korrelatsioon- ja regressioonanalüüs. Kvantitatiivsed meetodid majanduses, pp. 45-68.

Senay, G. B., Shafique, N. A., Autrey, B. C., Fulk, F., Cormier, S. M. 2001. The selection of narrow wavebands for optimizing water quality monitoring on the Great

Miami River, Ohio using hyperspectral remote sensor data. *Journal of Spatial Hydrology*, 1, pp. 1-22.

Sipelgas, L., Arst, H., Raudsepp, U., Kõuts, T., Lindfors, A. 2004. Optical properties of coastal waters of northwestern Estonia: in situ measurements. *Boreal environment research*. 9, pp. 447-456.

Suursaar, Ü., Kullas, T., Otsmann, M. 2001. The influence of currents and waves on ecological conditions of the Väinameri. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 50, pp. 231-247.

Tveiterås, J. 2013. Characterization of hyper spectral irradiance and radiance sensors. University of Bergen.

Uiboupin, R., Laanemets, J., Sipelgas, L., Raag, L., Lips, I., Buhhalko, N. 2012. Monitoring the effect of upwelling on the chlorophyll a distribution in the Gulf of Finland (Baltic Sea) using remote sensing and in situ data. *Oceanologia*. 54, pp. 395-419.

Vanhellemont, Q., Ruddick, K. 2016. Acolite for Sentinel-2: Aquatic applications of MSI imagery. *Living Planet Symposium*. 740.

Veismann, U. 1994. *Keskkonna kaugsondeerimine*. Tallinn. 191.

Woźniak, S. B. 2014. Simple statistical formulas for estimating biogeochemical properties of suspended particulate matter in the southern Baltic Sea potentially useful for optical remote sensing applications. *Oceanologia*, 56, pp. 7-39.

Yi, G., Wang, Q., Zheng, B. H. 1999. State Environmental Protection Administration of China's demand and analysis for resources satellite (I). *Aero. China*. 9, pp. 3-7.