

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL

Matemaatika-loodusteaduskond

Meresüsteemide Instituut

**Süvendustööde mõju heljumi kontsentratsiooni
ruumilisele jaotusele, hinnatuna kaugseire andmetest**

Magistritöö

Laura Raag

Juhendaja: Liis Sipelgas, okeanograafia õppetool,

Vanemteadur

Maa-teadused

2014

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.

Laura Raag

Juhendaja: Liis Sipelgas

Töö vastab magistritööle esitatavatele nõuetele.

Kaitsmiskomisjoni esimees:

Lubatud kaitsmisele

(nimi, allkiri, kuupäeva)

Sisukord

SISSEJUHATUS	4
1. PIIRKONNA KIRJELDUS.....	6
2. SÜVENDUSTÖÖDE KESKKONNAMÕJU	7
3. TEOORIA	9
3.1 Veetüüpide optiline klassifikatsioon.....	9
3.2 Satelliit kaugseire merevee kvaliteedi hindamiseks.	10
3.2.1 Eesti rannikualade heljumi satelliitseiret mõjutavad protsessid	12
3.3 Satelliitsensorid MERIS ja MODIS.....	13
3.3.1 Varasemad süvendusseired MODIS ning MERIS andemetega	13
4. KASUTATUD ANDMED JA MEETOD	15
4.1 Laborianalüüs.....	15
4.2 Satelliitandmed	15
4.3 Satelliitandmete töötlus.....	17
4.3.1 MERIS satelliitandmete töötlus (algoritmid FUB ja C2R)	17
4.3.2 MODIS satelliitandmete töötlus.....	18
4.4 Satelliitandmete kalibreerimine ja valideerimine	19
4.5 Kuu keskmiste kaartide koostamine.	23
4.6 Süvenduse mõju hindamine Pakri lahes.	23
4.7 Madala rannikuala seire	24
5. TULEMUSED	25
5.1 Hinnang satelliitandmetest tuletatud heljumi väärtustele võrrelduna kontaktmõõtmistega.....	25
5.2 Kuu keskmised heljumi kaardid	28

5.3 Süvenduse mõju Pakri lahele.....	34
KOKKUVÕTE.....	43
ABSTRACT	45
KASUTATUD KIRJANDUS	46
LISAD	55
Lisa 1	55
Lisa 2	56
Lisa 3	57
Lisa 4	58

SISSEJUHATUS

Heljumi kontsentratsiooni määramiseks on erinevate satelliitsensorite produkte kasutatud juba aastakümneid. Esimestes töödes kasutati Landsat (*Land Satellite*¹) TM (*Thematic Mapper*²) satelliitpilte (Lathrop jt 1991, Dekker jt 2001), kuid alates 2000. aastast kui NASA satelliitsensori MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) pildid said kättesaadavaks, muutus nii heljumi kui ka teiste veekeskkonna parameetrite määramine oluliselt efektiivsemaks (Miller ja McKee 2004, Sipelgas jt 2006, Doxaran jt 2009, Petus jt 2010, Moreira jt 2013, Doxaran jt 2013, Kaba jt 2014). MERIS (*The MEdium Resolution Imaging Spectrometer*) sensor, mis saadeti orbiidile satelliidil ENVISAT-1 2002. aastal ning mis lõpetas töö 2012. aastal, tootis samuti heljumi kontsentratsiooni seireks sobilikke produkte.

Eelis kaugseire rakendamisel heljumi kontsentratsiooni hindamiseks võrreldes punktmõõtmistega seisneb eelkõige ruumilise lahutuse olulises paranemises. Eesti rannikumeres (Joonis 1) varieeruvad looduslikud heljumi kontsentratsioonid tugevalt, sõltuvalt aastaajast ja piirkonnast. Loodusliku heljumi kontsentratsiooni tõusu põhjustavad näiteks kevadõitsengud, samuti tuleb arvestada madalates piirkondades resuspensiooniga. Lisaks looduslikele põhjustele tõuseb heljumi kontsentratsioon inimtegevuse tagajärjel- sadamate süvendustööde käigus. Sadamasüvenduste käigus tekkiva keskkonnamõju hindamiseks on vajalik seirata vee kvaliteeti enne süvendustöid, süvendustööde käigus ning lisaks teha ka kontrollseire peale süvendustööde lõppu. Seire enne süvendustööde algust võimaldab saada ülevaate looduslikust olukorrast antud piirkonnas, mis kajastub hilisemates arvutustes baasina. Süvendustööde käigus tuleb jälgida, et süvendustöödest tingitud heljumi kontsentratsioonid ei ületaks piirkonna taluvuspiiri, mis võiks põhjustada jäädavaid kahjustusi. Süvenduse lõppedes tuleb kontrollida, kas ja kui kiiresti piirkonnas taastub algne olukord. Antud töö erinevus varasematest seisneb asjaolul,

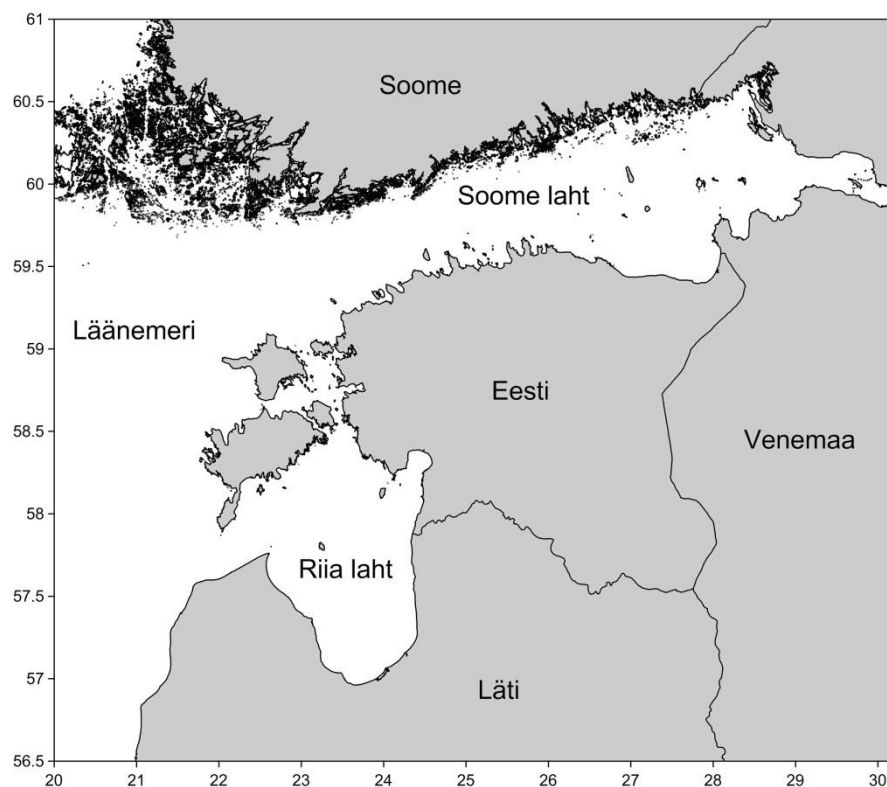
¹ Landsat (*Land Satellite*) - Maa seire satelliit.

² TM (*Thematic Mapper*) -Multispektraalne skanner.

et siinkohal on uuritud süvenduse mõjusid erinevusena foonist, mitte üksikute päevade kontsentratsioone.

Käesoleva diplomitöö eesmärgid on:

- võrrelda erinevaid biooptilisel mudelil põhinevaid protsessoreid hindamaks MERIS satelliidiandmetest heljumi kontsentratsioone Eesti rannikumeres;
- koostada empiiriline algoritm hindamaks MODIS andmete sobilikkust heljumi seireks;
- võrrelda MERIS ning MODIS andmete sobilikkust heljumi seireks;
- hinnata heljumi loodusliku fooni varieeruvust Eesti sadamate lähistel;
- hinnata süvendustööde käigus tekkinud heljumi ulatust Paldiski sadamas ning selle ümbruses MODIS ja MERIS andmete põhjal.



Joonis 1: Eesti rannikumeri.

1. PIIRKONNA KIRJELDUS

Läänemeri (Lisa 1) on suletud sisemeri, mis paikneb Atlandi merelise ja Euraasia kontinentaalse kliimasüsteemi üleminekualal ning see määrab ka mere hüdroklimaatilised tingimused. Tegemist on madala merega, maksimaalse sügavusega 460 m ja keskmise sügavusega 60 m, ning see omab suurt mõju vee optilistele omadustele (Ojaveer jt 2010). Läänemere vesi Eesti rannikualadel kuulub vee optilise klassifikatsiooni järgi teist tüüpi vete rühma. Seda tänu oma suurele lahustunud orgaanilise aine (CDOM³) kontsentratsioonile, mis põhjustab tugevat valguse neeldumist veepinnal (Højerslev ja Aas 2001) ning raskendab usaldusväärse informatsiooni kogumist optilise kaugseire abil. Lisaks kõrgele CDOM kontsentratsioonile on Läänemere vesi ka toitaineterikas, mis omakorda põhjustab suuri vetikaõitsenguid (Darecki ja Stramski 2004). Vee kvaliteedi poolest on Läänemeri klassifitseeritud maailmas enim saastatud merede hulka (Lundberg 2014).

Antud töös on enim uuritud Pakri lahe piirkonda, mis paikneb Soome lahe lõunakaldal (Lisa 3). Lahe põhjaosas on vesi üle 40 meetri sügav, kuid lahe lõunaosas jäävad sügavused alla 10 meetri. Pakri lahe hüdro meteoroloogilised tingimused on iseloomulikud Eesti põhjarannikule. Aastaringselt on valdavad lõuna- ja edelatuuled, keskmise kiirusega 5,5 m/s. Lahe suudme paiknemisest tingituna mõjutavad piirkonna lainetust enim loode- ja põhjatuuled (Linnupõld 2007), mis omakorda põhjustavad setete resuspensiooni⁴ ning heljumi laiali kandumist. Resuspenseerunud heljumi edasist dünaamikat määravad tsirkulatsiooni iseärasused ning Pakri lahe hoovused on otseselt seotud tuultega. Näiteks domineerivate loodetuulte korral tekib lahe lõunaosas idasuunaline hoovus. Kõige tugevamad hoovused on tekitatud läänetuulte poolt (Sipelgas jt 2011).

³ CDOM - *Colored dissolved organic matter*

⁴ Resuspensioon- Settinud osakeste hõljuvasse olekusse viimine

2. SÜVENDUSTÖÖDE KESKKONNAMÕJU

Pinnase süvenduse eesmärgiks merekeskkonnas võib olla uue vesiehitise rajamine või olemasoleva arendamine ning hooldamine. Sadama piirkondades on pinnase süvendamine vajalik lisaks veel ka laevateede lahti hoidmiseks ja infrastruktuuri säilitamiseks (Fitzpatrick 2009). Potentsiaalsed keskkonnamõjud, mis kaasnevad süvendustöödega võib jagada kaheks: süvendusprotsessi otsesed tagajärjed ning süvenduse ja kaadamise⁵ piirkonnast eemale liikunud heljumi mõjud. Antud töös on rõhk asetatud süvendustööde käigus resuspenseerunud heljumi leviku mõjualade määramisele. See, kuidas süvendustööd võivad merekeskkonda muuta, on kohaspetsiifiline, sõltudes järgnevatest teguritest (*The UK Marine SACs Project*):

- süvenduse ulatus;
- süvenduse sagedus ning intensiivsus;
- süvenduse meetod;
- süvendatava materjali kvaliteet, tihedus ja osakese suurus;
- piirkonna veekvaliteedi foon;
- hoovuste olemasolu ja kiirus;
- segunemise kiirus;
- meteoroloogilised tingimused;
- tundlike looma- ning linnuliikide olemasolu.

Süvenduse meetod valitakse vastavalt piirkonna pinnase tüübile: liiva-, kruusa- ja mudapinnase süvendamiseks kasutatakse pinnasepumpasid ja hüdromonitore, kaljupinnast lõhatakse ning võetakse välja mitmekopaliste süvendajatega. Erinevaid süvenduse meetodeid hinnatakse ja järjestatakse vastavalt nende keskkonnasõbralikkusele (Van der Veen 1995). Mehhaanilised lähenemisviisid kraanade ja ekskavaatoritega on olemasolevatest meetoditest madalaimat järku. Parimaid tulemusi saavutatakse mehaaniliste ja hüdrauliliste tehnikate

⁵ Kaadamine - süvendamise käigus väljakaevatud materjali uputamine selleks ette nähtud kohta.

kombineerimisel, mis on kõige efektiivsemad ka näiteks saastunud pinnaste süvendamisel (*OSPAR Commission* 2010).

Eesti riigi seadusandluses on reguleeritud olulise keskkonnamõjuga tegevused, mille hulka kuulub ka mere süvendamine alates pinnase mahust 10000 m³ (Keskkonnaamet). Vastavalt Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnamõju juhtimissüsteemi seaduse 2. peatüki 2. jao § 33 kohaselt tuleb mahuga üle 10000 m³ süvenduste korral teostada keskkonnamõju hindamine (Riigi Teataja).

Lisaks tuleb teostada tööde käigus järelvalvet. Üheks potentsiaalseks viisiks võib pidada satelliit kaugseiret, mis sobib peamiselt oma hea ruumilise ning ajalise lahutuse poolest. Mitmetes uuringutes on satelliitandmete abil määratud süvendustöödest põhjustatud heljumi kontsentratsioonide muutuseid erinevates maailmamere piirkodades (Miller ja McKee 2004, Sipelgas jt 2006, Kutser jt 2007, Wu jt 2007). Varasemate uuringute eesmärgiks on olnud luua algoritmid koostamaks päevaseid heljumi kaarte jättes seejuures muutlikkuse loodusliku fooni suhtes tuvastamata. Samas on Süvendustööde Assotsiatsiooni (CEDA⁶) väitel viimase 15 aasta süvendustööde seirete käigus kogutud teadmiste üheks olulisimaks järelduseks: “Süvendustööde põhjustatud hägusust tuleks hinnata kui erinevust foonist, mitte absoluutsete väärtustena. Keskkonnavalased piirangud peaksid põhinema kohaliku ökosüsteemi vastupanuvõimel, arvestades looduslikku hägususe taset“ (CEDA 2011). Seega üheks olulisemaks osaks süvendustööde seires on loodusliku heljumi fooni varieeruvuse hindamine uuritavates piirkondades. Seejärel saab fikseerida piirkonna taluvuspiiri ning sellest tulenevalt maksimaalse lubatud heljumi koormuse, mis süvendustööde toimumise käigus võib tekkida. Eeltoodud andmete olemasolul saab viimaks teha järeldusi võimalikest keskkonnamõjudest, hinnates heljumi kontsentratsioonide muutusi konkreetse piirkonna loodusliku fooni suhtes.

⁶ CEDA - *Central Dredging Association*

3. TEOORIA

3.1 Veetüüpide optiline klassifikatsioon

Esimese vee optilise klassifikatsiooni töötas välja N. G. Jerlov (1957), kes jaotas vee tüübid vastavat spektraalse nõrgenemiskoeffitsiendi väärtusele: tüüp I (puhtaim looduslik vesi), tüüp II, tüüp III ja rannikuvee tüübid 1-9 (Jerlov 1976). Kaugseires kasutatava optilise klassifikatsiooni töötasid välja André Morel ja Louis Prieur (1977). Nimetatud klassifikatsioon sõltub vee optiliste komponentide kontsentratsioonist. Selle klassifikatsiooni kohaselt jaotuvad veed kahte rühma. Esimese tüüpi (*Case-1 waters*) korral sõltuvad vee optilised omadused peamiselt fütoplanktonist ja selle lagunemise tulemusena tekkinud detriidist. Teise tüüpi (*Case-2 waters*) hulka kuuluvad kõik ülejäänud veed, mille optilisi omadusi määravad peale fütoplanktoni ja vee enda ka veekogusse sissekantud lahustunud orgaaniline aine ja heljum (Bukata jt 1995, Sathyendranath 2000).

Ühest ja selget piirjoont esimese ja teise veetüübi vahel siiski ei leidu. Samas on väljatöötatud erinevaid klassifitseerimise võimalusi. Näiteks võib teise tüüpi (*Case-2 waters*) alla liigitada veed, kus CDOM-ile vastav neeldumine on lainepikkusel 380 nm üle $0,1 \text{ m}^{-1}$ või heljumi kontsentratsioonid ületavad $0,5 \text{ g/m}^3$ (Kratzer jt 2008).

Tüüpilised teist klassi (*Case-2 waters*) veed esinevad rannikualadel ning siseveekogudes. Läänemere puhul on samuti tegemist teist tüüpi veega, mille optilisi omadusi mõjutab enim lahustunud orgaaniline aine (CDOM). CDOM põhjustab suurt neeldumist ning takistab usaldusväärselt hinnata lainepikkusel alla 500 nm saadud informatsiooni, mis on kasutuses näiteks globaalsetes klorofüllü algoritmites (Kratzer jt 2008).

3.2 Satelliit kaugseire merevee kvaliteedi hindamiseks.

Satelliitsensored jagunevad aktiivseteks ning passiivseteks, lisaks varieeruvad omadused nagu tundlikkus, ülelennu aeg ja sagedus ning ruumiline ja spektraalne lahutus. Aktiivseid mikrolaine sensoreid ehk radareid kasutatakse merepinna kõrguse, laine kõrguse ja õlilaikude kohta informatsiooni kogumiseks (Brekke ja Solberg 2005). Passiivseid sensoreid, mis töötavad spektri soojusliku infrapunase piirkonnas, kasutatakse merepinna temperatuuri hindamiseks. Passiivsete optiliste sensorite abil, mis töötavad spektri nähtava valguse ja lähi-infrapunase (VIS/NIR⁷) piirkonnas, hinnatakse vee kvaliteeti.

Merevees sisalduvatest optiliselt aktiivsetest ainetest on vee kvaliteediparameetrid eelkõige klorofüll (CHL), lahustunud orgaaniline aine (CDOM) ning heljum (TSM, SPM).

Heljumi seireks kasutatav VIS/NIR kiirgus, ehk siinkohal päikese kiirgus, hajub ning neeldub liikudes läbi atmosfääri. Mere pinnakihini jõudvast kiirgusvoost osa peegeldub tagasi ning osa murdub veepinnal. Vette sisenenud kiirgus kas neeldub või hajub vee optiliselt aktiivsetelt komponentidelt (Harff jt 2011). Kiirguslevi baasvalem veekogu värvi jaoks sisaldab eraldi kiirguskomponente nii atmosfääri kui vee jaoks:

$$L_t^+(\lambda) = L_r^+(\lambda) + L_a^+(\lambda) + L_{ra}^+(\lambda) + T(\lambda) L_g^+(\lambda) + T(\lambda) L_w^+(\lambda), \quad (1)$$

kus $L_t^+(\lambda)$ on sensorini jõudnud kogu hajunud päikese kiirgus, $L_r^+(\lambda)$ on aerosoolide puudumise korral õhusakestelt tagasi hajunud kiirgus (Rayleigh hajumine), $L_a^+(\lambda)$ on õhus sisalduvate aerosooli osakestelt tagasi hajunud kiirgus, $L_{ra}^+(\lambda)$ on molekulide ja aerosoolide koostoime kiirgus, $L_g^+(\lambda)$ on vee pinnakihi tagasi hajunud kiirgus ning $L_w^+(\lambda)$ on veest lahkuv kiirgus. T on nii otsene kui hajus läbilaskvus, mida tuleb võtta arvesse nii vee pinnakihi kui veest tagasi hajuva kiirguse levimisel läbi atmosfääri. Kaugseire seisukohast on kõige olulisem komponent veest lahkuv kiirgus $L_w^+(\lambda)$, mis sisaldab informatsiooni vee

⁷ VIS/NIR - *Visible/Near Infrared*

optilistest omadustest (Arst 2003). Veest lahkuv kiirgus on võrdeline kiirguse tagasihajumiskoeffitsiendi ja neeldumiskoeffitsiendi suhtega:

$$L_w^+(\lambda) = C * \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)}, \quad (2)$$

kus $b_b(\lambda)$ on spektraalne tagasihajumiskoeffitsient, $a(\lambda)$ on spektraalne neeldumiskoeffitsient ning C on muutuja, mis sõltub päikese seniitnurgast (Kutser jt 2008). Vee neeldumiskoeffitsiendi saab jagada komponentideks, vastavalt vees sisalduvate ainete omadustele:

$$a(\lambda) = a_w + a_{CDOM} + a_{TSM} + a_{ph}, \quad (3)$$

kus a_w tähistab puhta vee, a_{CDOM} lahustunud kollase aine, a_{TSM} heljumi ja a_{ph} fütoplanktoni neeldumiskoeffitsienti. Kogu neeldumiskoeffitsiendi a väärtus sõltub eelkõige erinevate komponentide kontsentratsioonist (Dera 1992). Tagasihajumiskoeffitsient $b_b(\lambda)$ on looduslikes vetes suure varieeruvusega. Sarnaselt neeldumiskoeffitsiendile võib ka tagasihajumiskoeffitsiendi kirjutada lahti vees sisalduvate ainete tagasihajumiskoeffitsientide summana (Sathyendranath jt 1989):

$$b_b(\lambda) = B_{b,w}b_w + B_{b,ph}b_{ph} + B_{b,TSM}b_{TSM}, \quad (4)$$

kus B_b on hajumise ja tagasihajumise koeffitsiendi suhe ehk tagasihajumise tõenäosus erinevate optiliselt aktiivsete komponentide jaoks. $B_{b,w}b_w$ on puhta vee komponent, $B_{b,ph}b_{ph}$ on fütoplanktoni komponent ning $B_{b,TSM}b_{TSM}$ heljumi komponent. Lahustunud orgaaniline aine praktiliselt ei hajuta valgust ning seda ei arvestata (Arst 2003).

Põhjusel, et veest tagasi hajunud kiirgus läbib enne sensorini jõudmist atmosfääri, kandes seega infot nii vee kui atmosfääri omaduste kohta, võib vee kvaliteedi seire üheks peamiseks komponendiks pidada atmosfääri mõju kõrvaldamist. Teiseks mere kaugseire puhul oluliseks osaks on korrektsed biooptilised algoritmid. Optiliselt aktiivsete ainete hindamisel kasutakse kaugseires kahte erinevat põhimõtet:

biooptiline modelleerimine, mis põhineb eelnevas lõigus toodud seostel või empiiriliste ning pool-empiiriliste korrelatsioonseoste leidmisel kaugseiresensori poolt mõõdetud heleduskoefitsiendi ja mõne optiliselt aktiivse aine vahel.

Läänemeres on tänu suurele vee optiliste omaduste varieeruvusele kaugseire uuringutes empiirilised ja pool-empiirilised meetodid sageli piiratud (Darecki jt 2003, Kowalczyk 1999) ning seetõttu on biooptilistel mudelitel põhinevad kaugseire algoritmid sobivamad (Kutser 2004).

3.2.1 Eesti rannikualade heljumi satelliitseiret mõjutavad protsessid

Eesti rannikualade heljumi kontsentratsioonide varieeruvust võib seostada nelja faktoriga: kevadõitseng ning jõgede suurenenud sissevool kevadeti, sinivetikate õitseng suviti ning sügiseiti resuspensioon madalates piirkondades. Koponen jt (2007) leidsid oma töös, et kevadõitsengu perioodil on klorofüll *a* ja heljumi kontsentratsioonid Läänemere piirkonnas tugevas vastastikusel sõltuvuses. Seetõttu tuleb süvendusseiret teostades arvestada, et heljumi looduslikku taset mõjutab ka kevadõitseng. Analoogselt tuleb arvestada sinivetikate õitsengu ning suuremate tuulte poolt tekitatud resuspensiooniga. Raudsepp jt (2011) ning Danielson jt (2007) on oma uuringutes leidnud, et madala veega piirkondades Liivi lahes ning Lääne-Eesti saartevahelisel alal on tuulte ja hoovuste poolt tekitatud resuspensioon oluline tegur. Lisaks hakkab madalaveelistes piirkondades satelliitandmete mõju avaldama ka mere põhi. See tegur sõltub enim vee sügavusest ning läbipaistvusest, kuid lisaks veel settimaterjalist ning seireks kasutatavast spektrikanalist. Kui veesammas hästi peegelduva merepõhja kohal on hea läbipaistvusega, kogub satelliitsensor infot ka merepõhja kohta. Seega sisaldavad esmastest signaalidest toodetud produktid müra, mis on seotud mere põhjaga ning ainete kontsentratsioonid ei ole satelliidilt mõõdetuna enam õiged (Ohde ja Siegel 2001).

3.3 Satelliitsensorid MERIS ja MODIS

Esimene spetsiaalselt rannikualade seireks välja töötatud sensor oli Euroopa Kosmose Agentuuri (ESA) poolt loodud sensor MERIS (*The MEdium Resolution Imaging Spectrometer*), mis saadeti orbiidile satelliidil ENVISAT-1 2002. aastal. Lisaks 300 meetrisele lahutusele paranes ka spektraalne lahutus, 15 spektrikanali näol lainepikkuste 390–1040 nm vahemikus. Tänu laiale tundlikkusele on MERIS võimeline tuvastama nii madalaid signaale, mis pärinevad tumedast veest, kui ka, merejäält, pilvedelt või maapinnalt tagasi peegeldunud kiirguseid (Harff jt 2011). Viimane kontakt MERIS sensorit kandva satelliidiga ENVISAT-1 oli 8. aprillil 2012 ning 9. mail 2012 tunnistas ESA ametlikult missiooni lõppenuks (Euroopa Kosmoseagentuur).

Ameerika kosmoseagentuurile (NASA⁸) kuuluv kolmanda generatsiooni sensor MODIS (*Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer*) mis loodi spetsiaalselt teostamiseks ookeani satelliitseiret, saadeti orbiidile Terra ja Aqua satelliitidel vastavalt 1999. ja 2002. aastal. MODIS kogub andmeid 36 spektraalkanalisis lainepikkuste vahemikus 400 nanomeetrist 14400 nanomeetrini kolmel erineval ruumilisel lahutusel: 250 m (spektrikanalid 1-2), 2500 m (spektrikanalid 3-7) ning 1000 m (spektrikanalid 8-36). Kanalid 8-16 spektrivahemikus 405-877 nm on spetsiaalselt disainitud uurimaks optiliselt aktiivseid aineid veekogudes (Ameerika Kosmoseagentuur). Eesti rannikumere seireks on sobilik vaid 250m ruumilise lahutusega produktid ning seetõttu on kasutuses kanalid 1 ja 2.

3.3.1 Varasemad süvendusseired MODIS ning MERIS andemetega

Üldiselt on MODIS andmeid süvendustöödest põhjustatud heljumi kontsentratsiooni muutuste seireks kasutatud rohkem kui MERIS andmeid. Varasemad uuringud on peamiselt keskendunud kohaspetsiifiliste algoritmide koostamisele, hindamaks päevast heljumi kontsentratsiooni uuringupiirkonnas (Sipelgas jt 2006, Kutser jt 2007, Islam jt 2007, Cui jt 2013). Läänemeres toimuvate

⁸ NASA- *National Aeronautics and Space Administration*

süvendustööde seireks on Sipelgas jt (2006) ning Kutser jt (2007) oma uuringutes kasutanud MODIS andmeid ning töötanud välja empiirilised algoritmid ja rakendanud neid seejärel üksikute päevade piltidele. Sipelgas jt (2006) töös võrreldi päevaseid heljumi kontsentratsiooni pilte kahedimensionaalse osakestetranspordi mudeliga.

Keskmise resolutsiooniga MODIS andmeid on kasutatud ka kõrgresolutsiooniga Landsat (*Land Satellite*) andmete kontrollimiseks, Lääne-Austraalia vetes toimunud süvendustööde seire käigus (Islam jt 2007). MODIS ja Landsat produktide jaoks loodi kohalikele oludele vastav heljumi algoritm ning rakendati seda üksikute päevade piltidele. Nagu mainitud, ei ole eelnevates uuringutes heljumi loodusliku fooni määramiseks kasutatud kaugseire abil mõõdetud pikaajalisi keskmisi heljumi kontsentratsioone. Wu jt (2007), Cui jt (2013) ja Raag jt (2013) töödes on püütud arvestada loodusliku fooni eripärasid, mis võivad mõjutada heljumi kontsentratsiooni ruumilist muutlikust. Cui jt (2013) kasutasid MODIS andmeid, uurimaks heljumi varieeruvust Poyangi järves aastatel 2000-2010 ning tuvastasid süvendustöödest põhjustatud heljumi kontsentratsiooni kasvu päeva- ja kuukeskmistelt kaartidelt.

4. KASUTATUD ANDMED JA MEETOD

4.1 Laborianalüüs

MERIS andmete kalibreerimiseks on antud töös kasutatud viie välitööpäeva jooksul kogutud 59 veeproovi andmeid. Proove koguti Muuga lahest kuupäevadel 21.02.2009, 09.09.2009, 28.04.2010 ja 18.07.2011 ning Pakri lahest kuupäevadel 25.07.2008 ja 09.09.2009. MODIS andmete kalibreerimiseks on proove kogutud lisaks eelnevalt mainitud kuupäevadele veel ka 17.04.2004, 11.08.2004, 18.04.2005 ning 2.05.2013. Seda põhjusel, et MERIS töötas aastatel 2005-2012, kuid MODIS alates 1999 aastast tänaseni. Tänu rohkemate piltide olemasule teostati MODIS andmete kalibreerimiseks lisaks veel 18 veeproovi analüüsid.

Heljumi kontsentratsiooni (mg/L) määramiseks kasutatavaid membraanfiltreid Millipore (poori suurus – 0,45 µm, diameeter – 47 mm, Millipore Corporation, Bedford, MA) töödeldi destilleeritud veega ning kuivatati fikseeritud temperatuuril (90-100° C) ning seejärel fikseeriti filtrite kaal. Peale mida filtreeriti võimalikult suur ja hästi segunenud pinnavee proov läbi eelnevalt töödeldud membraanfiltri. Seejärel kuivatati filtrid taaskord temperatuuril 90-100°C ning kaaluti. Filtri kaalu tõus näitab heljumi kontsentratsiooni antud veeproovis ühikutes mg/L.

4.2 Satelliitandmed

Antud uuringus kasutatavad MERIS satelliitpildid, ruumilise lahutusega 300 m ning formaadis *.fsg*, pärinevad *CoastColour*⁹ andmearhiivist (*CoastColour* projekti andmearhiiv). Arhiivist allalaaditud pildid, ajavahemikust 2006-2011 maist oktoobrini, sorteeriti ning kasutusse võeti 283 satelliitprodukti, kas vähese

⁹ *CoastColour* - Euroopa kosmoseagentuuri projekt MERIS sensori kogu potentsiaali ära kasutamiseks ranniku aladel

pilvisusega või absoluutselt pilvevabad. Statistika kasutatud MERIS produktidest on esitatud tabelis 1.

MODIS satelliitandmed on kättesaadavad NASA andmearhiivist (Ameerika Kosmoseagentuuri andmearhiiv). Antud töös on kasutatud 250 meetrise ruumilise lahutusega satelliitpilte lainepikkuste vahemikus 620-670 nm (kanal 1). Kasutuses on MODIS pildid 2008. aasta süvendustööde aegsest perioodist (Tabel 1). Samast perioodist on olemas ka MERIS produktid, mis annab võimaluse kontrollida MODIS andmete sobivust taolise seire teostamiseks.

Tabel 1: Ülevaade kasutuses olevatest MERIS (igakuine jaotus aastatel 2006-2011) ning MODIS produktidest (süvendusperioodil).

Aasta	Kuu						
	Aprill	Mai	Juuni	Juuli	August	September	Oktoober
MERIS 2006	8	10	10	12	7	5	0
MERIS 2007	12	8	11	7	9	2	2
MERIS 2008	5	12	7	8	3	3	3
MODIS 2008	-	-	-	8	3	3	-
MERIS 2009	10	10	8	7	7	5	2
MERIS 2010	9	10	12	11	9	2	4
MERIS 2011	4	7	8	4	3	3	0
Ühe kuu piltide koguarv							
MERIS	48	57	56	51	38	22	11
MODIS				8	3	3	

4.3 Satelliitandmete töötlus

4.3.1 MERIS satelliitandmete töötlus (algoritmid FUB ja C2R)

MERIS piltide töötluks on kasutatud programmi Beam, mis on spetsiaalne satelliitandmete töötlustarkvara. Esmalt maskeeriti programmi abil maa, pilved ning rannajoon, kasutades selleks tarkvara poolt pakutavaid spetsiaalseid maske. Heljumi kontsentratsiooni arvutamiseks töödeldi satelliitpilte mitmekomponendiliste teist tüüpi vete (*Case-2 waters*) jaoks välja töötatud protsessoritega C2R – *Case-2-Regional* (Doerffer ja Schiller 2007) ja FUB – *Free University of Berlin* (Schroeder ja Schaale 2005, Schroeder jt 2007a). Mõlemad protsessorid (FUB; C2R) on loodud spetsiaalselt rannikuvee seireks ning hõlmavad endas kahte protseduuri: atmosfääri korrektsiooni ning vee pinnalt tagasihajunud kiirguse muundamist vee kvaliteedi parameetriteks. C2R atmosfääri korrektsiooni mudeli saab omakorda jagada kaheks:

1. Esmalt on kasutuses kiht atmosfääri ülakihi (TOA¹⁰) ning standardatmosfääri ülakihi (TOSA¹¹) vahel, teostamaks Rayleigh hajumise ja osooni kihis neeldunud kiirguse korrektsiooni.
2. Teiseks standardatmosfääri mudeli osa, mis on kasutuses simuleerimaks NN-i (*Neural Network*¹²), sisaldades 50 ühe kilomeetri paksust kihti, kus iga kiht on eelnevast sõltuvuses. C2R vee algoritm tuletab kaheksas kanalis veest lahkunud kiirgusest neli optiliselt aktiivset komponenti (IOP).

Protsessori FUB atmosfääri korrektsiooni saab samuti jagada kaheks osaks: Rayleigh-osooni korrektsioon ning atmosfääri korrektsiooni võrk (*Atmospheric correction network*). Atmosfääri korrektsiooni väljundiks on kiirguse remissioonid veepinnalt kanalites 1-7 ja 9, lainepikkustel 440, 550, 670 ning 870 nm ning need on sisendid vee algoritmi. Protsessori täpsemat kirjeldust võib lugeda Schroeder ja Schaale (2005) artiklist.

¹⁰ TOA - *Top Of Atmosphere*

¹¹ TOSA- *Top Of Standard Atmosphere*

¹² *Neural Network* - pildi töötlemise meetod

Mõlemad protsessorid, nii FUB kui C2R, põhinevad NN meetodil, mis tähendab, et protsessi käigus töödeldakse iga satelliitpildi piksel eraldi. Peale atmosfääri korrektsiooni teostamist rakendab protsessor NN põhinevat biooptilist mudelit, mille tulemusena saadakse satelliitsensori poolt mõõdetud veepinnalt tagasihajunud kiirgusest esmased optilised parameetrid (IOP¹³) fütoplanktoni pigmentide neeldumiskoeffitsient, lahustunud orgaaniline aine neeldumiskoeffitsient, heljumi neeldumiskoeffitsient ja heljumi hajumiskoeffitsient kaheksas erinevas spektrikanalis. Nendest suurustest on empiirilisi seoseid kasutades konverteeritud heljumi kuivkaalu kontsentratsioon (mg/L) ja klorofüllü kontsentratsioon (mg/m³) (Arroyo Pedrero 2009). Peale satelliitproduktide töötlust interpoleeritakse need programmiga Surfer¹⁴ 100 meetrise lahutusega võrgule, tagamaks võrreldavus MODIS produktidega. Võrreldes FUB ja C2R algoritme teiste omataolistega on kindlaks tehtud, et need on Läänemeres heljumi kontsentratsiooni määramiseks kõige sobilikumad (Kratzer jt 2008, Vaičiūtė jt 2012, Attila jt 2013).

4.3.2 MODIS satelliitandmete töötlus

MODIS 250 meetrise lahutusega produktidele ei ole loodud standardseid algoritme, leidmaks vee kvaliteedi parameetreid. Kirjandusest võib leida mitmeid empiirilisi seoseid MODIS kanalite 1 ja 2 poolt mõõdetud peegeldunud kiirguste ning heljumi kontsentratsioonide vahel (Miller ja McKee 2004, Sipelgas jt 2006, Chen jt 2007, Wang jt 2008, Doxaran jt 2009, Chu jt 2009). Varasemate uuringute algoritmid, hindamaks heljumi kontsentratsioone, on esitatud lisas 2. Kõik eelnevad seosed on leitud erinevate atmosfääri korrektsiooni meetodite abil, seega on tegemist igas töös uuritud piirkonna jaoks spetsiifiliste algoritmidega, mida ei saa laiemas mastaabis kasutada. Antud töös on MODIS kanal 1 andmete konverteerimiseks heljumi kontsentratsioonideks loodud empiiriline algoritm spetsiaalselt uuritava piirkonna jaoks. Esmalt teostati atmosfääri korrektsioon tumeda piksli meetodil (Campbell 1993, 1996). Meetodi põhimõte seisneb asjaolul, et enamus tumedatelt

¹³ IOP- *Inherent Optical Properties*- Optiliselt aktiivsed ained

¹⁴ Surfer- kaarditarkvara teadlastele URL (<http://www.goldensoftware.com/products/surfer>)

objektidelt sensorini jõudnud nähtava valguse signaalist on põhjustatud atmosfääri poolt. Eeldatavalt on uuringu piirkonda jääva kõige tumedama pinna kiirgus võrdne nulliga ning sensorini jõudev kiirgus iseloomustab ainult atmosfääris hajunud kiirgust (Hadjimitsis jt 2010). Selle lihtsa ja tõhusa meetodi abil saab teostada MODIS kanal 1 andmetele piisava korrektsiooni, kuid seda vaid juhul, kui tegu on pilvevabade piltidega. Operatiivsuse seisukohast on tumeda piksli meetod eelistatum, võrreldes keerukamate tehnikatega, mis vajavad sisendina meteoroloogilisi andmeid. Tumeda piksli meetodi korral tulenevad kõik sisendparameetrid pildist endast ning töötlus on kiire ning sõltumatu (Hadjimitsis jt 2004). Peale atmosfääri korrektsiooni teostamist interpoleeritakse produkt programmiga Surfer¹⁵ 100 meetrise lahutusega võrgule, tagamaks uuritava piirkonna võimalikult täpne ülevaade ning võrreldavus MERIS produktidega.

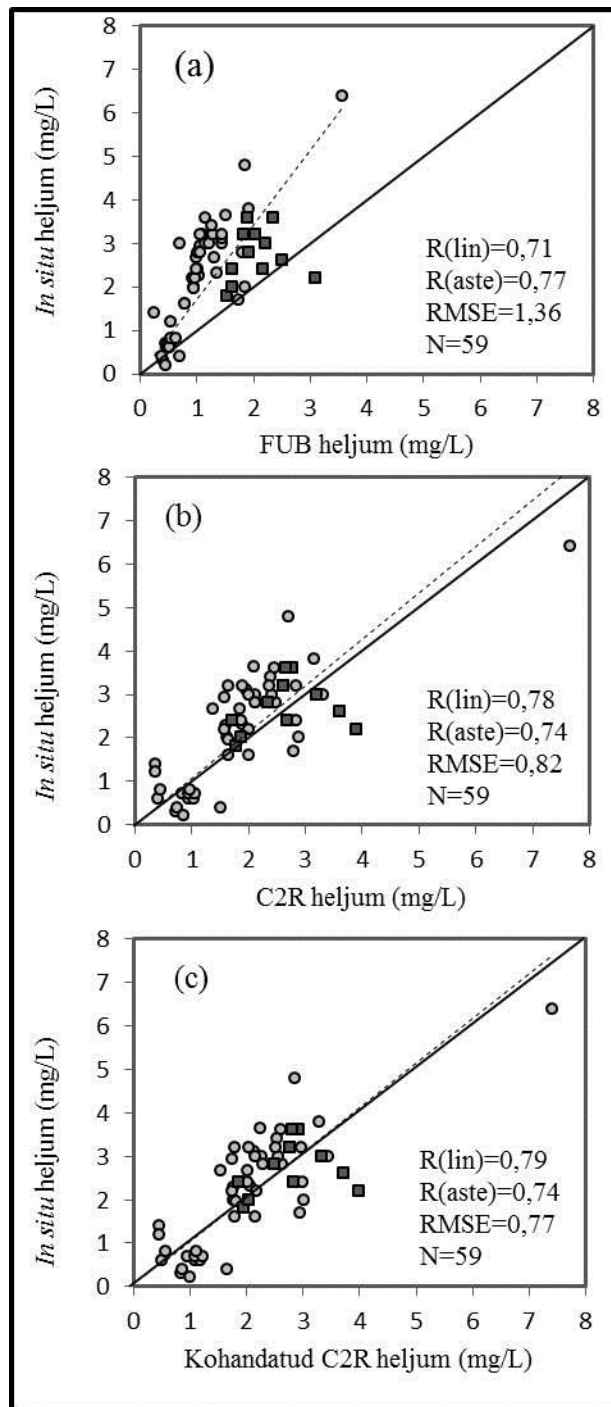
4.4 Satelliitandmete kalibreerimine ja valideerimine

Läänemere piirkonnas esineb sageli pilvisust mistõttu on väga keeruline koguda satelliitandmeid, mis ajaliselt sobituksid kontaktmõõtmistega. Sellest tulenevalt oli satelliitandmete valideerimiseks vajaminevaid mõõtmistega samaaegseid pilte piiratud arv. Kogu uuringu perioodist oli võimalik koguda 9 täiesti pilvevaba satelliitpilti, mis on üles võetud samaaegselt välitöödega. Ajaliselt on nende viie pildiga kaetud kõik neli aastaaga: 11.08.2004, 25.07.2008 ja 18.07.2011 suvest; 09.09.2009 sügisest; 21.02.2009 talvest; ning 17.04.2004, 18.04.2005, 28.04.2010, 2.05.2013 kevadest.

MERIS andmetest C2R ja FUB protsessoritega saadud heljumi kontsentratsioone võrreldi välijaamadest võetud 59 proovi tulemusega kuupäevadest 21.02.2009, 09.09.2009, 28.04.2010, 18.07.2011, 25.07.2008 ja 09.09.2009. Lisaks on proovitud parametrizeerida heljumi algoritmi C2R protsessoris, kohaldades protsessori empiirilist seost tagasihajumiskoefitsiendi lainepikkusel 443 nm ja

¹⁵ Surfer- kaarditarkvara teadlastele URL(<http://www.goldensoftware.com/products/surfer>)

heljumi kontsentratsiooni vahel. Teisendamistegureid C2R standard protsessorile ja korrigeeritud konverteerimistegureid, mis põhinevad meie andmestikule, võib näha tabelis 2. Erinevate protsessoritega saadud heljumi kontsentratsiooni täpsuse hindamiseks arvutati *in situ* mõõtetulemuste ning MERIS satelliitandmete vahel ruutkeskmine viga (RMSE) ja korrelatsioon (R), kasutades lineaarset ja astmelist funktsiooni (graafik 1)

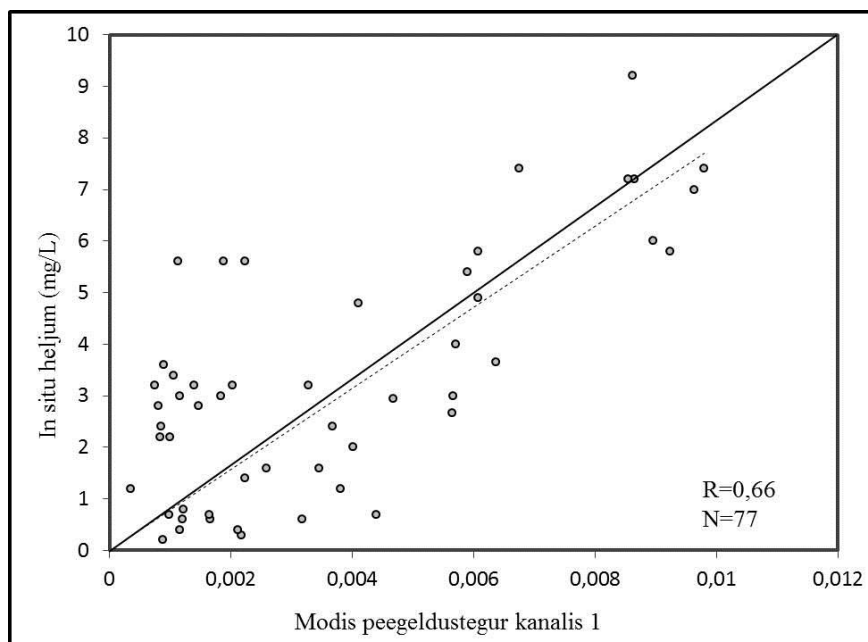


Graafik 1: Hajuvus *in situ* heljumi mõõtmiste ja MERIS heljumi kontsentratsioonide vahel Pakri lahes, töödeldud protsessoritega a) FUB, b) C2R ja c) kohandatud C2R. Lineaarne regressioon on tähistatud punktiirjoonega.

Tabel 2: Konverteerimistegur TSM kontsentratsioonide arvutamiseks Ümberhindamise tegur on saadud kasutades *in situ* heljumi ning MERIS satelliitandmetelt mõõdetud heljumi ($bb_{TSM(443)}$) vahel regressioonanalüüsi.

Protsessor	Väljund valem
C2R	$1,72 * bb_{TSM(443)}$
C2R kohaldatud meie andembaasi põhjal	$69 * bb_{TSM(443)}^{0,92}$

MODIS andmete valideerimiseks kasutati välitööde käigus kogutud 77 mõõtetulemust, leidmaks seost TSM kontsentratsiooni ning MODIS kanal 1 väärtuste vahel kuupäevadel 17.04.2004, 11.08.2004, 18.04.2005, 21.02.2009, 09.09.2009, 28.04.2010, 18.07.2011, 09.09.2009 ja 2.05.2013 (Graafik 2). Andmete konverteerimise käigus leiti MODIS kanali 1 ja välitöödekäigus mõõdetud heljumi kontsentratsioonide vahel korrelatsioon ($R=0,66$) ning empiiriline algoritm heljumi kontsentratsiooni määramiseks: $heljum = (kanal_1 - tumedaima\ piksli\ väärtus(kanal_1)) * 571,8$.



Graafik 2: Hajuvusdiagramm, veeproovidest mõõdetud TSM väärtuste ja MODIS peegeldustegurite omavaheline sõltuvus (korrelatsiooniga $R=0,66$).

4.5 Kuu keskmiste kaartide koostamine.

Kuu keskmised heljumi kontsentratsioonide kaardid kogu Eesti rannikumere kohta on koostatud perioodi 2006-2011 aastate pilvevabadest C2R protsessoriga töödeldud MERIS produktidest (Joonis 2). Keskmistest on välja jäetud süvendustööde periood: 2008. aasta juuli, august ning september. Keskmised kaardid iseloomustavad heljumi kontsentratsiooni ruumilisi ning ajalisi jaotusi väljaspool süvendusperioodi ning on mõjutatud vaid looduslikest protsessidest. Hindamaks 2008. aasta süvendustööde põhjustatud keskkonnamõjusid Pakri lahes ning võrdlemaks omavahel MERIS ning MODIS satelliitprodukte koostati sadama piirkonna kuukeskmised süvendustööde aegsed heljumi kaardid mõlema sensori produktidest. Lisaks hinnati satelliitandmete põhjal kaheksas Eesti sadamas heljumi kontsentratsiooni ning selle muutlikust (Joonis 3).

4.6 Süvenduse mõju hindamine Pakri lahes.

Pakri lahes paikneva Paldiski lõunasadama (Lisa 3) süvendustööd algasid 2008. aasta juulis ning lõppesid sama aasta detsembris. Kuu keskmised süvendusmahud olid suurimad augustis ning septembris, mil sadama juhtkonnalt saadud andmete kohaselt ületasid need 200000 m³. Süvendusperioodist juulist septembrini õnnestus koguda 14 pilvevaba MODIS ning MERIS satelliitprodukti. Oktoobris, novembris ning detsembris ei esinenud antud piirkonnast ühtegi sobilikku satelliitpilti. Just sagedase pilvkatte tõttu on kaguseire kasutus, hilissügiste süvenduste seireks Eesti rannikumeres, komplitseeritud. Hindamaks süvenduse põhjustatud hägusust on MODIS ning MERIS andmetest koostatud süvenduse perioodist heljumi kuu keskmised kaardid ning need on lahutatud loodusliku fooni kirjeldavatest kuukeskmistest kaartidest (MERIS produktid, aastatest 2006-2011). Erinevus fooni ning süvendustööde aegsete kaartide vahel väljendab süvenduse põhjustatud heljumi kontsentratsiooni kasvu. Nende kaartide abil on võimalik määrata millises ulatuses süvendus vee kvaliteeti on mõjutanud. Samas põhjuseid, miks heljumi

kontsentratsioonid erinevad foonist, on mitmeid. Esiteks võib see tuleneda algoritmi võimalikust veast ning samuti looduslikust heljumi kontsentratsiooni varieeruvusest. Sellest tulenevalt tuleb leida läviväärtus, millest suuremaid kontsentratsioone arvestatakse kui süvenduse mõju.

4.7 Madala rannikuala seire

Madalate rannikualade seires tuleb arvestada merepõhja mõjuga. Pakri lahe lõunaosa on väga madal, kohati 1-2m sügav, samas kui lahe põhjapoolne piirkond on mitukümmend meetrit sügav (Lisa 4). Töö käigus võis märgata, et lahe lõuna piirkonnast satelliidini jõudev signaal on merepõhjast häiritud. Läbipaistva veesamba korral merepõhja enda peegeldusest või siis tuule poolt tekitatud resuspensioonist (Loisel jt 2013). Antud töös kasutatud algoritmid heljumi kontsentratsiooni hindamiseks MERIS ja MODIS andmetest põhinevad erinevatel spektrikanalitel. MODIS sensori poolt kogutud signaali puhul (lainepikkusel 620-670 nm) ei oma merepõhi nii suurt mõju kui MERIS produktide korral, mil sensori signaalid pärinevad lainepikkustelt 443 nm ning Pakri lahe piirkonnas on merepõhja mõju märgatav (Joonis 5). Madalast veest põhjustatud andmete müra limiteerimiseks on kasutatud antud piirkonna sügavuse andmeid ning maskeeritud alad, kus sügavus jääb alla 4 meetri. Isegi kui põhja enda peegeldustegurit oleks võimalik korrigeerida sõltuvalt selle iseloomust, siis loodusliku resuspensiooni elimineerimiseks on mõistlik madalad alad maskeerida.

5. TULEMUSED

5.1 Hinnang satelliitandmetest tuletatud heljumi väärtustele võrrelduna kontaktmõõtmistega

FUB ja C2R protsessoritega saadud heljumi kontsentratsiooni täpsuse hindamiseks, kasutades MERIS satelliitandmeid, arutati ruutkeskmine viga (RMSE), standardhälve (SD), kõrvalekalle keskmisest (bias) ja determinatsioonikordaja (r^2), kasutades lineaarset ja astmelist funktsiooni (Tabel 3). Tabelist võib näha, et mõlemad protsessorid esitavad muutusi heljumi kontsentratsioonides küllaltki täpselt. Rakendades lineaarset regressiooni saadi FUB korral determinatsioonikordaja (r^2) 0,51, C2R-i jaoks 0,61 ning kohandatud C2R protsessori puhul oli see võrdne 0,62. Juhul kui determinatsioonikordaja leiti astme funktsiooni (*power function*) rakendades oli r^2 FUB-i jaoks 0,77 ning kohandatud ja standardse C2R protsessori korral 0,74. Standardhälve (SD) FUB protsessori jaoks oli 0,85 mg/L, C2R ja kohandatud C2R korral vastavalt 0,77 mg/L ning 0,75 mg/L. Kõik protsessorid alahindavad tegelikke heljumi väärtuseid ning kõige suuremad erinevused esinevad FUB-i korral, mil keskmine kõrvalekalle (bias) oli -1,06. Standardse ja kohandatud C2R protsessori korral oli see vastavalt vaid -0,28 ja -0,15 mg/L. Samuti ruutkeskmine viga (RMSE), mis FUB-i jaoks oli 1,36 mg/L, ületas vastavaid C2R protsessoriga saadud väärtuseid. Standardse C2R-i puhul oli RMSE 0,82 mg/L ja kohandatud C2R protsessori jaoks 0,77 mg/L.

Lisaks antud töö tulemustele on tabelis 3 ära toodud ka varasemate uuringute käigus kogutud *in situ* mõõtmiste ja satelliitandmete omavaheliste võrdluste tulemused. Näiteks Vaičiūtė jt (2012) töös saadi Leedu rannikumeres teostatud uuringus ruutkeskmine viga (RMSE) C2R jaoks 5,43 ning FUB jaoks 4,25. Mõlemad väärtused ületavad käesolevas töös saadud tulemusi. Kratzer jt (2008) poolt teostatud uuringus Rootsi rannikumeres alahindas FUB tõelisi väärtusi vaid 16 %, võrreldes antud tööga, kus sama protsessor alahindas 45,8 % võrra. C2R protsessoriga saadud

tulemused antud töös alahindasid tõelisi väärtusi vaid 12,2 %, samas Kratzer jt(2008) töös ülehindas antud protsessor tõelisi väärtusi 28% võrra. Attila jt(2013) teostatud uuringus Soome rannikumeres saadi C2R protsessoriga antud tööga üsna sarnased tulemused, vastavalt RMSE antud töös oli 0,82 ning Attila töös 0,86.

Kokk võtteks võib öelda, et antud töös kasutatud andmete kohaselt hindavad mõlemad MERIS protsessorid (C2R ja FUB) muutusi heljumi kontsentratsioonides adekvaatselt. Samas võrreldes ruutkeskmist viga ning kõrvalekallet keskmistest võib järeldada, et C2R protsessoriga töödeldud produktid annavad parema tulemuse. Millest tulenevalt on edasises analüüsis ning kuu keskmiste kaartide koostamisel kasutatud C2R protsessoriga töödeldud andmeid.

Tabel 3: Ruutkeskmine viga (RMSE), standardhälve (SD), kõrvalekalle keskmisest (bias), keskmine absoluutne kõrvalekalle ja determinatsioonikordaja (r^2), kasutades lineaarset funktsiooni on leitud satelliit- ning *in situ* andmete vahel, erinevate uuringute korral.

Uuring	Piirkond	Protsessor	RMSE	SD (mg/L)	Keskmine kõrvalekalle	Keskmine absoluutne kõrvalekalle	r^2 (lineaarne)	Üle-/ alahinnang (%)
Raag jt 2014	Eesti (C)	C2R	0,82	0,77 (-)	-0,28	2,65	0,61	-12,2
Raag jt 2014	Eesti (C)	C2R kohandatud	0,77	0,75 (-)	-0,15	2,53	0,62	-11,9
Raag jt 2014	Eesti (C)	FUB	1,36	0,85 (-)	-1,06	3,39	0,51	-45,8
Vaičiūtē jt 2012	Leedu (C)	C2R	5,43	1,89 (-)	-	4,05	0,53	-
Vaičiūtē jt 2012	Leedu (C)	FUB	4,25	4,04 (-)	-	3,93	0,87	-
Kratzer jt 2008	Rootsi (O)	MERIS stand.	-	-(43%)	-	-	-	28
Kratzer jt 2008	Rootsi (C)	FUB	-	-(6%)	-	-	-	-16
Kratzer jt 2008	Rootsi (O)	FUB	-	-(23%)	-	-	-	-50/-60
Attila jt 2013	Soome (C)	C2R	0,86 (59%)	-	0,39	-	0,76	32,9
Attila jt 2013	Soome (C)	C2R kohandatud	0,73 (50%)	-	-	-	0,83	-

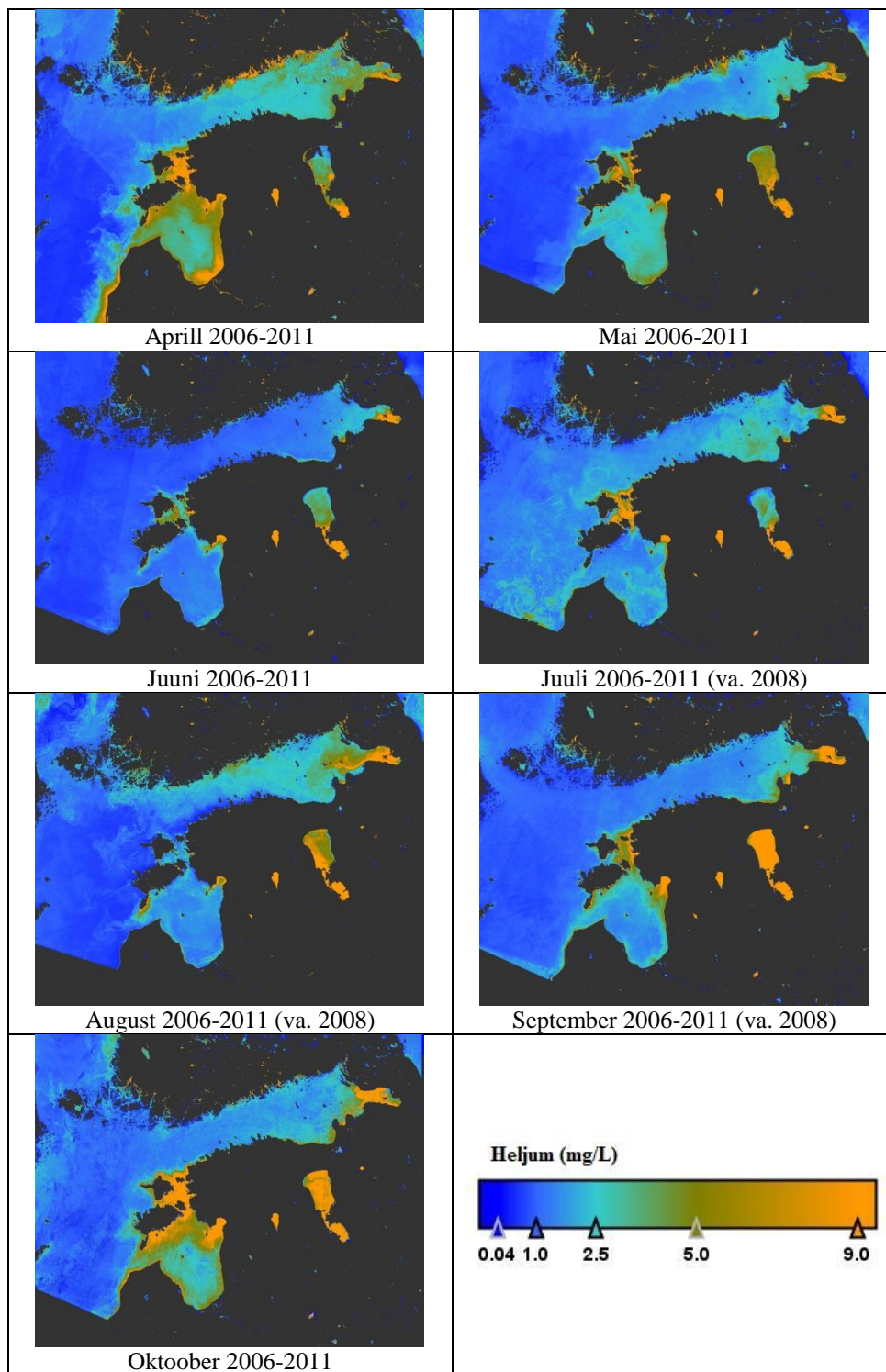
MODIS-e poolt mõõdetud 250 m lahutusega andmed on süvenduse mõju hindamiseks rannikuvetes ainsad sobilikud peale MERIS sensori töötamise lõppu. Uuringutes, mis on teostatud kõrge heljumi kontsentratsiooniga (kuni 60 mg/L) piirkondades, on leitud väga head korrelatsioonid *in situ* mõõtmiste ja MODIS kanal 1 kiirguste vahel (Doxaran jt 2013, Miller ja McKee 2004). Läänemere vetes on heljumi kontsentratsioonide varieeruvus aga oluliselt väiksem ning sellest tulenevalt võib MODIS kanal 1 kiirguste kasutamine ka komplitseeritum olla (Kutser jt 2007). Kutser jt (2007) uuringus saadi determinatsioonikordaja (r^2) võrdseks 0,5192, kuid regressioon näitas, et väiksemad väärtused kui 2,96 mg/L kohta olid satelliitandmetelt võrdsed nulliga. Antud töö determinatsioonikordaja (r^2) on võrdne 0,43-ga ning siinkohal oli satelliidi pealt tuvastatavad ka väiksemad kontsentratsioonid.

5.2 Kuu keskmised heljumi kaardid

Lõputöö üheks eesmärgiks on hinnata süvenduse põhjustatud muutusi heljumi kontsentratsioonis, võrrelduna loodusliku fooniga. Loodusliku taseme määramiseks on arvatud kuu keskmised heljumi kontsentratsioonikaardid ajavahemikust 2006-2011.

Analüüsides kuu keskmiseid kaarte (Joonis 2) võib tuvastada kogu Eesti ranniku ulatuses suuri hooajalisi muutuseid. Kõrgeimaid kontsentratsioone on täheldatud aprillis, mil toimub fütoplanktoni kevadõitseng (Schneider jt 2006, Koponen jt 2007). Suurimad heljumi väärtused Liivi ja Soome lahe avaosas esinesid juulis ning augustis, mis omakorda on seotud sinivetika kogumitega, mida suvisel perioodil Läänemeres üsna sageli esineb (Kononen 1992, Kahru 1997, Laanemets jt 2006, Suikkanen jt 2007). Heljumi kontsentratsioonide suuremad väärtused oktoobris on põhjustatud tuulepinge kasvust (Keevallik ja Soomere 2009). Madalamates piirkondades, näiteks Lääne-Eesti saartevahelisel alal ning samuti Liivi lahes, põhjustab heljumi kontsentratsioonide tõusu tuule poolt tekitatud resuspensioon (Danielsson jt 2007, Raudsepp jt 2011). Soome lahe idaosas esinesid kogu hooaja

vältel kõrged heljumi kontsentratsioonid. Peamiseks põhjuseks võib pidada Neeva jõest pärineva toitainerikka jõevee voolu lahte (Pitkänen ja Tamminen 1995). Madalaimad heljumi kontsentratsiooni väärtused esinesid juunis, peale kevadõitsengut, mil toitained eufootses tsoonis on ära tarbitud. Suurimad heljumi kontsentratsioonide ruumilised muutused esinesid Lääne-Eesti saarte vahelisel alal ning Pärnu lahes. Mõlemad piirkonnad on suhteliselt madalad ja suletud ning tuulte poolt tekitatud resuspensioon on oluline tegur (Raudsepp jt 2011).

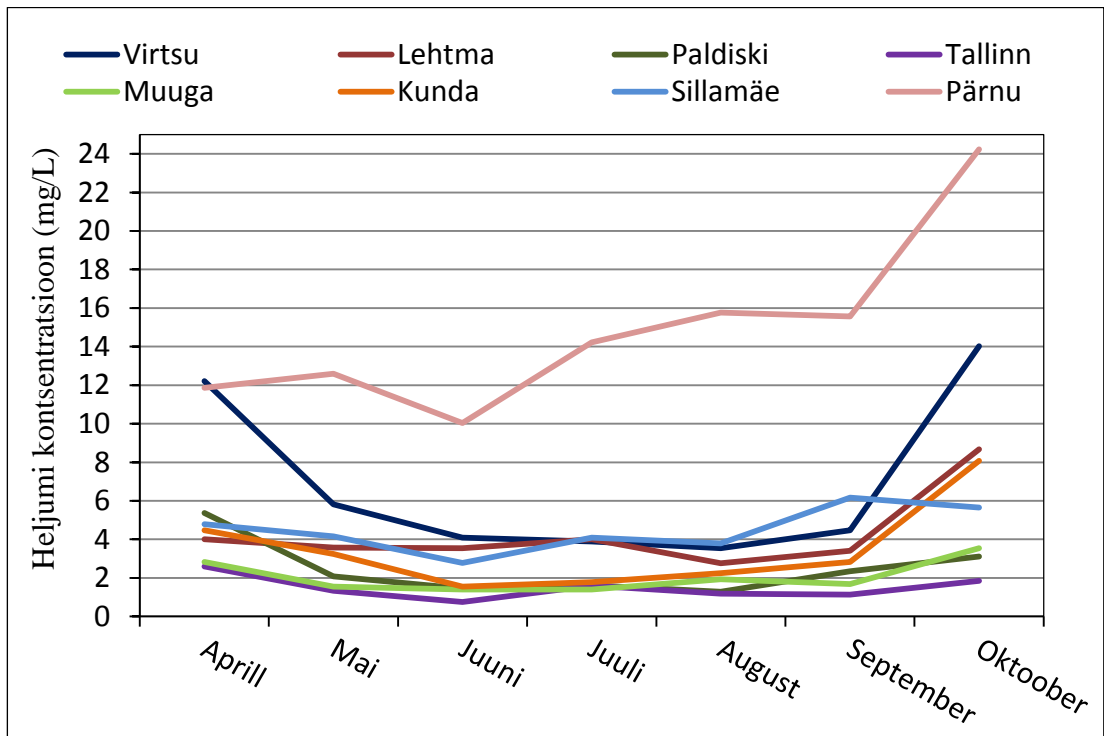


Joonis 2: Heljumi fooni kaardid, perioodi 2006-2011 kuukeskmised, väljaarvatud 2008 aasta süvendusperiood.

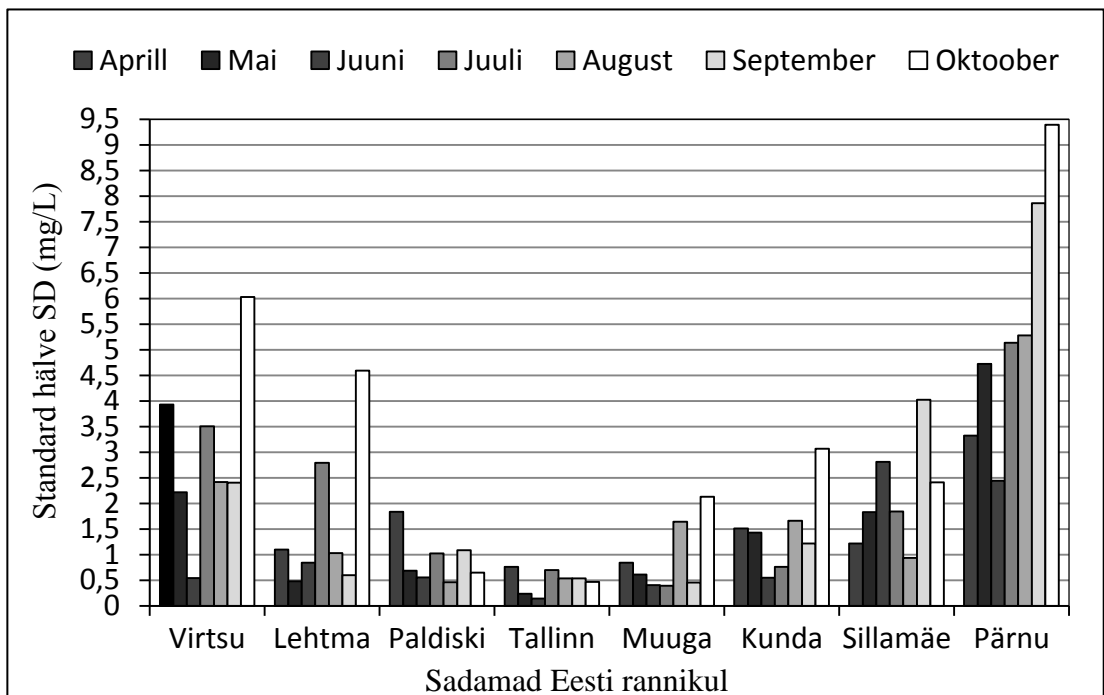
Kuukeskmiseid kaarte on kasutatud ka hindamaks heljumi kontsentratsioonide varieeruvust kaheksas Eesti sadamapiirkonnas (Joonis 3 ja 4, Lisa 3). Joonis 3 kujutab kuukeskmiseid heljumi kontsentratsioonide muutuseid aprillist oktoobrini, aastatel 2006-2011. Antud jooniselt võib sarnaselt joonisele 2 tuvastada kevadõitsengu perioodil kõikides piirkondades märgatavalt kõrgemaid heljumi väärtuseid. Aprilli kõrgeim kontsentratsioon (12 mg/L) esines Virtsu sadama piirkonnas. Samuti on jooniselt 3 tuvastatavad veidike kõrgemad kontsentratsioonid juulis, peale suvist miinimumi. Septembris ning oktoobris on märgatav resuspensiooni poolt põhjustatud heljumi kontsentratsiooni kasv pea kõikides uuritavates sadamates. Seda teooriat kinnitavad Lehmann jt (2011) ning Keevallik ja Soomere (2010) poolt teostatud tuuleandmete analüüsid, mis näitavad keskmise tuulekiiruse kasvu 7-8 m/s suve- ning >10 m/s sügisperioodil. Kõige drastilisem oli kontsentratsioonide kasv Pärnu ning Virtsu sadamas, mis paiknevad üsna madalas merekeskkonnas. Eelpool mainitud faktorid põhjustavad kõik hooajalisi muutuseid, mille iseloomustamiseks on leitud perioodi 2006-2011 kuukeskmiste väärtuste standardhälbed.

Väikseimad hooajalised varieeruvused (0,75 kuni 3,5 mg/L) heljumi kontsentratsioonides esinesid Soome lahe lõunakaldal paiknevate Tallinna ja Muuga sadamate lähistel (Joonis 3). Standardhälve mõlemas piirkonnas jäi vahemikku 0,14 kuni 2,1 mg/L, iseloomustades väikest aastast muutlikust (Joonis 4). Soome lahe ida- ning lääneosas esinesid suuremad hooajalised muutused. Kõrgeid heljumi kontsentratsioone võis märgata kevadõitsengu perioodil ning lahe idaosas septembris ja oktoobris. Näiteks mõõdeti suveperioodil Paldiski ja Kunda sadamate piirkondades kuukeskmistel kaartidel heljumi väärtused <2,5 mg/L. Samas kui kevadõitsengu ajal oli mõlemas sadamas keskmine heljumi kontsentratsioon üle 4,5 mg/L kohta. Seotust kevadõitsenguga kinnitavad ka MERIS andmed, millelt oli võimalik tuvastada aprillis nende kahe sadama lähistel kõrge klorofüll *a* kontsentratsioonid. Kunda sadama lähistel toimus silmnähtav heljumi kontsentratsiooni tõus (8 mg/L) oktoobris (Joonis 3). Siinkohal iseloomustas suurt varieeruvust ka standardhälve (SD), mis oli oktoobris Kunda sadama piirkonnas >3

mg/L, samas kui Paldiskis jäi see <0,65 mg/L (Joonis 4). Hiiumaal paikneva Lehtma ning Soome lahe idaosas paikneva Sillamäe sadama lähistel mõõdeti suveperioodil heljumi kontsentratsiooniks keskmiselt 2,5-4,5 mg/L. Oktoobris täheldati Lehtmas heljumi kontsentratsiooni tõusu (8,6 mg/L) ning samuti mõõdeti Sillamäel septembris ja oktoobris heljumi kontsentratsioone, mis ulatusid kõrgemale kui 5,5 mg/L. Sellised sügisesed kontsentratsiooni tõusud on suure tõenäosusega põhjustatud tuule pinge kasvust (Danielsson jt 2007). Standardhälve Lehtma sadama lähistel oli enamuse aastast $\leq 1,1$, erandiks juuli, mil SD tõusis 2,8 mg/L ning oktoober, kus SD oli võrdne 4,6 mg/L. Juulikuine muutus on tingitud Soome lahe suudmes välja kujunenud sinivetikate õitsengust, mis sageli ulatub Hiiumaa rannikuni, põhjustades heljumi muutlikust (Vahtera jt 2005, Seppälä jt 2007). Oktoobris on suurem SD väärtus põhjustatud tuule pinge kasvust ning suurenenud resuspensioonist. Sillamäe sadama lähistel jäi SD kevad- ning suveperioodil vahemikku 0,93-2,8 mg/L, kuid septembris oli selle väärtuseks 4,0 mg/L. Suurim hooajaline muutlikus heljumi kontsentratsioonis tuvastati Virtsu sadama lähistel (Joonis 4). Aprillis ja oktoobris kasvasid heljumi kontsentratsioonid kuni 12 mg/L, kuid augustis olid need vaid 3,5 mg/L. Lisaks oli ka SD suurem kui 2 (väljaarvatud juunis), mis samuti iseloomustab suurt aastast muutlikust. Suurimad keskmise heljumi kontsentratsiooni väärtused mõõdeti Pärnu lahes (10,04-24,23 mg/L) ning SD antud piirkonna jaoks oli 2,4 kuni 9,3 mg/L. Pärnu laht on suletud ja madal ning isegi väike tuul võib põhjustada tugevat põhjasetete resuspensiooni (Danielsson jt 2007). Suuri muutuseid heljumi kontsentratsioonis põhjustab ka Pärnu jõgi, mille suue paikneb lahe kirde osas (Laznik jt 1999).



Joonis 3: Kuukeskmised heljumi kontsentratsioonide varieeruvused kaheksas Eesti sadamas (sadamate asukohti võib näha Lisas 3).



Joonis 4: Kuukeskmiste heljumi kontsentratsioonide standardhälve kaheksas Eesti sadamas.

5.3 Süvenduse mõju Pakri lahele

Käesoleva magistritöö viimaseks eesmärgiks oli hinnata Paldiski lõunasadamas süvendustööde käigus ületõstetud heljumi ruumilist jaotust Pakri lahes. Pakri laht on looduslikult väga mitmekesine ning liigirikas piirkond ja kuulub suures osas NATURA 2000¹⁶ alade võrgustikku.

Joonisel 5 on toodud süvendusaegsed kuukeskmised kaardid aastast 2008, arvutatuna MODIS ning MERIS produktidest. Kõikidel kaartidel on täheldatav heljumi kontsentratsiooni kasv nii sadama piirkonnas kui ka lahe madalamates osades. Võrreldes omavahel MERIS ning MODIS andmeid võis täheldada, et MODIS alahindas madalates piirkondades heljumi kontsentratsioone samas tuvastas sadama piirkonnas kõrgemaid väärtuseid kui MERIS (Joonis 5). Eesmärgiga elimineerida merepõhja ja looduskiku resuspensiooni tagajärjel tekkinud mittevajalik info ning hinnata vaid süvendustööde poolt põhjustatud heljumi kontsentratsioonide tõusu, on madalad piirkonnad (madalam kui 4m) maskeeritud.

Peale maskeerimist saadud tulemused on esitatud joonisel 6. Võrreldes MODIS ja MERIS süvendusaegseid keskmiseid kaarte sadama piirkonnas võib märgata et MODIS ülehindab süvenduse mõju (Joonis 6). MERIS produktide töötusalgoritmi atmosfääri korrigeerimine on täpsem kui MODIS produktidega teostatud musta piksli meetod ning sellest tulenevalt võib eeldada, et MERIS andmetest koostatud kaardid iseloomustavad tegelikku olukorda paremini. MODIS ning MERIS produktide heljumi kontsentratsioonide omavahelist varieeruvust illustreerivad erinevuste kaardid (Joonis 6; MODIS-MERIS). Arvestatavaks on võetud suuremad erinevused kui 2 mg/L kohta, millest väiksemaid väärtuseid ei tooda esile.

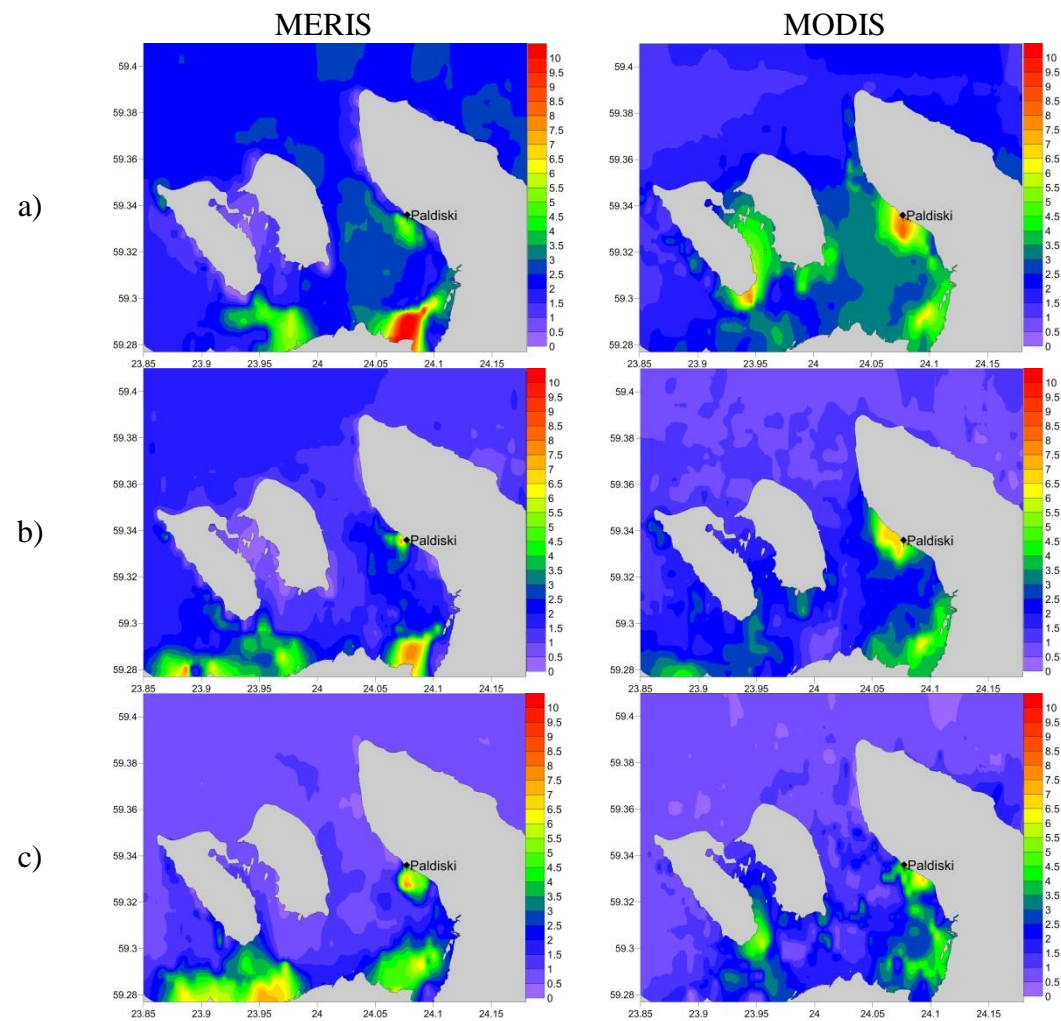
Juuli ja augusti kuu keskmistelt kaartidelt võib täheldada, et lahe üldine heljumi tase on MODIS andmete kohaselt süstemaatiliselt madalam (0,5-1,5 mg/L) võrreldes MERIS andmetega (1,5-2,5 mg/L). 2008. aasta septembris on mõlema sensori poolt mõõdetud andmete kohaselt üldine heljumi tase Pakri lahes stabiilselt madal (~0,5

¹⁶ NATURA 2000 - üle-euroopaline kaitstavate alade võrgustik, mille eesmärk on tagada haruldaste või ohustatud lindude, loomade ja taimede ning nende elupaikade ja kasvukohtade kaitse.

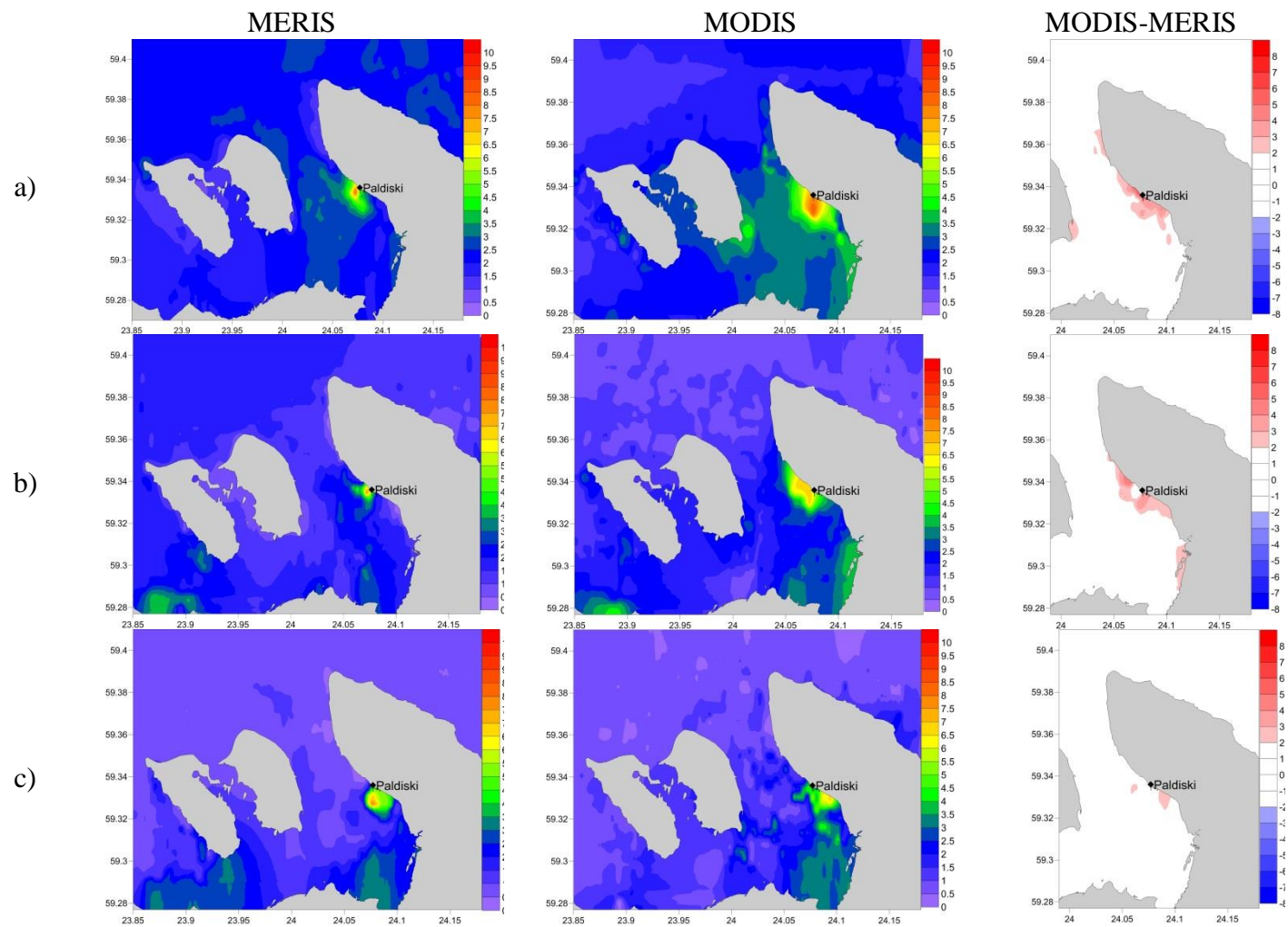
mg/L), põhjuseks võib olla asjaolu, et 2008. aasta septembri tuuleolud olid tavapärasest nõrgemad.

Samuti esinesid väikseimad erinevused MERIS ning MODIS produktide vahel just septembris, mil MODIS sensor tuvastas sadamast lõuna pool ainult veidike kõrgemad heljumi kontsentratsiooni väärtused kui MERIS.

Oluliselt suuremaid erinevusi võib märgata juulis ja augustis, mil MODIS produktide tulemused näitasid laiaulatuslikumaid kontsentratsioonide tõuse sadamat ümbritsevatel aladel (Joonis 6).



Joonis 5: Maskeerimata kuukeskmised heljumi kontsentratsiooni kaardid MERIS ja MODIS produktidest, 2008 aasta a) juuli, b) augusti ja c) septembri jaoks.



Joonis 6: Maskeeritud kuukeskmised heljumi kaardid MERIS ja MODIS produktidest ning nende erinevuste kaart, 2008 aasta a) juuli, b) augusti c) septembri jaoks.

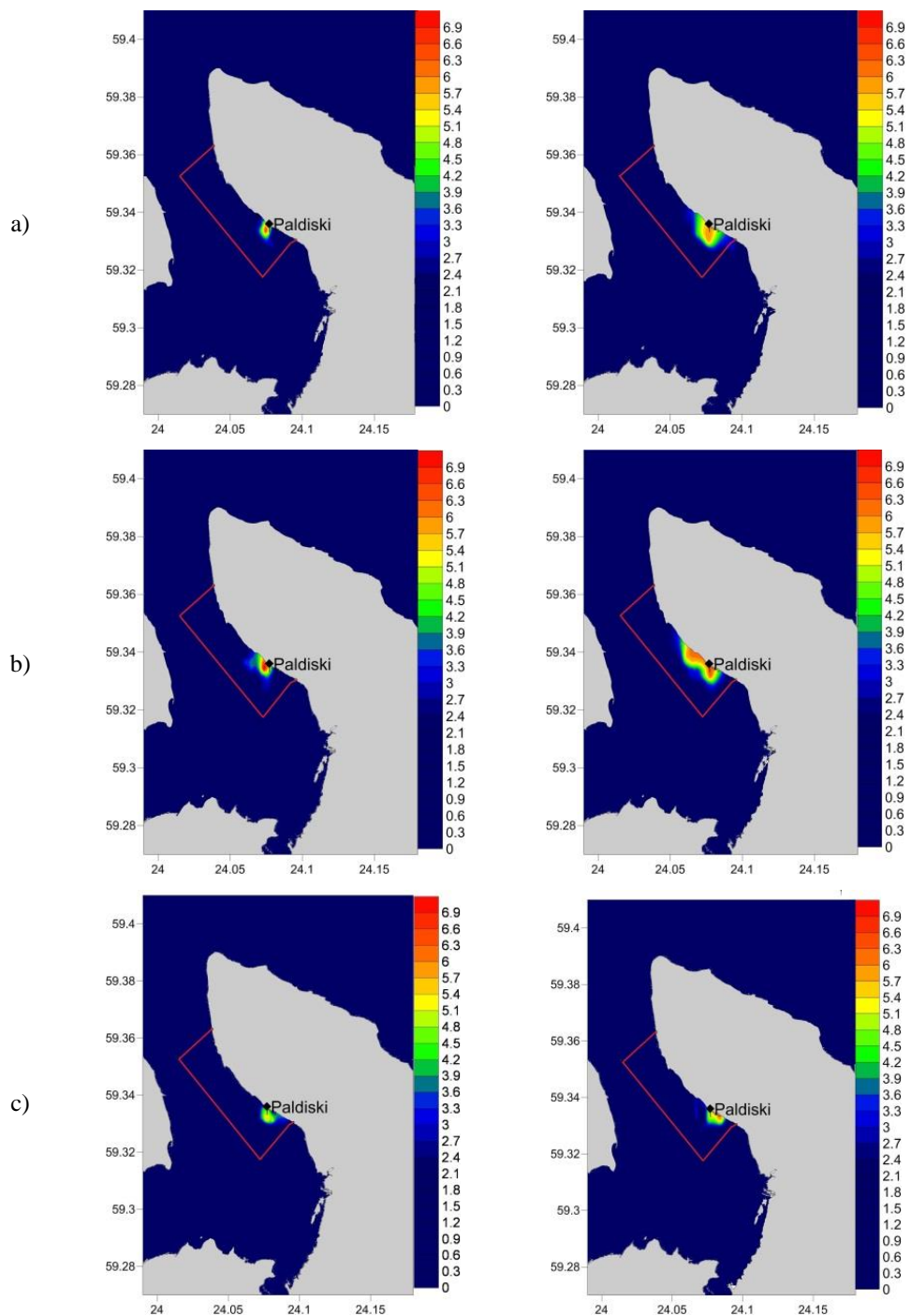
Hindamaks piirkonna ulatust, kus heljumi kontsentratsioonid on süvenduse käigus tõusnud, on süvendustööde aegseid kaarte (Joonis 6) võrreldud MERIS produktidest koostatud fooni kaartidega (Joonis 2). Heljumi kontsentratsioonide erinevused foonist 2008. aasta juulis, augustis ning septembris on esitatud joonisel 7.

Pakri lahe heljumi foon, MERIS kuukeskmiste kaartide põhjal, jäi juulist septembrini vahemikku 1,36 – 2,01 mg/L ning standardhälve, kirjeldamaks süvendustööde välise perioodi heljumi kontsentratsioonide varieeruvust, oli juulist septembrini ~0,72 mg/L. Kontaktmõõtmiste kohaselt jäid heljumi kontsentratsioonid Paldiski lõunasadama lähistel 2008. aasta juulist septembrini vahemikku 2-29 mg/L ning mõõtmiste standardhälve oli 7,87 mg/L. Heljumi kontsentratsiooni erinevused foonist võivad tuleneda algoritmi veast (RMSE=0,82) ning samuti looduslikust heljumi kontsentratsiooni varieeruvusest (1,44 mg/L). 95% analüüsis kasutatud heljumi kontsentratsiooni väärtuseid jäid kahekordse standardhälbe piiridesse. Sellest tulenevalt võiks kahekordse SD väärtus ($2 \times 0,72$ mg/L) sobida kirjeldamaks looduslikku varieeruvust, kuid siinkohal tuleb silmas pidada ka algoritmi viga. Eelnevast järeldatuna arvestatakse võimalikuks süvenduse põhjustatud mõjuks erinevust foonist rohkem kui 2,26 mg/L võrra.

Joonisel 7 on piirkonnad, kus kontsentratsioonid jäävad alla 2,26 mg/L, kujutatud tumesinisena. Alad kus kontsentratsioonid on üle 2,26 mg/L on arvesse võetud kui süvendustöödest mõjutatud piirkonnad. Tulemustest võib näha, et Paldiski sadama lähedal esineb süvenduskuudel foonist kõrgemaid heljumi kontsentratsioone. MODIS produktide heljumi kontsentratsioonid, võrreldes MERIS andmetega, on oluliselt kõrgemad ning laiaulatuslikumad. Seda põhjustavad erinevad algoritmid heljumi kontsentratsiooni arvutamiseks ning ka asjaolu, et kuude fooni kaardid on arvutatud MERIS produktidest.

MERIS foon - MERIS 2008

MERIS foon – MODIS 2008



Joonis 7: Erinevus heljumi kontsentratsiooni keskmistest kaartidest a) juulis, b) augustis ning c) septembris. Punane joon tähistab NATURA 2000 kaitseala piiri.

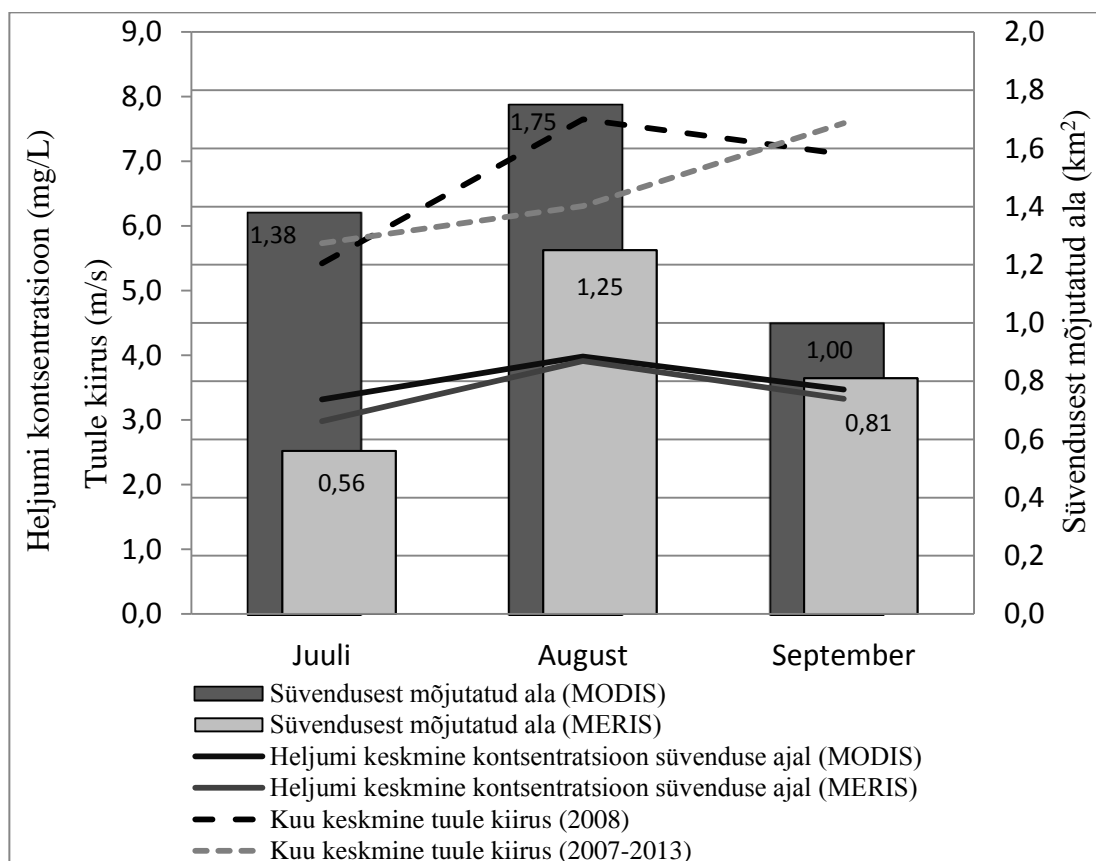
Koostatud kaartidelt on arvatud ka võimaliku mõju ulatus ruutkilomeetrites (Tabel 4, Joonis 8). Võrreldes erinevate produktide kaarte võib näha, et MODIS kaartidel on süstemaatiliselt kõrgemad heljumi väärtused. Andmed erinesid enim juulis, kui MERIS piltidelt olid muutused märgatavad 0,56 km² suurusel alal, vastavatel MODIS piltidel oli see ala 1,75 km². Septembris oli MERIS andmete kohaselt mõjuala kolme kuu võrdluses väikseim, samuti oli antud kuul erinevate produktide pindalad kõige sarnasemad (Tabel 4). Kuigi septembri süvendusmahud oli suured, esinesid 2008. aasta septembris keskmisest väiksemad tuuled (Joonis 8). Sellest tulenevalt hindasid erinevad satelliitsensorid süvenduse mõjusid kõige sarnasemalt just antud kuus. Augusti süvendusmahud ületasid septembri omi, samuti esines keskmisest tugevam tuul (Joonis 8). Ühe teooria kohaselt segab tugev tuul heljumi osakesi sügavamatesse kihtidesse (Uiboupin 2012), kuid antud olukorras püsib heljum tuule tagajärjel kauem ülemises segunenud kihis ega setti ning samaaegselt hajub laiemale alale.

Tabel 4: Keskmisest kõrgema heljumi kontsentratsiooniga (>2,26 mg/L) piirkond (km²) tuletatud MERIS keskmistest ning MERIS ja MODIS 2008 aasta süvendusperioodi kaartidest.

	MERIS	MODIS
Juuli	0,56	1,38
August	1,25	1,75
September	0,81	1

Joonisel 8 võib näha süvenduse põhjustatud heljumi kontsentratsioonide keskmiseid väärtuseid. Kuigi pindalaliselt MODIS ülehindab süvenduse mõjuala, siis keskmised kontsentratsioonid antud piirkonnas, arvatuna MODIS ning MERIS produktidest, on väga sarnased. Kõige suuremad erinevused kahe sensori mõõdetud heljumi keskmistes kontsentratsioonides esinesid juulikuus (<0,5 mg/L). Augustis, mil süvendusmaht (216000 m³) ületas septembri süvendusmahtu (144000 m³), olid mõjutatud piirkonna ulatus ning samuti keskmised heljumi kontsentratsioonid

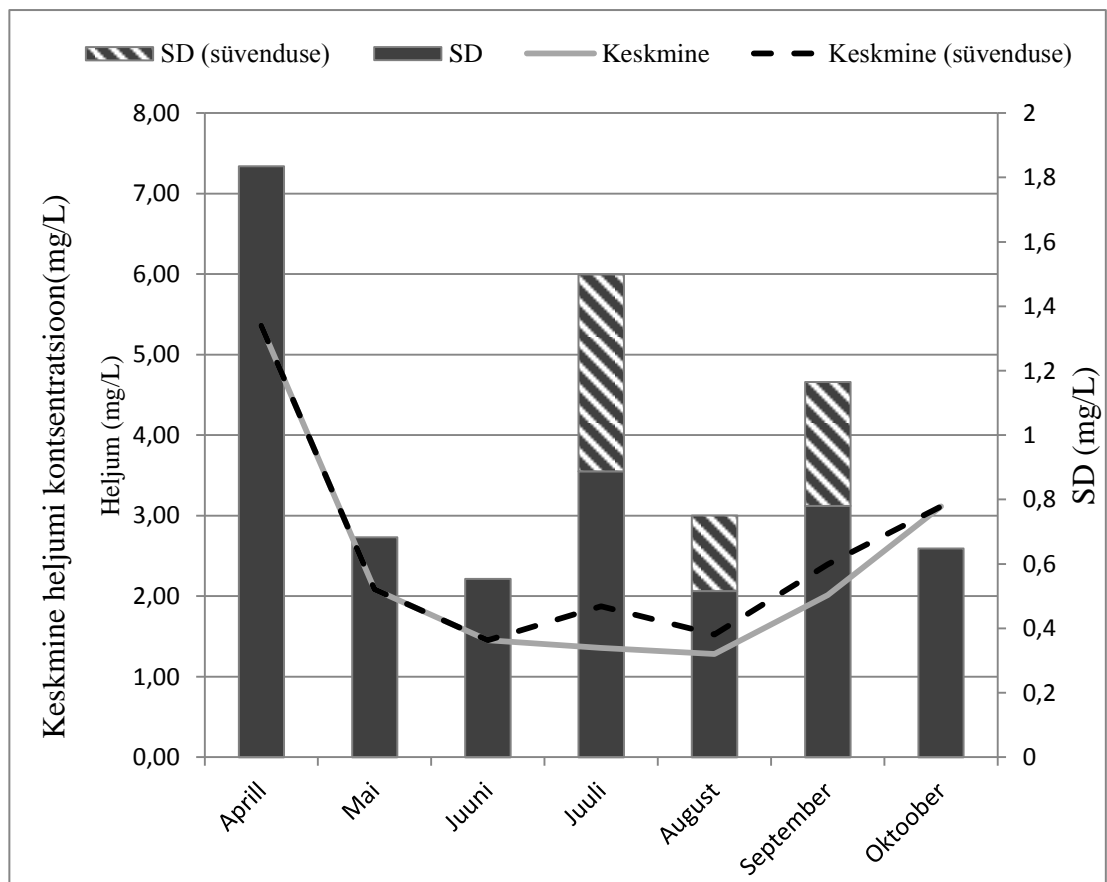
suuremad – 1,25 km² (MERIS) ning 3,91 mg/L (Joonis 7 b)). Septembris, kui keskmised tuulekiirused olid väiksemad, mõõtsid satelliitsensorid ühtlasi väiksema mõjualaga piirkonna (0,81 km² (MERIS)), kus keskmine kontsentratsioon oli 3,33 mg/L (Joonis 7 c), Joonis 8).



Joonis 8: Süvendusest mõjutatud ala ulatus (km²), Mõjutatud ala keskmine heljumi kontsentratsioon (mg/L) ning keskmised tuule kiirused süvendusperioodil ning ajavahemikus 2007-2013. (Tuule andmed: *Myocean, For the Global Ocean- The IFREMER CERSAT*)

Süvenduse mõjud on märgatavad, kui võrrelda heljumi fooni kaarte heljumi kontsentratsiooni kuukeskmiste kaartidega, kus on arvesse võetud kõik sobivad satelliitpildid perioodist 2006-2011, sealhulgas süvendustööde aegsed pildid 2008. aasta juulist, augustist ja septembrist (Joonis 9). Lisatud süvendusperioodi andmed tõstavad keskmisi heljumi kontsentratsiooni väärtuseid juulist-septembrini kuni 0,47 mg/L. Samuti on heljumi kontsentratsioonide varieeruvus sellisel juhul suurem (Joonis 9). Süvendustööde aegsete andmete lisamine fooni kaartidele tõstis septembris standardhälbe 0,67 mg/L. Samas kui ilma 2008. aasta juuli, augusti ning

septembri andmeteta oli see 0,45 mg/L. Süvenduse põhjustatud kõrgenenud heljumiga piirkonna ulatus ja keskmine kontsentratsioon on seotud ka tuule poolt tekitatud segunemisega. Suur osa Pakri lahest kuulub Natura 2000 kaitsealasse (*SPA and SCI, EU Birds and Habitats Directive*). Analüüs näitas, et MERIS andmetest koostatud kaartide kohaselt ei ulatunud kõrgemad heljumi kontsentratsioonid NATURA 2000 piirkonda. MODIS andmete kohaselt ületasid juulis kõrgemad heljumi kontsentratsioonid ka NATURA 2000 piiri (Joonis 4 MODIS).



Joonis 9: Kuukeskmise heljumi kontsentratsiooni varieeruvus Paldiski sadamas (24,08 E; 59,32 N)- ilma süvenduse mõjuta (hall joon) ning süvendusest tingitud mõjuga (must punktiir joon). Standardhälve kuu keskmistele heljumi kontsentratsioonidele perioodist 2006-2011 ilma süvenduse mõjuta (hallid tulbad) ja sama periood ning lisaks süvenduse kuud (2008 juuli, august, september) standardhälve (triibulised tulbad).

KOKKUVÕTE

Antud töö eesmärk oli hinnata loodusliku heljumi kontsentratsiooni varieeruvust Eesti rannikumeres. Lisaks uurida 2008 aasta suvel toimunud Paldiski lõunasadama süvenduse mõjusid heljumi tasemele ning võrrelda erinevate satelliitandmete sobilikkust süvendusaegse heljumi kontsentratsiooni seireks. Satelliitandmed valideeriti kontaktmõõtmistel kogutud heljumi proovide tulemustega.

Satelliitsensori MERIS produkte töödeldi protsessoritega FUB (*Free University of Berlin*) ning C2R (*Case-2-Regional*). Mõlemad protsessorid hindavad muutusi heljumi kontsentratsioonides adekvaatselt, kuid C2R andis statistiliselt paremaid tulemusi ($r^2=0,61$, RMSE= 0,82 mg/L, SD=0,77 mg/L, kõrvalekalle keskmisest = - 0,28 mg/L). Sellest tulenevalt kasutati kuukeskmiste fooni kaartide koostamiseks C2R protsessoriga töödeldud satelliitprodukte. Fooni kaartidelt perioodist 2006 - 2011 aprillist oktoobrini on tuvastatavad suured hooajalised ning piirkondlikud varieeruvused heljumi kontsentratsioonides kogu Eesti ranniku ulatuses.

MODIS andmetelt heljumi kontsentratsiooni määramiseks loodi spetsiifiline algoritm, kasutades MODIS kanal 1 kiirgusandmeid ning *in situ* mõõtetulemusi. Determinatsioonikordaja (r^2) kontaktmõõtmiste ning MODIS kiirgusandmete vahel oli 0,43, mida võib pidada statistiliselt usaldusväärseks. MODIS andmeid kasutati Paldiski lõunasadama süvendustööde aegsete kuukeskmiste heljumi kaartide koostamiseks. Analoogsed kaardid koostati ka C2R protsessoriga töödeldud MERIS produktidest. Mõlemad sensorid tuvastasid süvendusperioodil antud piirkonnas heljumi kontsentratsiooni kasvu. Samas esinesid MODIS andmetest koostatud kaartidel süstemaatiliselt suuremad kõrgenenud heljumi kontsentratsiooniga piirkonnad. Arvestatavaks süvenduse mõjuks loeti alasid, kus heljumi kontsentratsioonid olid piirkonna foonist 2,26 mg/L võrra kõrgemad. Lävendi (2,26 mg/L) seadmisel on arvesse võetud standardhälvet ning samuti algoritmi viga. 2008 aasta süvendustöö seire tulemusena leiti, et mõjutatud piirkond oli juulis MERIS andmete kohaselt 0,56 km² ning MODIS andmetest arvatatu kohaselt 1,38 km². Augustis oli mõjuala suurus vastavalt 1,25 km² ja 1,75 km² ning septembris hindas

MERIS mõjuala 0,81 km² ning MODIS 1 km² suuruseks. Analüüs näitas, et kui MERIS andmetest koostatud kaartide kohaselt ei ulatunud kõrgemad heljumi kontsentratsioonid NATURA 2000 alani, siis MODIS andmete puhul ületasid juulis kõrgemad heljumi kontsentratsioonid NATURA 2000 piiri.

Antud süvenduse poolt põhjustatud heljumi kontsentratsiooni foonist erinevuse tuvastamise meetod on kasutatav vaid piisavalt suuremahuliste tööde korral. Juhul kui looduslik heljumi foon on kõrge ning süvendusmahud väiksed, ei ole mõju satelliidi abil tuvastatav. Samas näitavad lõputöös saadud tulemused, et satelliitseire on potentsiaalne viis süvendustööde järelvalveks.

ABSTRACT

The purpose of current study was to examine the suitability of remote sensing data to detect the turbidity differences caused by dredged sediments and to evaluate the impact of monthly mean dredging amount to the surface total suspended matter (TSM) concentration retrieved from satellite images. The changes of TSM distribution in Estonian coastal sea with special focus on Paldiski harbour at the Pakri Bay were studied.

For the analysis MERIS products with 300m resolution and MODIS band 1 data with 250m resolution were used. MERIS images were processed using Case-2-Regional (C2R) and Free University of Berlin (FUB) processors. Validation of processors with point measurements showed that C2R processors had better statistics ($r^2=0,61$, RMSE = 0,82 mg/L, SD=0,77mg/L, mean bias = -0,28 mg/L).

For conversion of MODIS band 1 reflectance data to TSM concentration an empirical algorithm was established. Statistically reliable correlation ($r^2=0,43$) between TSM from water sample and MODIS band 1 reflectance was obtained.

MERIS products from 2006–2011 were used to evaluate the local background of TSM in the vicinity of commercial harbours located along the Estonian coastline. Analysis of monthly mean TSM maps revealed that the variability of TSM concentration is very different along the Estonian coastline.

The monthly average TSM maps in the Paldiski harbour region were calculated from MERIS and MODIS data using validated conversion algorithms in order to describe TSM variability at the time of dredging period. The difference between background TSM maps and dredging period mean maps were used for estimation of dredging-induced turbidity at the time of dredging operations.

Difference from background TSM >2,26 mg/L was defined as a criteria for dredging impact. The estimated area in km² affected by dredged sediments in Pakri Bay was 0,56 from MERIS images and 1,38 from MODIS images in July, 1,25 from MERIS images and 1,75 from MODIS images in August and 0,81 from MERIS images and 1 from MODIS images in September.

KASUTATUD KIRJANDUS

Ameerika Kosmoseagentuur (NASA). URL (Kasutatud märts 2014)
<http://modis.gsfc.nasa.gov/>.

Ameerika kosmoseagentuuri (NASA) andmearhiiv. URL (Kasutatud 2013)
<http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov/cgi-bin/imagery/realtime>.

Arroyo Pedrero, J. 2009. Evaluation of MERIS Case-II Water Processors in the Baltic Sea. (<http://upcommons.upc.edu/pfc/bitstream/2099.1/7013/2/LaTeX1.pdf>).

Arst, H., Arst, K.I. 2003. Optical properties and remote sensing of multicomponential water bodies. Springer.

Attila, J., Koponen, S., Kallio, K., Lindfors, A., Kaitala, S., Ylöstalo, P. 2013. MERIS Case II water processor comparison on coastal sites of the northern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 128, pp. 138-149.

Brekke, C., Solberg, A.H.S. 2005. Oil spill detection by satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 95, pp. 1-13.

Bukata, R.P., Jerome, J.H., Kondratyev, K.Y., Pozdnyakov, D.V. 1995 *Optical Properties on Remote Sensing of Inland & Coastal Waters*. CRC Press.

Campbell J.B. 1993. Evaluation of the dark-object subtraction technique for adjustment of multispectral remote-sensing data. *In Applications in Optical Science and Engineering*. pp. 176-188.

Campbell, J. B. 1996. Introduction to remote sensing. Guilford Press.

CEDA Information Paper- June 2011. Environmental control on dredging projects. URL. (Kasutatud märts 2014)
[http://www.dredging.org/documents/ceda/html_page/2011-
ceda_information_paper_environmental_control_ondredging_projects.pdf](http://www.dredging.org/documents/ceda/html_page/2011-ceda_information_paper_environmental_control_ondredging_projects.pdf).

- Chen, Z.Q., Hu, C.M., Muller-Karger, F. 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 109, pp. 207-220.
- Chu, V.W., Smith, L.C., Rennermalm, A.K., Forster, R. R., Box, J. E., Reehy, N. 2009. Sediment plume response to surface melting and supraglacial lake drainages on the Greenland ice sheet. *Journal of Glaciology*, 55, pp. 1072–1082.
- CoastColour projekti andmearhiiv URL (kasutatud 2013)
<http://www.coastcolour.org/data/archive/>
- Cui, L., Qiu, Y., Fei, T., Liu, Y., Wu, G. 2013. Using remotely sensed suspended sediment concentration variation to improve management of Poyang Lake, China. *Lake and Reservoir Management*, 29, pp. 47-60.
- Danielsson, Å., Jönsson, A., Rahm, L. 2007. Resuspension patterns in the Baltic proper Original Research Article. *Journal of Sea Research*, 57, pp. 257-269.
- Darecki, M., Weeks, A., Sagan, S., Kowalczyk, P., Kaczmarek, S. 2003. Optical characteristics of two contrasting case 2 waters and their influence on remote sensing algorithms. *Continental Shelf Research*. 23, pp. 237 – 250.
- Darecki, M., Stramski, D. 2004. An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 89, pp. 326-350.
- Dekker, A.G., Vos, R.J., Peters, S.W.M. 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *The Science of the Total Environment*, 268, pp. 197 – 214.
- Dera, J. 1992. Marine physics. Elsevier.
- Doerffer, R., Schiller, H. 2007. The MERIS Case 2 water algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 28, pp. 517-535.

Doxaran, D., Froidefond, J.M., Castaing, P., Babin, M. 2009. Dynamics of the turbidity maximum zone in macrotidal estuary (the Gironde, France): Observations from the field and MODIS satellite data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81, pp. 321-332.

Doxaran, D., Lamquin, N., Park, Y.J., Mazeran, C., Ryu, J.H., Wang, M., Poteau, A. 2013. Retrieval of the seawater reflectance for suspended solids monitoring in the East China Sea using MODIS, MERIS and GOCI satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 146, pp. 36-48.

Euroopa Kosmoseagentuur (ESA). URL (Kasutatud märts 2014) <http://www.esa.int/ESA>.

Fitzpatrick, N. 2009. Environmental impacts from dredging operations. *Port Technology International*. 45. URL (kasutatud märts 2014) http://www.porttechnology.org/images/uploads/technical_papers/29-30.pdf.

Hadjimitsis, D.G., Clayton, C.R.I., Hope, V.S. 2004. An assessment of the effectiveness of atmospheric correction algorithms through the remote sensing of some reservoirs. *International Journal of Remote Sensing*, 25, pp. 3651-3674.

Hadjimitsis, D.G., Papadavid, G., Agapiou, A., Themistocleous, K., Hadjimitsis, M.G., Retalis, A., Michaelides, S., Chrysoulakis, N., Toullos, L., Clayton, C.R.I. 2010. Atmospheric correction for satellite remotely sensed data intended for agricultural applications: impact on vegetation indices. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10, pp. 89-95.

Harff, J., Björck, S., Hoth, P. 2011. *The Baltic Sea Basin*. Springer.

Højerslev, N. K., Aas, E. 2001. Spectral light absorption by yellow substance in the Kattegat–Skagerrak area. *Oceanologia*, 43, pp. 39–60.

Islam, A., Wang, L., Smith, C., Reddy, S., Lewis, A., Smith, A. 2007. Evaluation of satellite remote sensing for operational monitoring of sediment plumes produced by dredging at Hay Point, Queensland, Australia. *Journal of Applied Remote Sensing*, 1, 011506.

Jerlov, N.G. 1957. Optical studies of ocean waters (Vol. 3). Elanders boktr.

Jerlov, N.G. 1976. Marine optics. Elsevier.

Kaba, E., Philpot, W., Steenhuis, T. 2014. Evaluating suitability of MODIS-Terra images for reproducing historic sediment concentrations in water bodies: Lake Tana, Ethiopia. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, pp. 286-297.

Kahru, M. 1997. Using satellites to monitor large-scale environmental changes: a case study of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Monitoring algal blooms: new techniques for detecting large-scale environmental changes*, Springer-Verlag, Heidelberg Berlin, 43-61.

Keevallik, S., Soomere, T. 2009. Seasonal and diurnal variations of wind parameters at Pakri. *Estonian Journal of Engineering*, 15, pp 227 - 239.

Keevallik, S., Soomere, T. 2010. Towards quantifying variations in wind parameters across the Gulf of Finland. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 59, pp. 288 - 297.

Keskkonnaamet. URL (kasutatud märts 2014) <http://www.keskkonnaamet.ee/>.

Kononen, K. 1992. Dynamics of the toxic cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Finnish Marine Research*, 261, pp. 1–36.

Koponen, S., Attila, J., Pulliainen, J., Kallio, K., Pyhalahti, T., Lindfors, A., Rasmus, K., Hallikainen, M. 2007. A case study of airborne and satellite remote sensing of a

spring bloom event in the Gulf of Finland. *Continental Shelf Research*, 27, pp. 228-244.

Kowalczyk, P. 1999. Seasonal variability of yellow substance absorption in the surface layer of the Baltic Sea. *Journal of Geophysical Research*, 104, pp. 30047-30058.

Kratzer, S., Brockmann, C., Moore, G. 2008. Using MERIS full resolution data to monitor coastal waters – A case study from Himmerfjärden, a fjord-like bay in the northwestern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 112, pp. 2284-2300.

Kutser, T. 2004. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnology and Oceanography*, 49, pp. 2179 - 2189.

Kutser, T., Metsamaa, L., Vahtmäe, E., Aps, R. 2007. Operative Monitoring of the Extent of Dredging Plumes in Coastal Ecosystems Using MODIS Satellite Imagery. *Journal of Coastal Research*, 50, pp. 180-184.

Kutser, T., Hiire, M., Metsamaa, L., Vahtmäe, E., Paavel, B., Aps, R. 2008. Field measurements of spectral backscattering coefficient of the Baltic Sea and boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 14, pp. 305-312.

Laanemets, J., Lilover, M.J., Raudsepp, U., Autio, R., Vahtera, E., Lips, I., Lips, U. 2006. A fuzzy logic model to describe the cyanobacteria *Nodularia spumigena* blooms in the Gulf of Finland. *Baltic Sea. Hydrobiologia*, 554, pp. 31-45.

Lathrop, R.G., Lillesand, T.M., Yandell, B.S. 1991. Testing the utility of simple multi-date Thematic Mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters. *International Journal of Remote Sensing*, 12, pp. 2045-2063.

Laznik, M., Stalnacke, P., Grimvall, A., Wittgren, H.B. 1999. Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga - temporal and spatial variation. *Journal of Marine System*, 23 pp. 11-25.

- Lehmann, A., Getzlaff, K., Harlaß, J. 2011. Detailed assessment of climate variability in the Baltic Sea area for the period 1958 to 2009. *Climate Research*, 46, pp. 185–196.
- Linnupõld, L. 2007, Paldiski Lõunasadamasse Lainemurdja rajamise kekskonnamõju hindamine. (Aruanne) URL (Kasutatud märts 2014) file:///C:/Users/laura/Downloads/Paldiski_lainemurdja_KMH_aruanne%20(1).pdf.
- Loisel, H., Vantrepotte, V., Jamet, C., Dat, D.N. 2013. Challenges and New Advances in Ocean Color Remote Sensing of Coastal Waters.
- Lundberg, C. 2014. Water Quality of the Baltic Sea. *Earth Systems and Environmental Sciences*, 4, pp. 251-269.
- Miller, R.L., McKee, B.A. 2004. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 93, pp. 259–266.
- Moreira, D., Simionato, C.G., Gohin, F., Cayocca, F., Tejedor, M.C.T. 2013. Suspended matter mean distribution and seasonal cycle in the Río de La Plata estuary and the adjacent shelf from ocean color satellite (MODIS) and in-situ observations, *Continental Shelf Research*, 68, pp. 51-66.
- Morel, A., Prieur, L. (1977). Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, 22, pp. 709-722.
- Ohde, T., Siegel, H. 2001, Correction of bottom influence in ocean colour satellite images of shallow water areas of the Baltic Sea. *International Journal of Remote Sensing*, 22, pp. 297-313.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M., Zaiko, A. 2010. Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE*, 5, pp. 12467.

OSPAR Commission, Quality status raport 2010. URL (kasutatud märts 2014) http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00366_supplements/p00366_suppl_1_dredging_what_are_the_problem.pdf.

Petus, C., Chust, G., Gohin, F., Doxaran, D., Froidefond, J. M., Sagarmínaga, Y. 2010. Estimating turbidity and total suspended matter in the Adour River plume (South Bay of Biscay) using MODIS 250-m imagery. *Continental shelf research*, 30, pp. 379-392.

Pitkänen, H., Tamminen, T. 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. *Marine Ecology Progress Series*, 129, pp. 283-294.

Raag, L., Uiboupin, R., Sipelgas, L. 2013. Analysis of historical MERIS and MODIS data to evaluate the impact of dredging to monthly mean surface TSM concentration. *In SPIE Remote Sensing (pp. 88880B-88880B). International Society for Optics and Photonics*.

Raudsepp, U., Laanemets, J., Haran, G., Alari, V., Pavelson, J., Kouts, T. 2011. Flow, waves and water exchange in the Suur Strait, Gulf of Riga, in 2008. *Oceanologia*, 53, pp. 35-56.

Riigi Teataja, Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. URL (Kasutatu dmärts 2014) <https://www.riigiteataja.ee/akt/121122011015>.

Sathyendranath, S., Platt, T., Caverhill, C. M., Warnock, R. E., Lewis, M. R. 1989. Remote sensing of oceanic primary production: computations using a spectral model. *Deep-Sea Res*, 36, pp. 431-453.

Sathyendranath, S. 2000. Remote sensing of ocean color in coastal, and other optically complex waters. Report of the International Ocean Color Coordinating Group.

- Schneider, B., Kaitala, S., Maunula, P. 2006. Identification and quantification of plankton bloom events in the Baltic Sea by continuous pCO₂ and chlorophyll a measurements on a cargo ship. *Journal of Marine Systems*, 59, pp. 238-248
- Schroeder, T., Schaale, M. 2005. MERIS Case-2 Water Properties Processor, Version 1.0.1. *Institute for Space Sciences, Freie Universität Berlin (FUB)*.
- Schroeder T., Behnert I., Schaale M., Fischer J., Doerffer R. 2007(a). Atmospheric correction algorithm for MERIS above Case-2 waters. *International Journal of Remote Sensing*, 28, pp. 1469–1486.
- Seppälä, J., Ylöstalo, P., Kaitala, S., Hällfors, S., Raateoja, M., Maunula, P. 2007. Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, pp. 489-500
- Sipelgas, L., Raudsepp, U., Kõuts, T. 2006. Operational monitoring of suspended matter distribution using MODIS images and numerical modeling. *Advances in Space Research*, 38, pp. 2182 – 2188.
- Sipelgas, L., Raudsepp, U., Alari, V., Kolesova, N., Jüssi, I. 2011. Paldiski Lõunasadamasse kai 6a rajamise keskkonnamõjude hindamise aruanne. URL (Kasutatud märts 2014) http://www.portoftallinn.com/static/files/19.Paldiski_Kai6A_KMH_aruanne.pdf.
- The UK Marine SACs Project. UK Marine Special Areas of Conservation. Environmental impacts of maintenance dredging and disposal URL (kasutatud märts 2014) http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/ports/ph5_2.htm.
- 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.

Vahtera, E., Laanemets, J., Pavelson, J., Huttunen, M., Kononen, K. 2005. Effect of upwelling on the pelagic environment and bloom-forming cyanobacteria in the western Gulf of Finland, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 58, pp. 67-82.

Vaičiūtė, D., Bresciani, M., Bučas, M. 2012. Validation of MERIS bio-optical products with in situ data in the turbid Lithuanian Baltic Sea coastal waters. *Journal of Applied Remote Sensing*, 6, pp. 063568-1 – 063568-20.

Van der Veen, R. 1995. Contaminated Sediment Re-radiation, Dredging polluted bed materials - A study of Environmentally Effective Dredging Methods. (Raport) Directorate General for Public Works and Water Management. North Sea Directorate.

Wang, F., Zhou, B., Xu, J., Song, L., Wang, X. 2008. Application of neural network and MODIS 250 m imagery for estimating suspended sediments concentration in Hangzhou Bay. *China Environmental Geology*, 56, pp. 1093–1101.

Wu, G., De Leeuw, J., Skidmore, A.K., Prins, H.H.T., Liu, Y. 2007. Concurrent monitoring of vessels and water turbidity enhances the strength of evidence in remotely sensed dredging impact assessment. *Water Research*, 41, pp. 3271–3280.

LISAD

Lisa 1



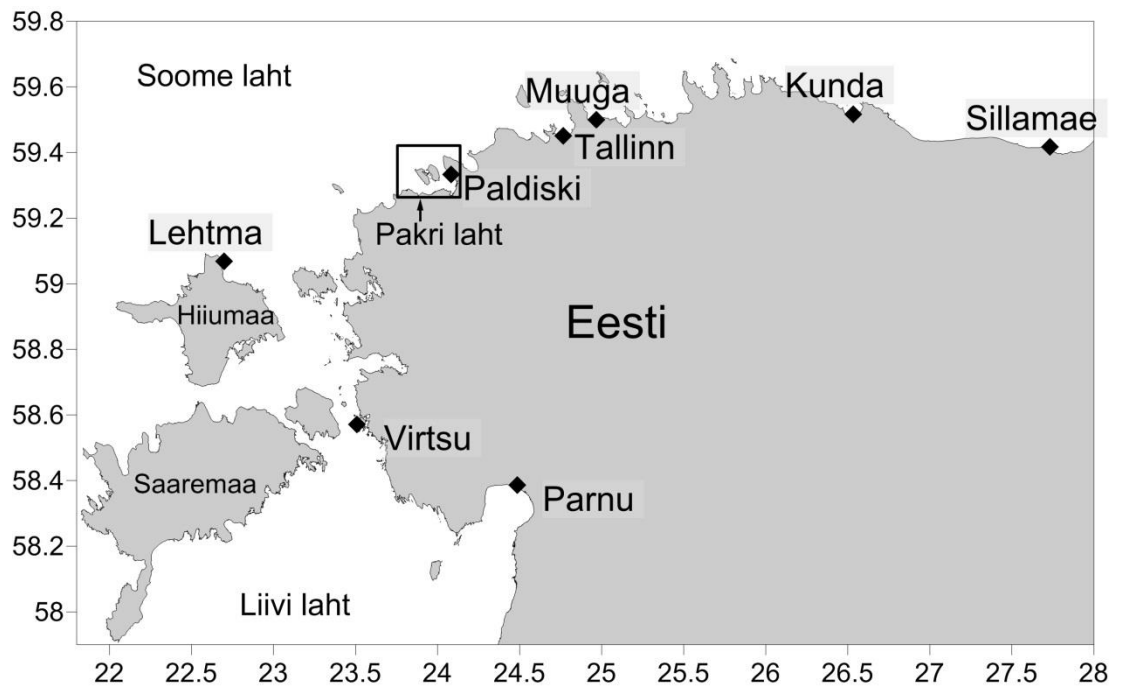
Lisa 1: Läänemeri.

Lisa 2

Allikas	Empiiriline seos
Doxaran jt 2009	$SPM = 12,996 * e^{\frac{R2}{R1}/0,189}$
Wang jt 2008	$\ln(SSC) = (43,233 * R2) + 1,396$
Wang jt 2008	$\ln(SSC) = 50,171 * R1 - 1,523$
Chen jt 2007	$Turbidity = 1203,9 * R1^{1,087}$
Miller ja McKee 2004	$TSM = -1,91 + 1140,25 * R1$
Chu jt 2009	$R = 7,5 * \log(SSC) + 1,6$
Sipelgas jt 2006	$C_{SPM} = 110,3R1 + 2,0$

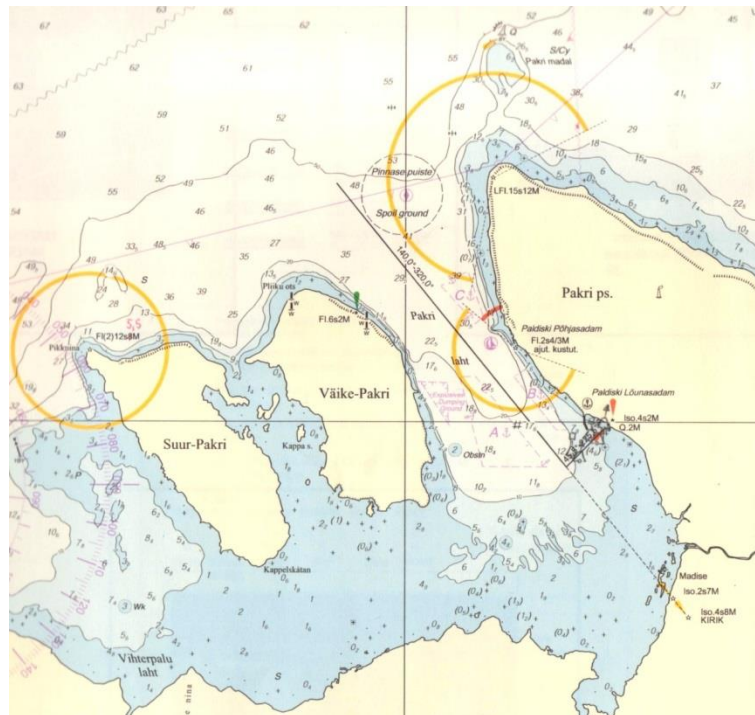
Lisa 2: Varasemate uuringute algoritmide, hindamiseks TSM kontsentratsioone, kasutades MODIS kanalite B1 ja B2 kiirgusandmeid.

Lisa 3

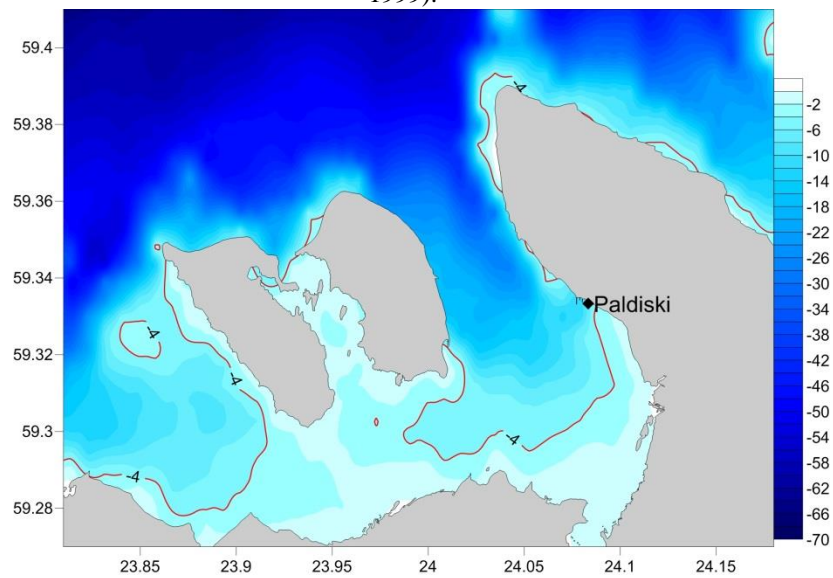


Lisa 3 Eesti rannikul paikneva uuritava kaheksa sadama asukohad.

Lisa 4



Lisa 4 a) Pakri lahe merekaart. (Eesti merekaardid 1 osa SOOME LAHT, Veeteede amet, Tallinn 1999).



Lisa 4 b) Pakri lahe merekaart. Koostatud andmetest: *Baltic Sea Bathymetry Database* URL (<http://data.bshc.pro/#5/59.157/25.032>).