

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND
FÜÜSIKA INSTITUUT

Elar Asuküll

**Vees lahustunud värvunud orgaanilise aine
määramine satelliidipiltidelt**

**Magistritöö
30 EAP**

Juhendajad: Anu Reinart, Ph.D
Martin Ligi, M.Sc

Kaitsmisele lubatud:
Juhendaja:
Osakonna juhataja:

Tartu 2013

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Optiliselt aktiivsed ained vees	6
2. Lahustunud orgaaniline aine	7
2.1 Lahustunud orgaanilise aine allikad ja neelud	7
2.1.1 Allohtoonne orgaaniline aine	8
2.1.2 Autohtoonne orgaaniline aine	8
2.1.3 Lahustunud orgaanilise aine neelud	9
2.2 Lahustunud orgaanilise aine olulisus	9
2.3 Lahustunud orgaanilise aine määramise meetodid.....	13
3. Uuritud järvede iseloomustus.....	17
3.1 Võrtsjärv.....	18
3.2 Peipsi järv.....	19
4. Andmed ja meetodika	20
4.1 Värvunud lahustunud orgaanilise aine (CDOM) neeldumisspektri laboratoorne mõõtmine.....	20
4.2 Satelliidipiltidelt CDOM-i määramine.....	22
4.2.1 Kaugseire parameetrid.....	22
4.2.2 MERIS/Envisat satelliidipildid	23
4.2.3 Atmosfäärikorrektsioon.....	23
4.2.4 Tarkvarapakett BEAM	24
4.2.5 Naabrusefekti korrigeerimine mooduliga ICOL	25
4.2.6 Moodul Case-2-Regional	26
4.2.7 Moodul BOREAL	26
4.2.8 Moodul FUB/WeW	26
4.2.9 Usaldusmärgendid	27
4.2.10 Satelliidipildi histogrammanalüüs	27
5. Tulemused ja arutelu	29
5.1 CDOM-i varieeruvus Peipsi järves <i>in situ</i> mõõtmiste alusel	29
5.2 CDOM-i varieeruvus Võrtsjärves <i>in situ</i> mõõtmiste alusel	33
5.3 Satelliitsensori MERIS tulemuste valideerimine <i>in situ</i> andmetega	35
5.4 Järvede CDOM-i ruumiline varieeruvus satelliidipiltide põhjal	37
5.5 CDOM-i ajaline varieeruvus satelliitmõõtmiste alusel	40
5.6 CDOM-i ajaline varieeruvus Võrtsjärve mõõtmispunkti põhjal	42

5.7 Empiiriline valem CDOM-i määramiseks MERIS piltidelt	43
5.7.1 Võrdlemiseks kasutatud empiirilised algoritmid.....	43
5.7.2 Empiiriliste valemite tulemid ja analüüs	45
6. Kokkuvõte	50
Measuring dissolved organic matter from satellites	52
Kasutatud kirjandus	54
Tänuõnad	58
Lisad	59
Lisa 1. MERIS sensori kanalite lainepikkused ja sensori kanalite info.	59
Lisa 2. BEAM moodulite C2R, BOREAL ja FUB/WeW määramispiirkonnad.....	59
Lisa 3. Töös kasutatud <i>in situ</i> ja satelliidiandmete loend 2008. aasta kohta.....	60
Lisa 4. ICOL+C2R – in situ determinatsioonikoefitsiendi R^2 väärtused	61
Lisa 5. Lihtlitsents lõputöö elektroonseks avaldamiseks	62

Sissejuhatus

Maa tehiskaaslased on näidanud end väärtusliku tehnoloogiana. Nende kasutamine avardab meie teadmisi ümbritsevast maailmast ning seal toimuvatest protsessidest. Raske on leida valdkonda, mis poleks mõjustatud tehiskaaslaste kasutamisest – televisioon, navigatsioon, meteoroloogia – kui nimetada neist mõnda tuntumat. Lisaks kõikidele muudele olulistele rakendustele, kasutatakse satelliite ka Maa kaugemalt jälgimiseks ehk kaugseireks. Lihtsustatud kujul tähendab see uuritava objekti kohta informatsiooni hankimist ilma sellega füüsiliselt kontaktis olemata. Tehnoloogia põhimõte seisneb selles, et satelliidil olev sensor mõõdab objektidelt peegeldunud või objekti poolt kiiratud elektromagnetkiirgust ning algoritmide abil leitakse uuritavad parameetrid.

Viimastel aastakümnetel on kasvanud ühiskonna mure ümbritseva keskkonnaseisundi pärast. On mõistetud, et inimtegevuse tagajärjed ei mõjuta ainult ökosüsteemi, vaid ka inimeste endi elukvaliteeti. Paljude veekogude ökosüsteem on inimtegevuse tõttu halvenenud, sest ümberkaudsetelt aladelt kantakse veekogusse eutrofeerumist põhjustavaid toitaineid, raskmetalle ning pestitsiide (Cunningham & Cunningham, 2012). Samas on oluline ja tundub ka iseenesest mõistetav, et veekogud oleksid saasteainetest puhtad ning tervisele ohutud. Puhas vesi on inimelu üks tähtsaim koostisosa ning seepärast on vajalik veekeskkondade jälgimine ja õigete seirepoliitikate rakendamine, et vältida saastumist ja veekogude kasulikkuse vähenemist. Enne iga meetme rakendamist on oluline mõista, kuidas veekogu toimib ja mis faktorid seda mõjutavad.

Kõikidel Euroopa riikidel on kohustus seirata oma keskkonda ning määrata selle seisund. Lisaks tuleb neil aastaks 2015 saavutada veekeskkondade hea olukord ning rakendada seireprogramme nende edasise keskkonnaseisundi hindamiseks (WFD, 2000). Tänapäeval pole aga ühelgi valitsusel võimekust ega majanduslikke ressursse koguda järjepidevalt kõikidest oma veekogudest proove ning neid laboris analüüsida (Lindell *et al.*, 1999). Taolised traditsioonilised seireprogrammid pakuvad küll esmaseid hädavajalikke ja täpseid tulemusi, kuid on kallid ning ajamahukad. Kaugseirel on võime pakkuda paljude parameetrite määramisel alternatiivset ja operatiivsemat lahendust. Kaugseire eelisteks on selle suhteline odavus, kiirus ning võime koguda andmeid suurtelt aladelt. Viimane ongi oluline just veekaugseires, sest veekogud katavad Maa pindalast üle 71% (Wetzel, 1983).

Veekogude ökosüsteemi olulisteks mõjutajateks on seal lahustunud ja hõljuvad osakesed, mille neeldumis- ja hajumisomadused määravad veealuse valguskliima. Veekogusse jõudev päikesekiirgus nõrgeneb sügavuse kasvades veekogus olevate valgust neelavate komponentide tõttu. Veesambast tagasi hajunud valgus annab võimaluse uurida veekihis olevate ainete kontsentratsioone. Vees lahustunud orgaaniline aine mõjutab veekogude vee kvaliteeti, selle värvust ja läbipaistvust, osaleb vee elustiku ainerings ning globaalses süsinikuringes.

Valgus on veekogudele väga oluline parameeter, sest selle abil toimub fotosüntees ja see varustab energiaga primaarproduksiooni. Paljudes Eesti järvedes on peamiseks neeldumist põhjustavaks komponendiks lahustunud orgaaniline aine ja arvestades selle olulisust veekogu ökosüsteemis, on oluline töötada välja meetod, mis võimaldaks seda parameetrit hinnata üle suurte alade (Reinart & Nõges, 2003). Kaugseirel on potentsiaali pakkuda vastuseid selle probleemi lahendamiseks. Kui esimesed satelliidid suutsid veekaugseires määrata enamasti vaid puhtamate ookeanivete parameetreid, siis uue põlvkonna sensoritel nagu MERIS, on võimekus seirata ka optiliselt keerukamaid rannikuid ning siseveekogusid (Sathyendranath, Prieur & Morel, 1989).

Käesoleva töö eesmärgiks oli (1) koostada ülevaade lahustunud orgaanilise aine olemusest ja selle olulisusest veekogudes, (2) uurida Peipsi ja Võrtsjärve värvunud lahustunud orgaanilise aine dünaamikat ning jaotust kontaktmõõtmiste alusel, (3) valideerida satelliitsensori MERIS tulemusi *in situ* andmetega, (4) saada satelliidipiltidelt täiendavat infot lahustunud orgaanilise aine ruumilise ja ajalise varieeruvuse kohta, (5) leida empiiriline valem lahustunud orgaanilise aine määramiseks MERIS piltidelt.

1. Optiliselt aktiivsed ained vees

Ka kõige puhtam veekogu sisaldab lisaks silmaga nähtavale elustikule nähtamatuid mikroskoopilisi osakesi. Osa neist on võimelised neelama ja hajutama päikesekiirgust ning nende omaduste tõttu nimetatakse neid **optiliselt aktiivseteks aineteks** (OAA). Sathyendranath, Prieur & Morel (1989) näitasid, et veekogude värvuse simuleerimiseks piisab kolmekomponendilisest OAA mudelist. Nendeks optiliselt aktiivseteks aineteks, mis mõjutavad veekogu värvust ja optilisi omadusi on **lahustunud orgaaniline aine** (edaspidi **LOA**), mille valgust neelavat osa nimetatakse **värvunud lahustunud orgaaniliseks aineks** (*Coloured Dissolved Organic Matter (CDOM)*), **fütoplankton** ning **tripton**. Kuigi OAA jaotatakse kolme kategooriasse, sisaldab iga neist hulganisti teisi muutujaid. LOA grupi moodustavad aineid, mis koosnevad humiin- ning fulvohapetest. Fütoplanktonis on põhilisteks fotosünteesi pigmentideks klorofüll-i eri vormid (a, b, c ja d) ning selle kaaspigmentid karotinoidid ja feopigmentid (fükobiliin, feofütiin), aga fütoplanktoni biomassi hinnangu näitajaks võetakse selle peamise pigmenti klorofüll-a kontsentratsioon. Triptoni alla kuuluvad kõik veekogus hõljuvad surnud organismide (taimed, loomad) osakesed (detriit) ja mineraalosakesed (Nõges, 1993).

Vee värvus ja läbipaistvus olenevad erineva lainepikkusega kiirte neeldumis- ja hajumiskoeffitsientidest. Puhas vesi hajutab rohkem lühilainelist kiirgust ja näib sinisena. Värvunud lahustunud orgaaniline aine neelab lühema lainepikkusega kiirgust (sinine spektriosa) oluliselt rohkem kui pikema lainepikkusega kiirgust ja seetõttu näib vesi kollakana. Klorofüll neelab sinist ja punast valgust, mistõttu kõrgete klorofüll-i kontsentratsioonidega veekogud on inimsilmale rohekad. Hõljumi hulga kasvades suureneb pikalainelise kiirguse hajumine ning vee värvus omandab piimja varjundi (Arst, 2003).

Valguse neeldumist veekogus OAA mõjul kirjeldab **Beeri-Lamberti** seadus (Valem [1]), mis seob omavahel selle veekogu omadused ja valguse neeldumise veekogus (Kirk, 1994).

$$\ln \frac{I_0}{I_z} = kz \quad [1]$$

I_0 on pinnale saabuv kiirgustugevus, I_z on kiirgustugevus sügavusel z , k on valguse nõrgenemise koeffitsient ja z on vahemaa I_0 ja I_z vahel.

2. Lahustunud orgaaniline aine

Sõna „orgaanika” võeti teadlaste poolt kasutusele 18. sajandil, et kirjeldada taimedelt ja loomadelt pärinenud aineid. Usuti, et ainult loodus omab erilist „võimu”, et tekitada orgaanilist ainet. **Orgaaniliseks aineks** loetakse ühendeid, mis sisaldavad süsinikku ja on seotud elementidega nagu vesinik, hapnik, lämmastik või väävel. Ühendid, mis küll sisaldavad süsinikku, kuid mida ajaloolistel põhjustel loetakse anorgaaniliseks, on süsinikmonooksiid (CO), süsinikdioksiid (CO_2), süsinikdisulfiid (CS_2), tsüano gruppi sisaldavad ühendid (CN^-), karbonaadi- (CO_3^{2-}) ning vesinikkarbonaadi ühendid (HCO_3^-). Orgaaniliste ainete hulk on väga suur. Tänapäeval teatakse rohkem kui 6 miljonit looduslikku ja sünteetilist orgaanilist ainet. Kõik ülejäänud ained on anorgaanilised, aga see number on juba tunduvalt väiksem, ligikaudu 100 000 (Chang, 1991).

Peamised ained, mida pinnavee orgaanika all mõeldakse on **humiin**, **humiinhape** ja **fulvohape**. Need on negatiivselt laetud heterogeensed orgaanilised molekulid, mis pärinevad peamiselt valgalt, kuid vähesel määral tekib neid ka veekogus eneses (Laanen, 2007). Orgaaniline aine on optiliselt keerukates looduslikes veekogudes peamiseks valgust neelavaks komponendiks andes veekogule värvuse kollakaspruunist mustani (Davies-Colley & Vant, 1987). Humiinaised on keskmise kuni kõrge molaarmassiga, molekuli struktuur võib varieeruda mõne süsinikuaatomiga ühendist väga keeruka, kuni 100 000 süsinikuaatomi ja funktsionaalse grupiga molekulini. LOA molekulid on pidevas muutumises ning sellest tulenevalt pole neil ka standardset molekulaarset struktuuri (Laanen, 2007).

Kuna humiin vees ühelgi pH väärtusel ei lahustu, siis seda LOA hulka ei loeta. Humiinhape koosneb humiinainetest, mis on lahustunud vees pH väärtustel alla kahe. Fulvohape koosneb humiinainetest, mis lahustuvad vees igasugusel pH-l (Laanen, 2007). Seesugune LOA jagamine humiinhapeteks ja fulvohapeteks aitab mõista erinevusi nende kahe klassi optilistes omadustes.

2.1 Lahustunud orgaanilise aine allikad ja neelud

Päritolu järgi võib eristada **allohtoonseid** (väljaspool veekogu tekkinud ning hiljem sinna kantud) või **autohtoonseid** (veekogus endas sünteesitud) orgaanilisi aineid (Tammert & Kisand, 2003). Erinevatest allikatest pärineval LOA-l on vähesel määral erinev molekulaarstruktuur. Kui veekogus on rohkem allohtoonset päritolu lahustunud orgaanilist

ainet, siis viitab see veekogu kõrgele humiinhapete sisaldusele ning kui on rohkem autohtoonset päritolu lahustunud orgaanilist ainet, siis kõrgemale fulvohapete sisaldusele (Laanen, 2007).

2.1.1 Allohtoonne orgaaniline aine

Allohtoonne LOA on peamiselt pärit lähedalasuvatest kaldaäärsetest muldadest. Jõed, mis voolavad läbi metsade ja orgaanikarikaste muldade, akumulatsioonid oma teekonnal endasse huumusaineid, mis jõuavad lõpuks veekogusse (Sobek *et al.*, 2007). Suurem osa allohtoonsest LOA-st moodustub maapealsete taimerakkude lagundamisel makrofauna, seente või bakterite poolt, kes muudavad neid keerukaid orgaanilisi ühendeid väiksemateks ning lihtsamateks aineteks. Allohtoonse LOA kontsentratsioon ning omadused sõltuvad paljuski veekogu ümbritsevast valgast ning iga-aastasest veebilansist – mida rohkem on sademeid, seda suurem on veekogusse jõudva allohtoonse orgaanilise aine hulk (Laanen, 2007). Allohtoonse LOA allikateks on ka sademete ning kuivsadenevise teel veekogusse toodav LOA. Allohtoonse orgaanilise aine omadused sõltuvad valgala loodusoludest, valgala muld- ja taimkattest, veekogu geograafilisest asendist ja üha enam ka inimtegevusest, näiteks heitveereostuse, karjamajanduse, veeolude reguleerimise, maaparanduse ja külvitehnikate ümberkujundamise kaudu.

2.1.2 Autohtoonne orgaaniline aine

Enamik veekogu autohtoonsest materjalist on tekkinud veekogusiseste bioloogiliste protsesside tulemusena. Põhiline orgaanilise aine moodustaja järves on fütoplankton, vähemal määral ka suurtaimestik ja zooplankton. LOA moodustumise peamisteks protsessideks on taimede, fütoplanktoni, algloomade, zooplanktoni ja bakteriplanktoni vanade või katkiste rakkude lekkimine, lagunemine ja lahustumine ning zooplanktoni eritised (Laanen, 2007). Lisaks veel plankterorganismide rakkude ja kudede hävimine taimede enda ensüümide toel (autolüüs). Selline asi juhtub, kui taimed on stressiseisundis (toitainetevaene aeg) või kui fütoplankton sureb. Mingi osa autohtoonsest orgaanilisest ainest tekib zooplanktoni toitumise käigus, kui toitudes partikulaarsest orgaanilisest ainest „pudistatakse” veesambasse väiksemaid toiduosakesi. Samuti on autohtoonse orgaanilise aine allikaks viirused, mida on veekogudes suurtes kogustes. Kui viirus tungib taime rakku, hakkab ta seal paljunema, mille tulemusel rakk lõhkeb. Enamikust veesambasse paisatud raku osakekestest saab lõpuks LOA (Laanen, 2007).

2.1.3 Lahustunud orgaanilise aine neelud

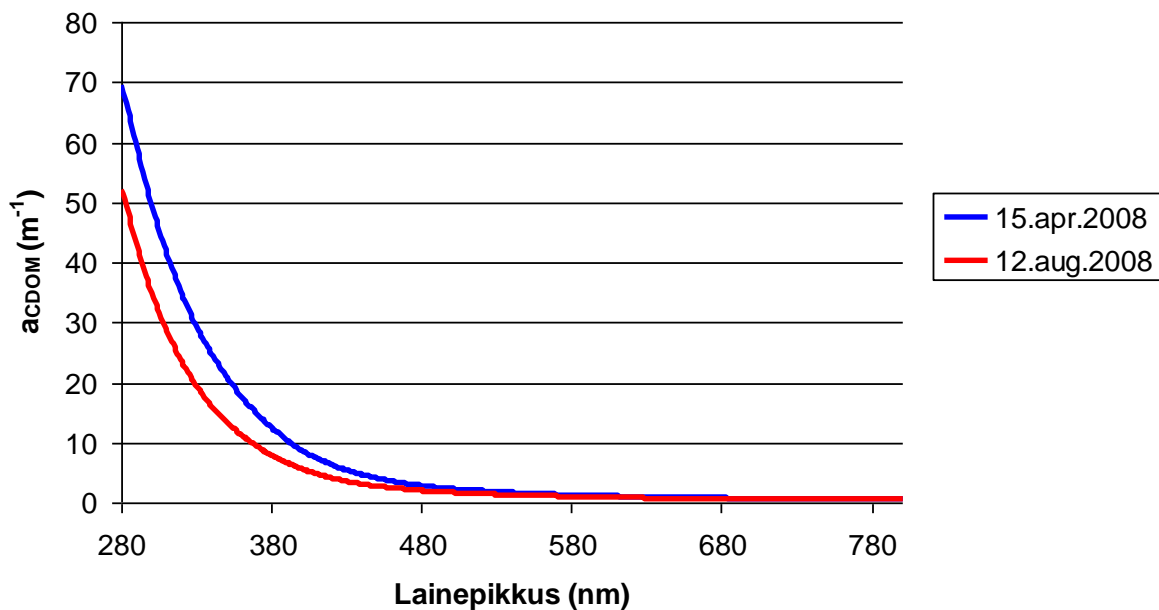
Suurem osa LOA-st esineb rasketilagundatavate kõrgmolekulaarsete polümeeridena, mille lagunemine võib olla nii aeglane, et LOA vanus veekogus võib ulatuda tuhandete aastateni. Vaid väike osa LOA-st on kergetilagundatav (suhkrud, aminohapped) ja see kasutatakse ära kohe, kui see vette satub (Nõges, 1993). Peamiseks lahustunud orgaanilise aine tarbijaks veekogudes on bakteriplankton (Laanen, 2007). Madala kontsentratsiooni korral (kuni 0,5 mg/l) suudavad lahustunud orgaanilist ainet omastada vaid bakterid. Eelistatumalt kasutavad bakterid väikese molekulmassiga ühendeid, mis on enamasti tekkinud järve kaldavööndis ja avavees fütoplankterite, suurtaimede ning fotosünteesiva perifüütoni (taimse pealiskasvu) elutegevuse tagajärjel. Kõrgema kontsentratsiooni korral (0,5–4 mg/l) on omastamiseks võimelised ka teised organismid, näiteks vetikad ja algloomad. Zooplankterite võime omastada orgaanilisi aineid on väga väike ja seetõttu ei ole nemad bakteritele arvestatavateks konkurentideks (Tammert & Kisand, 2003). LOA üheks neeluks on ka selle adsorbeerumine sadenevate osakeste pinnale, kuid võrreldes teiste neeludega on selle osakaal väike. Puhastes ookeanivetes on LOA peamiseks neeluks fotolagunemine. Fotolagunemise korral lagunevad orgaanilise aine molekulid valguse mõjul järjest väiksemaks, muutudes seeläbi kergemini omastatavaks bakteritele (Laanen, 2007).

2.2 Lahustunud orgaanilise aine olulisus

LOA on tänapäeval veekogude üks olulisemaid uurimisobjekte, sest seda peetakse veekogu ökosüsteemi kriitiliseks komponendiks ning osaliseks süsinikuringes, mis omakorda mõjutab globaalseid keskkonnamuutusi (Williamson *et al.*, 1999). Mullas oleva orgaanilise aine leostumisel vette kasvavad veekogude LOA kontsentratsioonid, mõjutades seeläbi veekogu ökosüsteemi, vee värvust ja kvaliteeti. Orgaaniline aine võib olla otsene veekogu reostaja või põhjustada sekundaarset reostust oma laguproduktide kaudu (Koivusalo & Vartiainen, 1997; Reinart, Paavel & Tuvikene, 2004)

LOA üks olulisi omadusi on **tugev ja valikuline päikesekiirguse neelamine** (Bricaud, Morel & Prieur, 1981). Neelamise valikulisus seisneb selles, et LOA neelab väga hästi UV-kiirgust ning nähtava piirkonna lühemalainelist osa (Joonis 1), mille tagajärjel muutub veekogus oleva kiirguse spektraalne koostis. Selle tulemusel kahaneb taimedele ja loomadele kättesaadava valguse hulk, väheneb primaarproduktioon, muutub vee värvus, väiksemate järvede (<500 ha) segunemissügavus ning taimestiku ja loomastiku liikide levik (Williamson *et al.*,

1999). Neelates edukalt UV-kiirgust, käitub LOA kilbina elusorganismidele, mis muidu selle kiirguse tõttu kahjustuks. Juba väga väikeste kontsentratsioonide juures võib LOA oluliselt mõjutada sügavust, kuhu fütoplanktonile, zooplanktonile, taimedele ja kaladele ohtlik UV-kiirgus veesambas vertikaalselt levib. Osooni vähenemine stratosfääris suurendab UV-kiirguse hulka, mida LOA efektiivselt neelab. Teisalt laguneb UV-kiirguse abil lahustunud orgaanilise aine molekul väiksemaks, muutudes omastatavaks (toiduks) vees olevatele organismidele. Ainevahetuse käigus muudavad bakterid orgaanilised ühendid ka vetikatele kättesaadavaks, viies need mineraalsesse vormi (Tammert & Kisand, 2003).



Joonis 1. Lahustunud orgaanilist ainet sisaldavate filtreeritud veeproovide neeldumisspektrid. Veeproovid võetud Võrtsjärvest kevadel ning suvel.

Orgaanilised ained on ühed **peamised saaste põhjustajad** pinnaveekogudes (Sobek *et al.*, 2007). Veekogus on LOA süsinikuallikas heterotroofsetele bakteritele ja mõjutab fütoplanktoni ning bakterite bioloogilist aktiivsust. LOA reageerib veesambas oleva lahustunud hapnikuga, vähendades hapniku kontsentratsiooni ning sellel on ebasoodsad mõjud nii taimestikule kui ka loomastikule. Lisaks on LOA substraat mikroorganismidele, põhjustades maitse-, lõhna- ja hügieeniprobleeme (Lindell *et al.*, 1999). LOA kogust on oluline jälgida ka pinnaveest joogivee tootmise ajal, sest kasutades puhastamiseks tugevaid oksüdante nagu kloor, osoon, UV-kiirgus või vesinikperoksiid, tekivad ohtlikud kõrvalproduktid. LOA negatiivne efekt desinfitseerimisel seisneb selles, et LOA reageerib nende tugevate oksüdantidega, muutes neid vähemefektiivseks ning omavahelise reageerimise

tulemusel tekib kõrvalprodukte, mis võivad olla potentsiaalsed kantserogeenid ja mutageenid. Uuringute tulemusel on tuvastatud, et kõrgete LOA kontsentratsioonide korral suureneb põie- ja pärakusoolevähi juhtumite arv (Koivusalo & Vartiainen, 1997) ning esineb rohkem sünnidefekte (Magnus *et al.*, 1999). Lisaks on uuringud näidanud, et LOA-l on selgroogsetele hormonaalsed mõjud (Steinberg *et al.*, 2004).

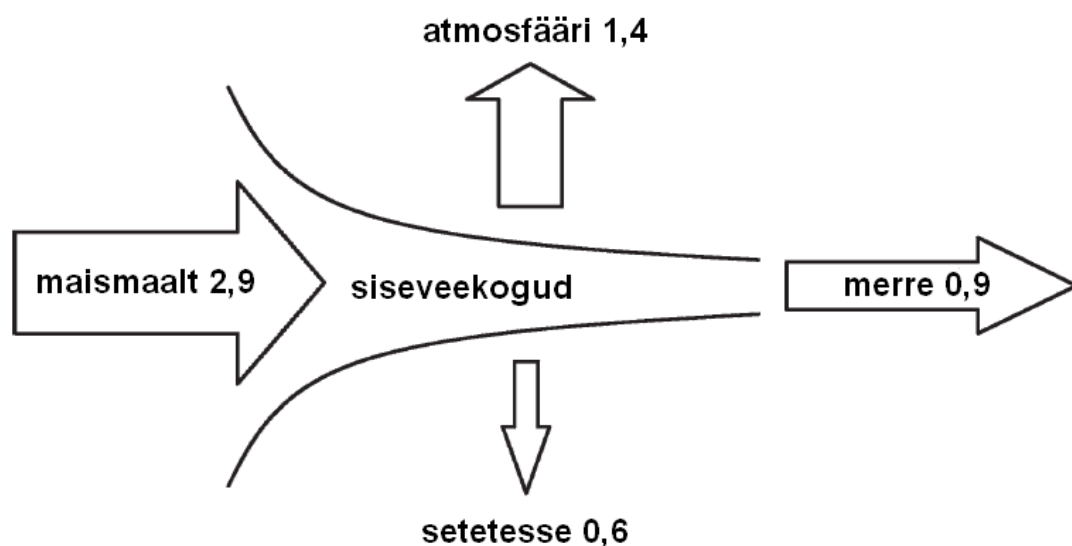
Teiselt poolt on LOA oma suure orgaanilise kompleksuse tõttu **veekogu kõige olulisem biokeemiline puhver**. LOA-l on võime reageerida või seostuda üle 50 vees oleva elemendiga, sidudes raskmetalle ning vähendades seeläbi veekogu toksilisust (Laanen, 2007). LOA vähendab näiteks vase, alumiiniumi, metüülelavhõbeda, polüaromaatsete süsivesikute (PAH) ja polüklooritud bifenuülide (PCB) toksilist mõju vetikatele ja kaladele (Williamson *et al.*, 1999).

Veekogus olev LOA **pakub võimalust uurida järve karakteristikuid ning seda ümbritseva valgala omadusi**. Järve LOA sisaldust mõjutavad kliimaatilised tegurid. Näiteks Arktikas on orgaanilise aine produktiivsus madal ning igikelts limiteerib veelgi transporditava materjali hulka, mille tagajärjeks on madalad LOA kontsentratsioonid sealsetes järvedes (Sobek *et al.*, 2007). Boreaaltsoonis, kus järvede peamiseks LOA allikaks on veekogu valgala, toimub küll intensiivne taimestiku vohamine, kuid jahedamate temperatuuride ja märgunud pinnase tõttu ei suuda mikroobid tekkinud orgaanikat nii efektiivselt lagundada (Sobek *et al.*, 2007). Erinevate metsatüüpide võrdluses annavad veekogu valgala asuvad okaspuumetsad suuremaid orgaanilise aine koguseid kui lehtpuumetsad (Williamson *et al.*, 1999). Samuti on oluline vesikonna hüdroloogia ja sademed. Kui vesikonnas on rohkem sademeid, kantakse maapinnalt veekogusse rohkem LOA-d (Williamson *et al.*, 1999). Järve kõrguse ning LOA vahel on negatiivne korrelatsioon, mis tähendab, et kõrgemates paikades olevates järvedes on sagedased madalad LOA kontsentratsioonid. Selle üheks põhjuseks on mägede õhemad ning orgaanikavaesemad mullad. Teiseks põhjuseks on vee lühike viibeaeg pinnases, sest isegi kui mägedes sajab sageli, tekib järskudel kallakutel vee ülevool pinnasest. Metsatulekahjud võivad suurendada veekogusse jõudva LOA kontsentratsiooni, samas põuad vähendavad seda, sest peamiseks LOA jõgedesse transportijaks on maapinnale sadav vihmavesi (Sobek *et al.*, 2007).

Lahustunud orgaanilisel ainel on oluline seos ka globaalsete kliimamuutustega. Praegusel ajal on atmosfääri CO₂ sisaldus ligikaudu 30% suurem kui tööstusrevolutsiooni alguses.

Ligikaudu 280 ppm tasemelt on see kerkinud 399 ppm-ni (Mai, 2013) (NOAA, 2013). Kliimamuutuste pidevaks jälgimiseks on vajalik saada kogu Maa, nii maismaa, ookeanide kui atmosfääriseisundi ülevaateandmeid. Ühtedeks seni vähe tähelepanu saanud CO₂ allikateks on siseveekogud, mida veel hiljuti loeti inertseteks „torudeks“, mis transpordivad maist päritolu orgaanilist süsinikku Maailmamerre. Hinnangud näitavad, et siseveekogud on kõike muud kui passiivsed süsiniku transportijad (Battin *et al.*, 2009).

Kuigi veekogud on ühed olulised süsiniku reservuaarid, siis täielik teaduslik kindlus nendest pärinevate CO₂ koguste kohta on väike. Maailmas on hinnanguliselt 304 miljonit siseveekogu, mis võtavad enda alla rohkem kui 3% maismaa pindalast (Tranvik *et al.*, 2009). Suurem osa (~88%) antud järvedest jäävad vahemikku 0,001–0,01 km² (Downing *et al.*, 2006). Sellest hoolimata on nende panus globaalsesse süsinikuringesse märkimisväärne, sest enamik siseveekogusid on CO₂ üleküllastunud seisundis, emiteerides atmosfääri CO₂ või mattes seda orgaanilise süsinikuna veekogu põhja (Joonis 2) (Tranvik *et al.*, 2009). Järvedes mõõdetud CO₂ osarõhud (pCO₂) võivad olla atmosfääriga võrreldes mitmeid kordi suuremad (Aufdenkampe *et al.*, 2011), mistõttu toimub LOA rikastest veekogudest intensiivne süsinikdioksiidi transport atmosfääri (Sobek *et al.*, 2003).



Joonis 2. Läbi siseveekogude toimuv süsiniku transporti skemaatiline kujutus: aastased süsiniku transporti kogused Petagrammides (Pg) ($\text{Pg} = 10^{15} \text{ g}$) (Tranvik *et al.*, 2009).

Kaugseire valdkonnas on tehtud olulisi teaduspingutusi, et täpsustada kliimamudelitesse sisestatavaid andmeid (Tranvik *et al.*, 2009). Näiteks on kaugseire tehnikate ja algoritmide

täiustamise tulemusena paranenud siseveekogude pindala hinnangud (Aufdenkampe *et al.*, 2011). See on oluline, sest CO₂ voogude hinnangute täpsustamiseks on vajalik teada veekogude kogupindala. Veekogus olevat CO₂ hulka on kaudselt võimalik hinnata kaugseire abil, kasutades LOA värvunud komponendi mõõtmisi, sest nende näitajate vahel esineb tugev korrelatsioon (Laanen, 2007). Järvedest pärineva CO₂ voogude mõistmine aitaks selgitada ja täpsustada globaalset süsinikuringet ning ennustada, kuidas muutuv kliima mõjutab veekogudest pärineva CO₂ koguseid.

2.3 Lahustunud orgaanilise aine määramise meetodid

Veekogus oleva LOA koosseisu on **keemiliste analüüsidega** keeruline kindlaks teha, sest see eeldaks kõikide orgaaniliste ühendite määramist, mis on kallis ning aeganõudev protsess (Lindell *et al.*, 1999). Üks võimalus LOA-d määrata, on leida **lahustunud orgaanilise süsiniku kogus**. Meetod põhineb eeldusel, et umbes 60% LOA-st on lahustunud orgaaniline süsinik, mille kogust hinnatakse süsinikdioksiidi hulgaga, mis saadakse pärast põletamist või tugeva oksüdandi kasutamist (Laanen, 2007).

Lihtsamaks võimaluseks LOA koguse määramisel on **mõõta LOA seda osa, mis on võimeline neelama valgust ehk määrata värvunud lahustunud orgaanilise aine hulka vees**. Umbes 60–80% LOA molekulidest neelavad valgust ning neid on optilise seadme (spektromeeter, kaugseire sensor) abil võimalik määrata. Sellel meetodil on mitmeid eeliseid keemiliste tehnoloogiate ees: optilised meetodid on tunduvalt kiiremad, lihtsamad, odavamad, ning sel viisil kirjeldatakse kõikide lahustunud ainete optilisi omadusi hoolimata päritolust ja keemilisest struktuurist (Bricaud, Morel & Prieur, 1981).

Värvunud lahustunud orgaanilisel ainel (CDOM) on ajalooliselt olnud mitmeid nimetusi: *gelbstoff*, *yellow substance*, *humic substance*, *gilvin*, *acuatic humus* ja *Chromophoric Dissolved Organic Matter*. Selle kogust vees väljendatakse filtreeritud vee neeldumiskoeffitsiendiga mingil kindlal lainepikkusel, tavaliselt vahemikus 380–440 nm (Arst, 2003). Erinevate meetodite alusel on vees lahustunud ning lahustumata orgaanilise aine eristamisel võetud piiriks läbimine filtrist 0,2–0,7 µm juures (Steinberg, 2003). Väike poori suurus tagab ainult lahustunud orgaanilise aine ja kolloidosakeste läbipääsemise. See tähendab, et kõik, mis läbib antud poorisuurusega filtrit, loetakse lahustunud orgaaniliseks aineks ning filtrile jäävat osa partikulaarseks aineks (Laanen, 2007). Kasutades 0,6–0,7 µm

suuruseid GF/F klaaskiud filtreid, on neeldumistulemused keskmiselt 4% kõrgemad, kui 0,2 µm poori suurusega filtritel. Optiliselt puhtamates veekogudes võib see efekt olla isegi suurem. Korrelatsioon kahe erineva poorisuurusega filtri (0,2 µm ja 0,7 µm) tulemustel on kõrge ($R^2 = 0,993$) (Reinart, Paavel & Tuvikene, 2004).

On näidatud, et värvunud lahustunud orgaanilise aine neeldumisspekter on küllalt hästi kirjeldatav eksponentfunktsiooni abil [2] (Bricaud, Morel & Prieur, 1981, Sipelgas *et al.*, 2003).

$$a_{CDOM}(\lambda) = a_{CDOM}(\lambda_0) e^{-S_{CDOM}(\lambda - \lambda_0)} \quad [2]$$

$a_{CDOM}(\lambda)$ on värvunud lahustunud orgaanilise aine põhjustatud kiirguse neeldumiskoeffitsient lainepikkusel λ . $a_{CDOM}(\lambda_0)$ on sama mingil referents lainepikkusel λ_0 . S_{CDOM} on nn tõusuparameeter, mis näitab, kuidas CDOM-i neeldumine lainepikkuse kasvades väheneb.

Neeldumisspektri eksponentfunktsiooni sobitamisel on mitmeid eeliseid: (1) annab võimaluse ekstrapoleerida tulemust piirkondadesse, kus mõõteandmeid ei ole; (2) võimaldab arvutada värvunud lahustunud orgaanilise aine kontsentratsiooni C_{CDOM} , sidudes neeldumiskoeffitsiendi väärtused empiiriliste valemite abil kontsentratsiooniga. $a_{CDOM}(\lambda)$ ega C_{CDOM} ei pretendeeri tõelisele värvunud lahustunud orgaanilise aine väärtusele, vaid pigem annavad ligikaudseid LOA hinnanguid läbi selle optilise mõju.

EkspONENTfunktsiooni tõus (S) kirjeldab värvunud lahustunud orgaanilise aine neeldumiskõverat ning see arvutatakse üle lainepikkuste vahemiku. Arvutusvahemikku tuleb edasistes arvutustes teada ja tulemustes selgitada, sest nagu Sipelgas *et al.*, (2003) näitasid, võib vahemikus 350–700 nm arvutatud S väärtus olla kuni 30% madalam kui vahemikus 350–500 nm. S väärtuse abil pole võimalik midagi öelda veekogude tüübi ega sesoonsete muutuste kohta, pigem kirjeldab see huumusainete päritolu (Bricaud, Morel & Prieur, 1981, Davies-Colley *et al.*, 1987, Sipelgas *et al.*, 2003, Laanen, 2007). Maist päritolu LOA on enamasti keerukama struktuuriga kui veekogst pärit LOA, ning tal on suurem molekulaarmass, mis peegeldub madalamates S koefitsiendi väärtustes. S tõus on järsem avamerel ning lamedam kaldalähedastel aladel. S kasvab humiainete molaarmassi, aromaatsuse ja pH vähenedes

(Arst, 2003, Laanen, 2007). Käesolevas töös arvatati S väärtus lainepikkuste vahemikus 400–550 nm.

LOA määramine satelliitidelt põhineb sellel, et päikeselt saabuv kiirgus tungib vette ning neeldub ja hajub vees olevatel optiliselt aktiivsetel ainetel. Neeldumis- ja hajumisprotsessid nõrgendavad kiirgust ja selle spektraalset koostist ning veest tagasi hajunud kiirguse analüüsimisel on võimalik saada kvantitatiivset informatsiooni veekogus olevate ainete kontsentratsioonide kohta (Laanen, 2007).

Kaugseire kõige suuremaks eeliseks traditsiooniliste mõõtmiste ees on selle ruumiline dimensioon, mida pole võimalik saavutada ühelgi muul viisil. Kaugseire on paljudel juhtudel ainukeseks meetodiks, mis võimaldab maakera eri paiku katta ühetaolise informatsiooni ja piisava sagedusega. Teiseks oluliseks eeliseks on ajaline resolutsioon. Satelliitide abil on võimalik saada järjepidevat ajakohast informatsiooni, mis aitab kaasa operatiivsete otsuste tegemisele. Viimane on oluline ka aegriidade koostamisel, mis aitavad hinnata muutusi pikemate perioodide jooksul (Sathyendranath, 2000).

Kuigi kaugseire omab mitmeid eeliseid, on sellel tehnoloogial ka tuntavaid piiranguid (Lindell *et al.*, 1999; Sathyendranath, 2000; Laanen, 2007; Alikas *et al.*, 2008):

1. Üheks kõige suuremaks probleemiks meie laiuskraadil on tihti pilvine taevas ning sellest tulenevalt kaugseireks sobilike ilmade vähesus.
2. Suureks mõjutajaks on atmosfäär ning kvaliteetsete tulemuste saamiseks vajatakse täpset atmosfäärikorrektsiooni.
3. Naaberpiikslite mõju mõõdetavale signaalile (naabrusefekt).
4. Sensori väike ruumiline lahutus ei luba seirata väiksemaid veekogusid.
5. Ajaline ühtivus *in situ* mõõtmisega. *In situ* mõõtmistel võib veekogu kahe punkti mõõtmiste vahel olla mitu tundi, samas kui satelliidimõõtmisel saadakse andmed ühe veekogu kohta peaaegu hetkega.
6. Ruumiline erinevus *in situ* ja õhust tehtud mõõtmistel. See tähendab, et kui punktmõõtmine annab mingi kindla punkti veeproovi väärtuse, siis näiteks töös analüüsitud sensor MERIS (*The MEdium Resolution Imaging Spectrometer*) pildil on selle „punkti“ suurus 300x300 meetrit.
7. Universaalsete sobivate algoritmide puudus. CDOM-i edukat määramist raskendab selle omadus neelata kiirgust peamiselt UV ja sinises spektripiirkonnas, kus signaal-

müra suhe on atmosfääri mõjude tõttu paljudel seadmetel madal (Kutser *et al.*, 2005). Tänapäeval on üldiselt aktsepteeritud, et universaalse kaugseirealgoritmi väljatöötamine optiliselt keerukate veekogude jaoks on väga vaevanõudev või vahel isegi võimatu ja seetõttu tuleb kasutada kohalikele oludele vastavaid algoritme (Arst, 2003).

Rannikuvete ja suurte järvede jaoks laialdaselt kasutatavate MERIS/Envisat piltidelt CDOM väärtuste määramise sobimatust on uurinud mitmed autorid (Laanen, 2007, Alikas *et al.*, 2008, Kratzer & Vinterhav, 2010), neid on ka parandatud MERIS järeltöötluste käigus. Antud töös kasutatavate MERIS/Envisat CDOM lokaalsete algoritmide kirjeldused on toodud töö metoodika osas 4. peatükis.

Enamasti kasutatakse LOA hindamisel keerukaid bio-optilisi mudeleid, samas on mõningatel juhtudel võimalik saada häid tulemusi ka lihtsamalt, suhestades erinevaid satelliidikanaleid (lainepikkuseid). **Lihtsal kanalisuhtel põhinevaid (empiirilisi) algoritme** kasutatakse üsna sagedasti OAA uurimiseks veekogudes (Attila, 2013., Kutser, 2004, Kallio, 2001). Maailmamere ookeaniuuringutes on taoline lähenemine eriti tavaline ja ka tulemused on head, sest need põhinevad suurtel andmehulkadel ning sealne atmosfäärikorreksioon on täpsem kui ranniku- ja siseveekogudel (Laanen, 2007). Võrreldes näiteks Närvivõrgustiku (*Neural Network*) treenimisega, on tegemist väga lihtsa meetodiga ning see on ka üks peamiseid põhjuseid, miks taolist analüüsimeetodit kasutatakse.

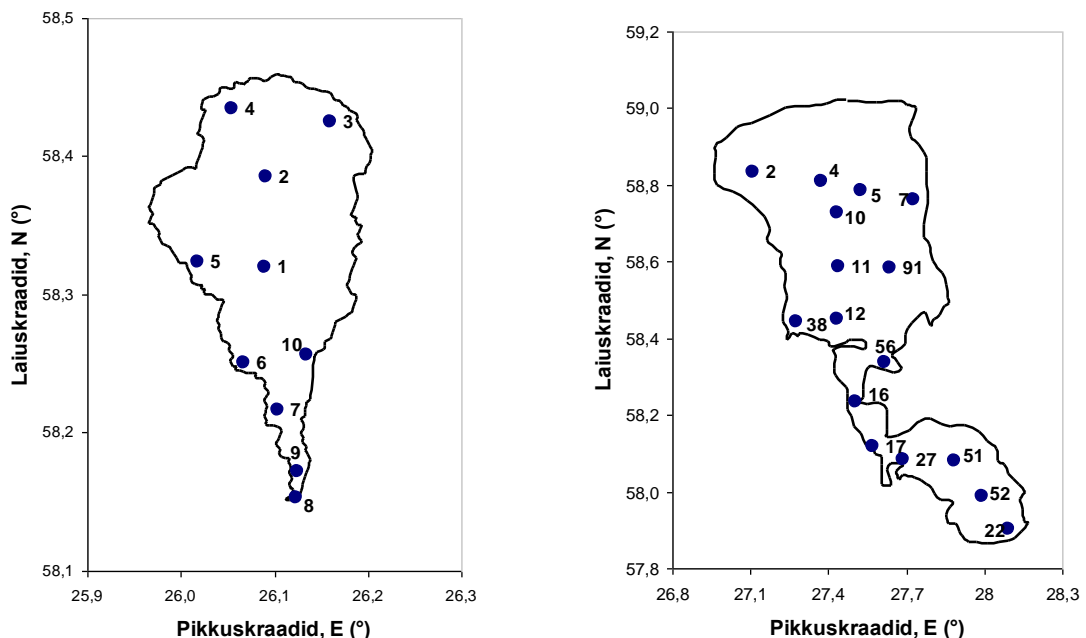
Idee seisneb selles, et mõõdetud väärtus spektrikanalis, mis on uuritava OAA muutuste suhtes tundlik, tuleb jagada spektrikanaliga, mis on vähetundlik. Kuna CDOM neelab väga hästi valgust spektri lühemas osas (Joonis 1), siis üks kanal peaks olema võimalikult lähedal sinisele spektripiirkonnale. Kuid seda piirkonda mõjutavad tugevasti atmosfääri olud ning mõõteseadmete ebapiisav tundlikkus lühema lainepikkusega regioonis (Laanen, 2007). Lisaks on antud meetodi puuduseks see, et enamasti on tegemist väga asukohapõhise valemiga, mis annab häid tulemusi vaid piirkonnas, mille kohta tulemusi arvutati. Seega pole olemas ühte kindlat kanalisuhtel põhinevat empiirilist CDOM algoritmi. Kolmandaks nõrgaks küljeks on meetodi põhinemine eeldustel, et teised OAA-d ei mõjuta oluliselt arvutamiseks mõeldud peegeldustegurit (Strombeck and Pierson, 2001).

Taolist empiirilist lähenemist testitakse ka käesoleva töö alapeatükis 5.7, et leida Peipsi ja Võrtsjärve jaoks sobivad kohalikud algoritmid.

3. Uuritud järvede iseloomustus

Töös kasutatud andmed pärinevad kahest Eesti suurimast järvest: Võrtsjärvest ja Peipsi järvest. Tegemist on Case-2 tüüpi veekogudega. Case-1 ja Case-2 on veekogude määramise võimalus, kus esimesed on tüüpiliselt puhtad ookeaniveed, mille veeparameetreid saab modelleerida funktsioonina fütoplanktoni kontsentratsioonist, olles selle veekeskonna peamiseks OAA-ks. Case-2 tüüpi veekogudes on aga vähemalt kaks erinevat üksteisest sõltumatult varieeruvat muutujat (LOA, klorofüll-a, tripton). Tüüpiliselt on sellisteks siseveekogud ja rannikud. Taolistes veekogudes on kaugseire abil parameetrite määramine raskendatud, sest need on optiliselt keerukad veekogud (Sathyendranath, 2000).

Võrtsjärv ning Peipsi on omavahel ühenduses Suure Emajõe, moodustades hüdrooloogiliselt ühtse süsteemi. Seetõttu on nende kahe järve veerežiimis üldjoontes palju kokkulangevusi, eriti veetaseme pikaajalistes muutustes. Samas on Võrtsjärv ka paljuski Peipsist erinev, omades teistsugust temperatuuri- ning jäärežiimi (Järvet, 2003). Mõlemad järved kuuluvad riikliku keskkonnaseire programmi regulaarselt seiratavate järvede hulka, olles seega ühed paremini uuritud veekogud Eestis (EELIS, 2008). Satelliitsensor MERIS vaateväljas on mõlemad järved iga ühe–kahe päeva järel. Joonisel 3 on toodud mõlema järve riikliku seire mõõtmispunktide asukohad.



Joonis 3. Võrtsjärve (vasakul) ning Peipsi järve (paremal) riikliku seire mõõtmispunktide asukohad. Number vastab punkti numbrile seireprogrammis (EELIS, 2008).

3.1 Võrtsjärv

Võrtsjärve pindala on 270 km² ning valgala 3104 km². Oma suuruse kohta on järv üpris madal – keskmine sügavus on 2,8 m ja suurim sügavus 6 m. Järve ruumala on 0,75 km³ ning aastane sissevool 0,77 km³. Järve veerežiimi iseloomustavad pikaajaline kevadine suurvesi, suvine ja talvine madalvesi ning sügisene märgatav veetõus (Järvet, 2003). Võrtsjärve orgaanilise aine sisaldus vastab Eesti järvede keskmisele ja on kogu järves üsna ühtlane. Huumusaineterikka jõevee mõju avaldub eeskätt järve suubuvate jõgede suudmealadel. Võrtsjärv on tüüpiline läbivoolujärv, kuhu suubub viis jõge, seitse oja ning üheksa peakraavi, kuid millest voolab välja vaid Peipsi järve suubuv Suur Emajõgi (Raukas, 2003). Enamik järve suubuvatest jõgedest saab alguse ümbritsevatelt kõrgustikelt, mistõttu on Võrtsjärve vesi kaltsium–vesinikkarbonaatset tüüpi ja üsna kõrge mineraalsusega. Samuti tuuakse jõgedega sisse peamine osa järves olevast orgaanilistest ainetest (Tuvikene *et al.*, 2003).

Võrtsjärve vees nõrgenevad kiiremini nähtava spektri servadele jäävad sinine ja punane valgus ning kõige sügavamale tungib Võrtsjärves rohekaskollane valgus, mille lainepikkus on 560–660 nm. Lühemalainelises spektriosas on peamisteks valgust neelavateks komponentideks klorofüll-a ja lahustunud orgaaniline aine, millest viimane on kõige suuremaks valgust neelavaks komponendiks, võttes enda kanda 40–52% kogu neeldumisest (Reinart & Nõges, 2003). Lahustunud orgaanilise aine mõju järve valgusoludele on suurim varakevadel. Hiljem selle osatähtsus väheneb ning suureneva hakkab neeldumine kiiresti paljunevas fütoplanktonis. Fütoplankton ühtlasi hajutab valgust ning selle lagunemisel tekkiva pudeme hulga kasv suurendab nii neeldumist kui ka hajumist (Reinart & Nõges, 2003).

Üldiselt on Võrtsjärv hästi läbisegunenud, erandiks vaid järve kitsas lõunaots, kus avaldub Väikese Emajõe mõju ja vohab taimestik, mis takistab veevahetust muude järve osadega. Kui suve jooksul järve veetase langeb, suureneb lainetuse mõju põhjasetetele, mille tõttu seguneb vesi tuulelainetuse tõttu vertikaalselt üpris hästi (Raukas, 2003). Veevaesel perioodil väheneb märgatavalt ka sissevoolava vee huumusainete kontsentratsioon, mistõttu lisanduv vesi on heledam. Samas tõstab lainetus põhjasetetest aineid taas vette, suurendades heljumiainetes ja fosfori sisaldust vees. Võrtsjärve vesi on kõige läbipaistvam talvel, kui Secchi kettaga mõõdetud läbipaistvus ulatub keskmiselt 2,5–3,2 meetrini. Jäävabal ajal on kõige sagedamini mõõdetud läbipaistvuseks 0,9 m. Tormide ajal veesambasse kistud põhjasetted võivad vee läbipaistvust kahandada 10–15 sentimeetrini (Reinart & Nõges, 2003).

3.2 Peipsi järv

Peipsi järv on Eesti ja Venemaa piiril asuv Eesti suurim ning Euroopa suuruselt neljas järv (Haberman, Timm & Raukas, 2008). See koosneb kolmest üpris selgesti eristuvast osast. Kõige suurema pindalaga on järve põhjapoolne osa Peipsi s.s (*sensu stricto*), mille pindala on 2611 km² (73% järve pindalast). Lõunapoolsesse ossa jääb Pihkva järv, mille pindala on 708 km² (20%). Neid kahte suuremat järve ühendab väinataoline Lämmijärv pindalaga 235 km² (7%), olles üpris tõhusaks vee vahendajaks kahe suurema järve vahel. Kokku on veepeegli pindala keskmise veetaseme korral (koos Lämmi- ja Pihkva järvega) 3555 km² ja valgala pindala 47 814 km². Järve keskmine sügavus on 7,1 m ning maksimaalne sügavus 15,3 m. Järve ruumala on 25,1 km³ ning sinna suubub ligikaudu 240 jõge, kuid sarnaselt Võrtsjärvega on ka Peipsis vaid üks väljavool – Narva jõgi, mis suubub Soome lahte. (Haberman, Timm & Raukas, 2008).

Järve veerežiimi iseloomustab talvine veetaseme langus, kevadine suurvesi, suvine veetaseme langus ning sügisene veetõus. Sissevoolavatest jõgedest on suurima mõjuga Suur Emajõgi, Võhandu jõgi ning Velikaja, millest viimasel on suubuvatest jõgedest suurim valgala. Peipsi järv on OAA poolest üsna rikas. Vee värvus varieerub helerohelisest tumepunakaspruunini. Kollast, pruuni ja punakat tooni annavad Peipsile peamiselt valgalalt pärit huumusained, roheline värvus on põhjustatud vees vahavatest vetikatest (Milius & Haldna, 2008).

Peipsis on päevavalguse sinise spektriosa nõrgenemisest 34–80% põhjustatud CDOM-ist. Järveosad erinevad üksteisest oluliselt vee värvuse poolest: kõige heledama veega on Peipsi s.s; Lämmijärve ja Pihkva järve vesi on juba tunduvalt tumedam, seal mõjutavad vee värvust enam allohtoonsed huumusained (Reinart, 2008). Peipsi s.s osas on ülekaalus autohtoonsed orgaanilised ained, teistes järveosades on peale planktonilist päritolu ainete suur osa ka allohtoonsetel orgaanilistel ainetel, mida kantakse vette nii Lämmi- kui ka Pihkva järve suubuvate jõgede kaudu (Milius & Haldna, 2008). Järve vee keskmine läbipaistvus mõõdetuna Secchi kettaga on jäävabal perioodil enamasti 0,6–2,6 m, keskmiselt 1,5 m. Peipsi s.s osas sõltub läbipaistvus peamiselt fütoplanktoni elutegevusest, Lämmijärves ja Pihkva järves ka humiinainetest. Kevadtalvest juunini läbipaistvus Peipsi Suurjärves suureneb, seejärel väheneb. Vesi on kõige vähem läbipaistev augustis, fütoplanktoni, eriti sinivetikate intensiivseima õitsengu ajal (Milius & Haldna, 2008).

4. Andmed ja metoodika

Käesolevas töös on 2008–2011. aasta *in situ* andmete ning 2008. aasta satelliidiandmete põhjal uuritud Peipsi ning Võrtsjärve. Töös on kasutatud Eesti Maaülikooli Võrtsjärve Limnoloogiakeskuse andmebaasi andmeid, mida on kogutud Riikliku seireprogrammi raames. Veetaseme andmed pärinevad Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituutuudi (EMHI) andmebaasist. *In situ* andmeid võrreldi kaugseire sensoriga MERIS. Magistritöö jaoks valiti Eesti Maaülikooli Võrtsjärve Limnoloogiakeskuse andmebaasist OAA *in situ* andmed (LOA neeldumine, klorofüll-a, koguhõljum, mineraalne ja orgaaniline hõljum). Iga proov sisaldas kõiki viit neist.

Võrtsjärve kohta oli aastatel 2008–2011 *in situ* proove kokku 132. Aastal 2008 – 53 proovi, 2009 – 31 proovi, 2010 – 30 proovi ja 2011 – 18 proovi.

Peipsi järve kohta oli aastatel 2008–2011 *in situ* proove kokku 275. Aastal 2008 – 75 proovi, 2009 – 60 proovi, 2010 – 38 proovi ja 2011 – 102 proovi.

4.1 Värvunud lahustunud orgaanilise aine (CDOM) neeldumisspektri laboratoorne mõõtmine

Veeproovid on kogutud Peipsi- ja Võrtsjärvest Tartu Observatooriumi ja Võrtsjärve Limnoloogiakeskuse 2008.–2011. aasta ekspeditsioonide käigus. Veeproovide esmane töötlus on tehtud kohe pärast proovi võtmist. Filtreerimiseks kasutati esmalt suurema pooriga (0,7 µm) eel-pestud Whatmani tüüpi GF/F klaaskiudfiltrit ja seejärel väiksema (0,2 µm) pooriga filtrit. Veeproovid säilitati edasiseks mõõtmiseks Limnoloogiakeskuse laboris jahedas. Neeldumiskoeffitsient mõõdeti spektrofotomeetriga U-3100. Proove mõõdeti destilleeritud vee suhtes lainepikkuste vahemikus 280–800 nm, sammuga 1 nm. Mõõtmistel kasutatud küveti suuruseks oli 5 cm.

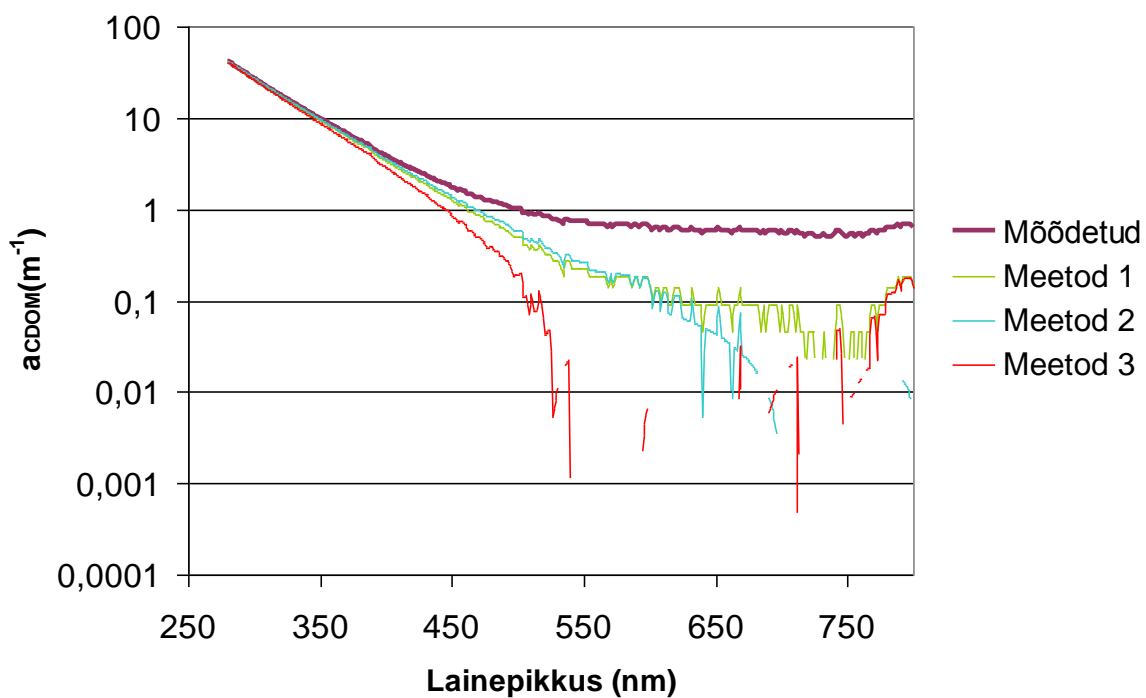
Saadud mõõtetulemustest arvutati näiv neeldumiskoeffitsient x_λ [3] (Lindell *et al.*, 1999):

$$x_\lambda = 2,303D_\lambda / r \quad [3]$$

Koeffitsiendiga 2,303 viiakse arv naturaallogaritm astmele, D_λ on mõõdetud neeldumine antud lainepikkusel ning r on küveti pikkus.

Neeldumiskoeffitsienti nimetatakse näivaks, kuna filtreeritud veeproovi võis jääda väga väikesi osakesi või filtreerimisega tekkinud õhumulle, mis kõik suurendavad valguse hajutamise neeldumiskoeffitsiendi väärtust (Bricaud, Morel, Prieur, 1981).

Tegeliku neeldumiskoeffitsiendi leidmiseks tuleb näiv neeldumiskoeffitsient korrigeerida hajumise suhtes (Joonis 4). Asetades mõõtmistulemused logaritmilisse skaalasse, peaks neeldumiskoeffitsient olema sirgjoon, millel on negatiivne tõus kogu spektripiirkonna ulatuses. See tähendab, et lainepikkuse suurenedes kahaneb neeldumine eksponentsiaalselt, nii nagu valem [2] seda kirjeldab.



Joonis 4. Erinevate neeldumisspektrite korrigeerimise võimaluste võrdlus (meetod 1, 2, 3).

Joonisel 4 on näha valemi [3] järgi arvatud näiv neeldumisspekter ja võrreldud kolme erinevat korrigeerimise võimalust:

Meetod 1 – näivast neeldumisspektrist lahutatakse neeldumiskoeffitsiendi väärtus 750 nm-l, sest sellel lainepikkusel on CDOM-i neeldumine kaduvväike ning kogu mõõtetulemus iseloomustab hajumist (Laanen, 2007).

Meetod 2 – Bricaud, Morel, Prieur, 1981 pakutud valem:

$$a_{CDOM}(\lambda) = a'_{CDOM}(\lambda) - a'(700) \left(\frac{\lambda}{700} \right) \quad [4]$$

kus a'_{CDOM} on näiv neeldumine lainepikkusel λ ja $a'(700)$ on näiv neeldumine lainepikkusel 700 nm.

Meetod 3 – Davies-Colley & Vant 1987 pakutud valem:

$$a_{CDOM}(\lambda) = a'_{CDOM}(\lambda) - a'(740) \left(\frac{740}{\lambda} \right) \quad [5]$$

kus a'_{CDOM} on näiv neeldumine lainepikkusel λ ja $a'(740)$ on näiv neeldumine lainepikkusel 740 nm.

Kokku on töös kasutatud 407 mõõdetud spektrit ning neile kõigile rakendati korrigeerimise meetodit 1, sest see on eelnevatest lihtsamini teostatav, ei põhjusta andmete kadu ning jääb kahe teise kirjeldatud korrektsiooni väärtuste vahele.

4.2 Satelliidipiltidelt CDOM-i määramine

4.2.1 Kaugseire parameetrid

Veekaugseire eesmärgiks on tuletada kvantitatiivset informatsiooni veekogus olevate ainete tüübi ning kontsentratsioonide kohta, kasutades selleks veest lahkuva signaali tugevust ning spektraalse kuju erinevusi. Selleks tuleb teada selle keskkonna optilisi omadusi ning mõista seal toimuvaid protsesse (Lindell *et al.*, 1999). Veekogude optilisi parameetreid jaotatakse veekaugseire kontekstis kaheks: esmased optilised parameetrid (*inherent optical properties*) ning tuletatud optilised parameetrid (*apparent optical properties*). Esmased optilised parameetrid sõltuvad ainult veekogu füüsikalistest ning keemilistest parameetritest. Sellised on neeldumine (a , m^{-1}), hajumine (b , m^{-1}) ning ruumhajumisfunktsioon ($\beta(\chi)$, $m^{-1} sr^{-1}$), mis kirjeldab valguskvandi hajumise nurkjaotust. Tuletatud optilised parameetrid sõltuvad lisaks esmastele optilistele parameetritele ka veekogu kohal oleva valgusvälja nurkjaotusest. Sellised parameetrid on veesambas vertikaalselt nõrgeneva kiirguse koefitsient [$K_d(\lambda)$], valguse difuusne peegeldumiskoefitsient [$R(z, \lambda)$], mis näitab üles ja alla suunatud kiiritustiheduste suhet sügavusel z ja kaugseire peegeldustegur [$R_{rs, (+0, \lambda)}$], mis näitab veest lähtuva kirkuse ja pinnale langeva kiiritustiheduse suhet (Lindell *et al.*, 1999).

Antud töös on kasutatud satelliidipiltidelt määratud kaugseire peegeldustegurit R_{MERIS} ja lahustunud orgaanilise aine neeldumistegurit lainepikkusel 443 nm, a_{CDOM} (m^{-1}).

4.2.2 MERIS/Envisat satelliidipildid

Töös kasutatud pildid pärinevad MERIS sensorilt, mis asub Euroopa Kosmoseagentuurile (ESA) kuuluva satelliidi Envisat (*Environmental Satellite*) pardal. Satelliit lennutati orbiidile 1. märtsil 2002 aastal. Kahjuks kaotati satelliidiga side 8. aprillil 2012. aastal, vaid mõned nädalad pärast oma 10. aastapäeva tähistamist orbiidil. 9. mail kuulutas ESA Envisati missiooni lõppenuks (ESA, 2012). Satelliit tiirles 800 km kõrgusel päikesesünkroonsel orbiidil ja oli optimeeritud töötama eelkõige rannikuvetes, kuid andis häid tulemusi ka taimkatte kaugseires. MERIS-e vaateväli oli $68,5^\circ$ ja pildivälja laius 1150 km. Sensor andis globaalse katvuse iga kolme päeva tagant ekvaatoril ning iga kahe päeva tagant suurematel laiustel kui 50° nii põhjas kui lõunas (ESA, 2006).

MERIS sensoril on 15 spektraalkanalit (Lisa 1), enamik olulised optiliselt keerukamatest rannikuvetest andmete saamiseks, kus on suur nii nende ainete kontsentratsioon kui ka varieeruvus (ESA, 2006). MERIS-elt saadud pilte pakutakse kahes formaadis. Täieliku ruumilise lahutusega (FR – *full resolution*), kus piksli suurus on 300 x 300 m ning taandatud ruumilise lahutusega (RR – *reduced resolution*), kus resolutsioon on 1200 x 1200 m.

Antud töös on analüüsimiseks kasutatud Peipsi ja Võrtsjärve kohta 2008. aasta FR pilte, mis on pärit Tartu Observatooriumi pildiarhiivist, kokku 42 Level 1 pilti. Level 1 puhul on tegemist esmase töötlustulemiga, kus klassifitseeritakse pikslid (maa, ookean, rannajoon, erk piksel), sooritatakse geolokatsioon ning radiomeetriline töötlus (mõõdetud signaalid teisendatakse geofüüsikalisteks parameetriteks).

4.2.3 Atmosfäärikorrektsioon

Atmosfäärikorrektsioon on üks keerukamaid protseduure vee koostisosade määramisel satelliitidelt (Schroeder *et al.*, 2007). Probleem seisneb selles, et sensori mõõdetud signaal sisaldab lisaks vajalikule kiirgusele ka signaali veepinna ja mõõtesensori vahele jäävast atmosfäärist, mille kogus võib ulatuda rohkem kui 80%-ni sensorini jõudvast kiirgusest (Sathyendranath, 2000). Seepärast tuleb töötluse käigus eemaldada atmosfääri neeldumise- ja hajumise efektid. Atmosfäärikorrektsiooni algoritmide eesmärgiks on atmosfääri ülakihi

kiirguse taandamine maapinnalähedase heleduskordaja ühikutesse ehk selliseks, nagu oleks veest lahkuva kiirguse signaal atmosfääri puududes. See eeldab kõikidelt vee kohal olevatelt objektidelt (õhumolekulid, aerosoolid, õhukesed pilved) tagasi hajunud kiirguse ja veepinnalt peegeldunud kiirguse määramist (Schroeder *et al.*, 2007). Case-1 veekogude atmosfäärikorreksioon on lihtsam, kuna seal eeldatakse, et lähisinfra punases (NIR) piirkonnas läheneb veest lahkuva kiirguse hulk nullile. Signaal, mis samas piirkonnas satelliidisensorini jõuab kujutab seega atmosfääri olusid ning saadud tulemusi ekstrapoleeritakse nähtavasse piirkonda, mis lubab arvutada nähtavast spektriosast veest lahkunud kiirguse hulka (Sathyendranath, 2000).

Case-2 veekogudel aga selline lähenemine ei toimi, sest taolised veekogud sisaldavad heljumit, seetõttu lahkuvad sellistest veekogudest olulisel määral kiirgust nii nähtavas kui ka lähisinfra punases piirkonnas. Selle tulemusena tehakse pikslitele ülekorrektsioon, sest hajumine aerosooliosakestelt hinnatakse suuremaks, kui see tegelikult on (Schroeder *et al.*, 2007). Lisaks on rannikute kohal oleva atmosfäärisamba koostis teistsugune, kui avaookeani kohal. Seal on näiteks maa pealt üleskeerutatud tolmu ning antropogeenseid aerosoole, mis on enamasti heade neeldumisomadustega gaasid.

Antud töös on kasutatud töötluspaketi BEAM (**B**asic **E**RS & **E**NVISAT (A)ATSR and **M**ERIS toolbox) protsessorites vaikimisi sisalduvaid korrektsioone.

4.2.4 Tarkvarapakett BEAM

Sensori MERIS pilte töödeldi ja analüüsiti tarkvaraga BEAM (versioon 4.10). See on vabavaraline programm piltide töötlemiseks, mille valmistas Brockmann Consult koostöös Euroopa Kosmoseagentuuriga. Töö üheks eesmärgiks on testida tarkvarapakteis sisalduvaid vee kvaliteedi töötlusmooduleid, et saada teada, missugune neist annab kõige parema tulemuse. Nendeks mooduliteks on BOREAL, Case-2-Regional ning FUB/WEW, mida on kirjeldatud allpool.

Lisatöötlusena on kasutatud programmis BEAM olevat *Spatial subset* tööriista, mis lubab originaalpildist välja lõigata uuritava piirkonna. Selle peamiseks eesmärgiks on vähendada arvutusteks kuluvat aega. Väga suureks abiks on see sel juhul, kui Läänemeri ja selle kaldad võtavad enda alla suure osa esialgsest pildist. Iseäranis oluline on see juhul, kui kasutada naabrusefekti korrigeerimise protsessorit ICOL, mis vajab palju arvutusvõimsust.

4.2.5 Naabrusefekti korrigeerimine mooduliga ICOL

Uuriti ka naabrusefekti korrigeeriva protsessori ICOL (*Improved Contrast between Land and Ocean*) mõju tulemustele. Naabrusefektiks nimetatakse olukorda, kus kaugseire mõõtmistulemust mõjutab uuritavat piirkonda ümbritsevalt alalt pärinev signaal. Efekt avaldub, kui heledamalt alalt pärit footonid hajuvad ja peegelduvad atmosfääris olevatelt osakestelt ning jõuavad lõpuks sensorini. Naabrusefekti mõju on eriti oluline, kui kahe pinna heledustes on suur erinevus. Maismaa mõju vee pikslitele loetakse oluliseks kuni 10 km kaugusel rannikust. Just rannikuvetes ja järvedes on see efekt suur, sest veekogud on nähtavas ja lähisinfrapunases spektripiirkonnas palju tumedamad kui maapind. Taimkattel on lähisinfrapunases spektripiirkonnas suur peegeldustegur ning heledamatelt aladelt tagasi-pegeldund valgus tekitabki naabrusefekti. ICOL lisatöötlus on andnud häid tulemusi piirkondades, kus veekogu ümbritseb mets (Koponen *et al.*, 2008).

Antud töös kasutati korrigeerimiseks BEAM tarkvara protsessorit ICOL (*Improved Contrast between Ocean and Land*) (versioon 2.7.4). Sisendina kasutatakse MERIS sensori Level-1 tulemit. Ümberarvutusi tehakse kõikide kanalite väärtustele, välja arvatud lainepikkused 761 nm ja 900 nm (Pedrero, 2009). Kuigi naabrusefekti mõju ulatub ligikaudu 10 km kaugusele rannikust, korrigeerib ICOL tarkvara seda kuni 30 km kaugusele rannikust, et vältida pildil nähtavaid nihkeid (Kratzer & Vinterhav, 2010).

Kõigepealt arvutab algoritmi ettevalmistav moodul atmosfääri ülakihi kirkuse ümber atmosfääri ülakihi peegeldusteguriks. See hõlmab endas korrigeerimise osooni, hapniku ja veeauru mõju eemaldamiseks. Seejärel rakendatakse moodulilt, mis teeb korrigeerimise arvustades Rayleigh hajumist ning seda pikslitele, mis asuvad maismaa läheduses ($d < 30$ km). Edasi rakendatakse pikslitele mudel, mis annab võimaluse korrigeerida naabrusefekti aerosooli komponenti (Pedrero, 2009).

Töötlemisel tarkvaraga BEAM tuleb esmalt valida sisend- ja väljundparameetrid. Seejärel mooduli seadete alt piirkond, millele soovitakse moodulit rakendada. Edasi saab seadistada aerosooli tüübi määramise meetodit või kasutada ICOL-i enda algoritmi, mida kasutati ka selles töös. Eelseadistamise viimase osana määrati, et protsessor arvustaks arvutustes Case-2 veekogusid.

4.2.6 Moodul Case–2–Regional

Arendatud Case–2 tüüpi veekogude jaoks. Selle protsessori algoritm põhineb mitte–lineaarse regressiooni ehk Närvivõrgustiku meetodil (Doerffer & Schiller, 2008). Töötlemine toimub kahes osas: atmosfäärikorrektsioon ning seejärel vee koostisosade arvutamine. Pärast atmosfäärikorrektsiooni tegemist, kasutab protsessor arvutamiseks kaheksa MERIS-e kanali (412 nm, 442 nm, 490 nm, 510 nm, 560 nm, 620 nm, 665 nm ja 708 nm) heleduskoeffitsiendi logaritmi väärtust. Lisaks nendele kanalitele on protsessori sisenditeks päikese seniitnurk, vaateseniitnurk ning vaate– ja päikese asimuudi erinevus.

Tulemiks on algoritm kolmest optilisest parameetrist:

1. kõikide osakeste hajumine;
2. fütoplanktoni pigmentide neeldumiskoeffitsient;
3. CDOM-i neeldumiskoeffitsient.

Seejärel arvutatakse esmaste optiliste parameetrite abil klorofüll-a (mg/m^3) ja heljumi (kuiv kaal) (g/m^3) kontsentratsioon ning CDOM-i neeldumine (m^{-1}). Närvivõrgustik on välja töötatud Lisas 2 toodud piirväärtuste jaoks. Töös kasutati versiooni 1.5.2. Edaspidi töös märgitud lühendatult C2R.

4.2.7 Moodul BOREAL

Protsessor BOREAL on välja arendatud mooduli C2R baasil. Protsessor sisaldab algoritmi atmosfäärikorrektsiooniks ja algoritmi veest lahkuva kiirguse abil veeparameetrite teada saamiseks (esmaste optiliste parameetrite neeldumine ja hajumine, koguhõljumi ja klorofüll-i kontsentratsioon). Erinevus tuleneb Närvivõrgustiku väljatöötamiseks kasutatud andmetest ja nende ulatusest, mida kirjeldab Lisas 2 toodud tabel (Koponen *et al.*, 2008). See algoritm on välja töötatud spetsiaalselt järvede jaoks Soome järvede näitel. Ka vee algoritm on analoogne C2R algoritmile. Töös kasutati versiooni 1.5.2. Edaspidi töös märgitud lühendatult BOR.

4.2.8 Moodul FUB/WeW

Tegemist on BEAM tarkvara protsessoriga, mis on välja arendatud Free University of Berlin (FUB) poolt ning spetsiaalselt disainitud Euroopa rannikuvete jaoks. Sisendina kasutatakse MERIS Level 1b kanalite 1–7, 9, 10 ja 12–14 atmosfääri ülakihi kirkuseid, et saada kaugseire heleduskoeffitsiendid maapinnal, aerosooli spektraalne optiline paksus ning kolme vee komponendi (klorofüll-a ning koguhõljumi kontsentratsioon ja CDOM neeldumine

lainepikkusel 443 nm) tulemid. Protsessori algoritm on ühesammuline (atmosfääri–korrektsioon ja veekogude parameetrite saamine on ühendatud). Tulemite saamine põhineb neljal iseseisval Närvivõrgustikul, mis on treenitud ulatuslike kiirguslevi simulatsioonide põhjal, võttes arvesse atmosfääri ja ookeani erinevaid tingimusi (Schroeder, Schaale & Fischer, 2007). Töös kasutatud protsessori versioon on 1.2.8. Töötluse juures oli oluline valida, et protsessor töötleb Case–2 veekogusid. Edaspidi töös märgitud kui FUB.

4.2.9 Usaldusmärgendid

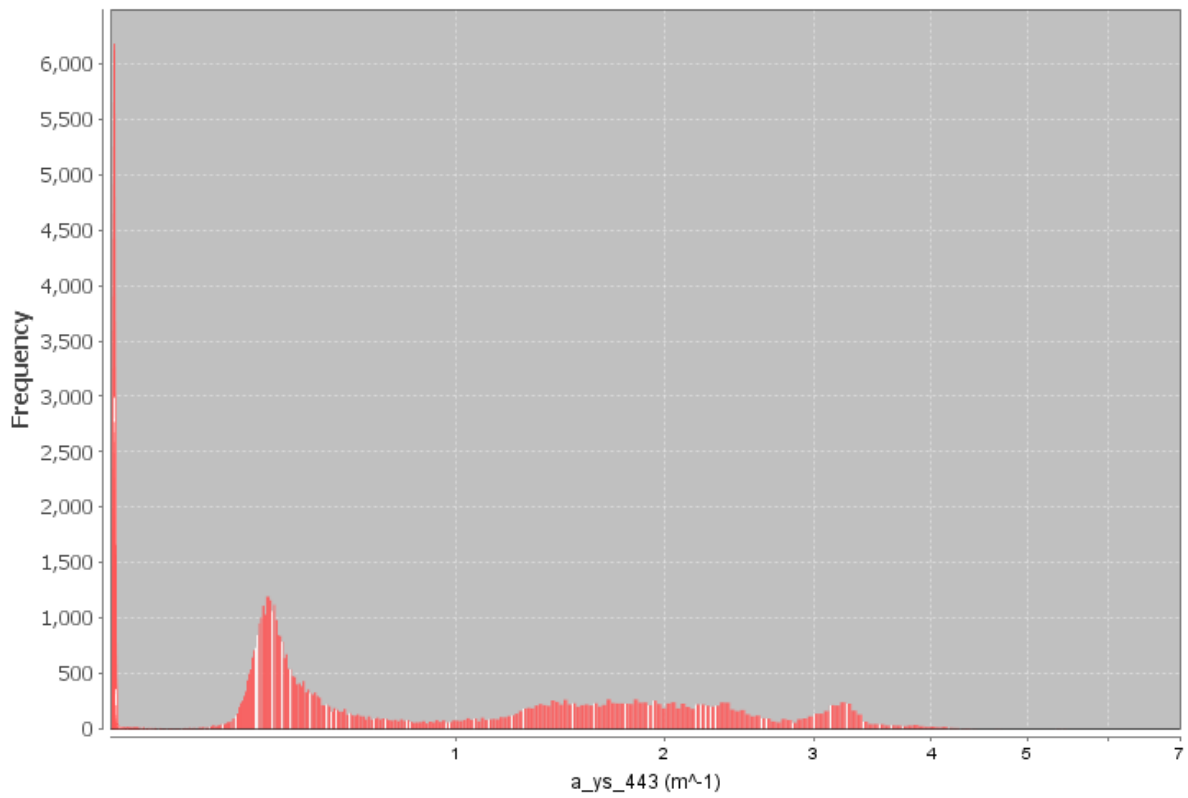
Nii C2R kui ka BOREAL protsessori tulemite analüüsimisel kasutati BEAM tarkvarapaketi sisalduvaid usaldusmärgendeid (*Confidence flag*). Need märgendid hindavad tulemi õigsust ning nende abil on võimalik andmetest eemaldada vigaseks loetud pikseleid. Töös kasutatud usaldusmärgendid olid:

- *CLOUD_ICE* – see märgend viitab väga kõrgele kirkusele peegeldunud pinnalt (pilved, jää või lumi).
- *BRIGHT* – märgend rakendub, kui piksel on hele.
- *ATC_OOR* – märgend rakendub, kui atmosfäärikorrektsiooni tulem on soovitud piirkonnast väljas.
- *SUNGLINT* – märgend rakendub, kui esineb päikesehelk.
- *CASE2_OOTR* – märgend rakendub, kui veest tagasi hajuv kiirgus on väljaspool Närvivõrgu treenimiseks kasutatud piirkonda.

4.2.10 Satelliidipildi histogrammanalüüs

Selleks, et uurida satelliidipildi pikslite sagedusjaotust, genereeriti iga valideerimiseks kasutatud pildi kohta histogramm (Joonis 5). Joonisel 5 on näha, et histogrammi vasakus ääres on selgelt eristuv teravik, mis viitab sellele, et ülejäänud histogrammiga võrreldes on ebaorportsionaalselt suur hulk pikseleid madalate neeldumisväärtustega ($a_{CDOM}(443) < 0,25 \text{ (m}^{-1}\text{)}$). Pildil on need madalate neeldumisväärtustega pikslid peamiselt pilved, mida proovivad andmetest eemaldada ka peatükis 4.2.9 kirjeldatud usaldusmärgendid. 2008. aasta *in situ* mõõtmiste põhjal oli Võrtsjärves madalaim neeldumine $1,89 \text{ (m}^{-1}\text{)}$ ja Peipsis $1,48 \text{ (m}^{-1}\text{)}$. Seetõttu filtreeriti kõik väärtused, mis jäid alla $0,25 \text{ (m}^{-1}\text{)}$ andmetest välja, sest tõenäoliselt on tegemist väärade tulemustega.

Histogram for a_ys_443



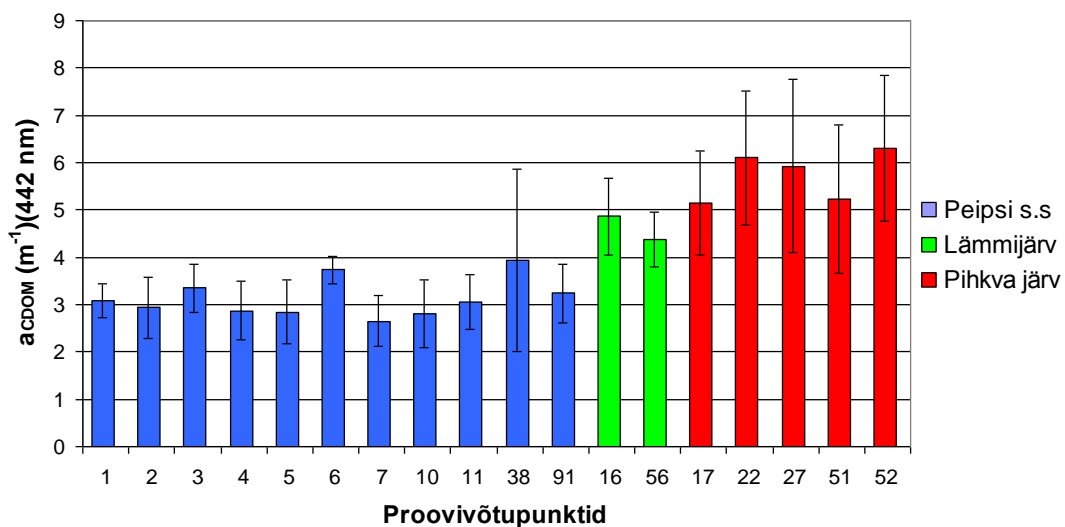
Joonis 5. ICOL+C2R töötluskeemiga satelliidipildile (20.04.2008) sooritatud histogrammanalüüs.

5. Tulemused ja arutelu

Peipsi ja Võrtsjärve CDOM-i varieeruvust perioodil 2008–2011 on kirjeldatud järve veeproovidest mõõdetud neeldumisspektrite alusel. Satelliidiandmetega võrdlused on tehtud 2008. aasta andmete põhjal, sest täieliku ruumilise lahutusega pilte, mis oleks tehtud samaaegselt kontaktmõõtmistega, polnud ülejäänud perioodi kohta võimalik hankida. Andmete valideerimine ehk *in situ* ja satelliidiandmete omavaheline võrdlemine annab infot, kui võrd lähedased on mingi kaugseire meetodi hinnangud tõeliste ehk kontaktmõõtmiste väärtustega. Parimate tulemuste saamiseks peaksid maapealsed mõõtmised ning satelliidi ülelend toimuma ± 2 tunnise ajavahemiku jooksul. Seda on aga pilviste ilmade ja kõigest kaks korda kuus toimuvate välitööde tõttu üpris keeruline saavutada.

5.1 CDOM-i varieeruvus Peipsi järves *in situ* mõõtmiste alusel

Uurides CDOM-i varieeruvust Peipsi järve proovivõtukohtades aastatel 2008–2011 (Joonis 6) on näha, et nelja aasta keskmisena olid kõige väiksemad CDOM-i neeldumiskoeffitsiendi väärtused Peipsi *s.s* osas. Keskmise neeldumiskoeffitsiendi väärtus Peipsi *s.s* osas oli sellel ajavahemikul *in situ* mõõtmiste põhjal $a_{\text{CDOM}}(442) = 3,1 \text{ m}^{-1}$. Teistes järveosades vastavalt $4,6 \text{ m}^{-1}$ (Lämmijärv) ning $5,7 \text{ m}^{-1}$ (Pihkva järv).

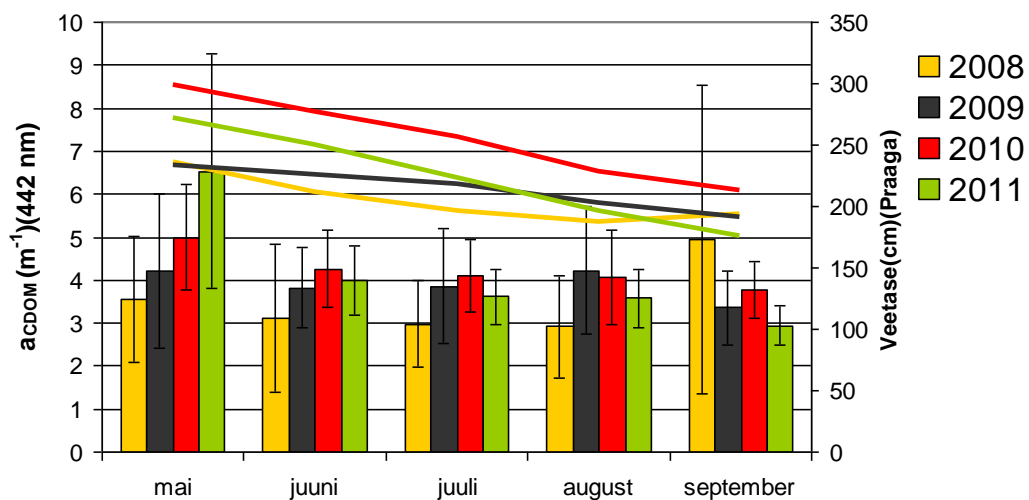


Joonis 6. Peipsi järve mõõtmispunktide keskmised CDOM-i väärtused aastatel 2008–2011 ning nende standardhälbed. Punktid 2, 4, 5, 7, 10, 11, 38 ja 91 asuvad Peipsi *s.s* osas, 16, ja 56 Lämmijärves ning 17, 22, 27 ja 51 on Pihkva järve punktid.

Mõõtmispunktis 38, mis asub Suure Emajõe suudmes, olid CDOM-i kontsentratsioonid ning standardhälve ülejäänud Peipsi s.s järveosast suuremate väärtustega. Eriti suur erinevus paistab silma just standardhälbe puhul. See on põhjustatud mõõtmispunkti paiknemisest jõe suudme läheduses, mistõttu sealsed väärtused sõltuvad sissetoodavast orgaanikarikkast veest. Suur mõõtmistulemuste varieeruvus tuleneb sellest, et kevadel suubub järve suures koguses orgaanikarikkast vett, mis tõstab LOA väärtusi. Suvel on vooluhulgad väiksemad ja jõevesi orgaanikavaesem, seetõttu LOA kontsentratsioonid vees madalamad.

Jooniselt 6 tuleb hästi välja ka Peipsi järve põhja-lõuna suunaline CDOM-i gradient, suuremate väärtustega Pihkva järves ning väiksematega Peipsi s.s osas. Pihkva järves on suured nii CDOM-i neeldumisväärtused kui ka varieeruvus. Võrreldes Peipsi s.s osaga on Pihkva järve neeldumised ligi kaks korda suuremad ($3,1 \text{ m}^{-1}$ vs $5,7 \text{ m}^{-1}$). Suurematest jõgedest suubuvad Pihkva järve Velikaja, Piusa, Tšornaja ja Optjok (Haberman, Timm & Raukas, 2008). Lämmijärvele avaldavad mõju selle alumisse ossa suubuv Võhandu jõgi ja Pihkva järvest Peipsi s.s suunas liikuv veemass.

Analüüsid Peipsi järve CDOM-i varieeruvust erinevate kuude lõikes aastatel 2008–2011 (Joonis 7), on suurimad CDOM-i väärtused olnud alati mais ning madalamad sellele järgnevatel kuudel. Taoline käik on näha ka samale joonisele lisatud kuu keskmisel veetasemel (EMHI Praaga veeseisu vaatluspostis), mis langeb sarnaselt CDOM-iga kevadest suve suunas.

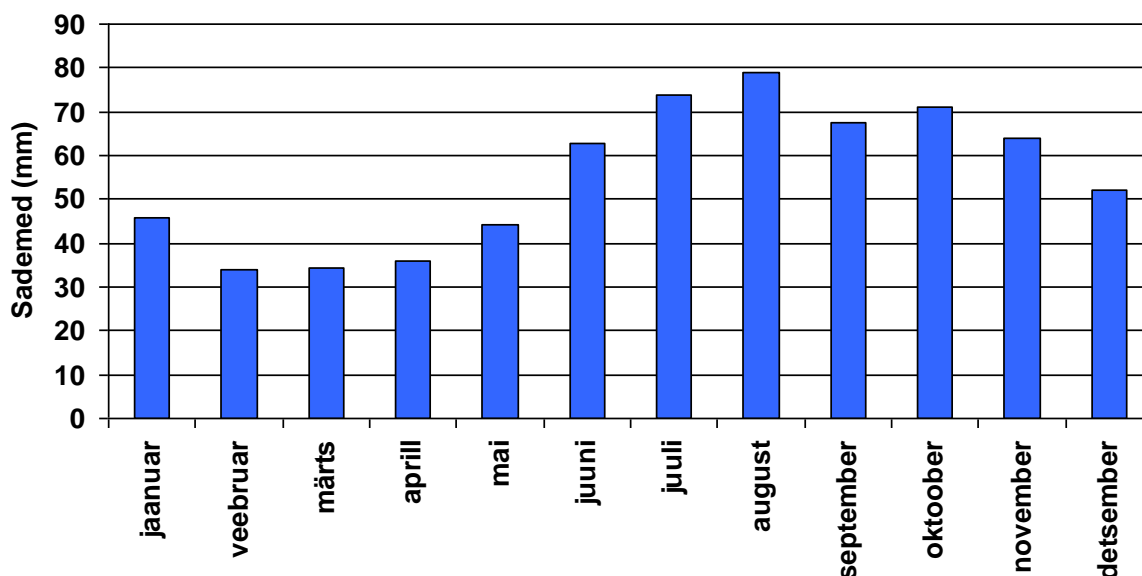


Joonis 7. Peipsi järve mõõtmispunktide kuu keskmised CDOM-i (tulbad) ning järve veetaseme väärtused (jooned) aastatel 2008–2011.

Kevadised kõrgemad neeldumisväärtused on põhjustatud sellest, et lumesulamisveega kantakse maapinnalt veekokku orgaanikarikast vett, mis tõstab nii veekogu veetaset kui seal oleva lahustunud orgaanilise aine hulka. Mais mõõdetud tulemustel on võrreldes järgnevate kuudega ka suurem standardhälve, mis viitab selle perioodi vahelduvatele oludele. Joonisel 7 kujutatud 2008. aasta septembri tulemustes paistab silma väga suur standardhälve. Eelmainitud aastal oli septembris kokku 6 *in situ* mõõtmist, mille keskmine $a_{\text{CDOM}(442)} = 4,94 \text{ m}^{-1}$ ning standardhälve oli 3,59. Sellise ekstreemse standardhälbe põhjustas 5. septembri mõõtmistulemus punktis 38 ($a_{\text{CDOM}(442)} = 12,03 \text{ m}^{-1}$). Et see punkt asub Suure Emajõe suudmes, siis tõenäoliselt on proov võetud pärast pikemat sajuperioodi, mil valgalast transporditi vihmaveega jõkke suurem kogus LOA-d. Üldmainitud olukord selgitab hästi joonisel 6 mõõtmispunktis 38 näidatud kõrgemat neeldumisväärtust ning suuremat varieerumist. Joonisel ilmneb see seos nelja aasta keskmisena.

Lisaks on näha, et 2008. aastal, millal on kogutud ka töös kasutatavad satelliidiandmed, olid CDOM-i neeldumisväärtused sellele järgnevate aastatega võrreldes väiksemad (välja arvatud septembris nagu eelnevalt mainitud). Samas oli sellel perioodil Peipsi järves keskmiselt suurem varieerumine.

Kui võrrelda kuu keskmisi sademeid (Joonis 8) (Nõges *et al.*, 2012) ning CDOM-i hulka veekogus (Joonis 7), siis ajalooliselt kõige sajusemate kuude ajal (juulis keskmiselt 73,7 mm sademeid ning augustis 79,0 mm) on analüüsitava perioodil (maist septembrini) CDOM-i hulk veekogus kõige väiksem just nendel kahel kuul (juuli ja august). Samas mais, kui on ligikaudu poole vähem sademeid (44,3 mm), on CDOM-i hulk veekogus 2008.–2011. aastatel alati suurem kui rohkemate sademetega suvekuudel. Kevadel ei jõua maapind sademeid ega ka lumesulavett nii suurel hulgal endsse imada ning vesi otsib orgaanikarikka maapinna kaudu endale teed veekokku, tõstes sealseid LOA väärtusi. Suuremate sademete hulgaga suvekuude väiksemaid CDOM-i väärtusi saab põhjendada sellega, et suvel on kõrgemate õhutemperatuuride tõttu intensiivsem aurumine ning kuivem maapind imab vihmavee endasse. Arvatavasti avaldab oma mõju ka suvekuudel vahvatihedam taimestik, mis pinnast kinni hoides takistab mulla vee-erosiooni. Sademevee maapindmine ülevool tekib vaid suuremate sajuhoogude ajal. Sügisel temperatuuride alanedes aurumine väheneb, kuid sademeid on endiselt palju, mistõttu kasvavad LOA väärtused veekogudes.



Joonis 8. Kuu keskmised sademete hulgad aastatel 1966–2008 (48 mõõtejaama keskmine)
 Joonis valmistatud Nõges *et al.*, 2012 toodud arvude põhjal.

Järgnevalt uuriti *in situ* andmete põhjal Peipsi järve OAA omavahelisi korrelatsioone (Tabel 1). CDOM-i korrelatsioon teiste OAA-dega on nõrk. Kõige paremaks tulemuseks on korrelatsioon klorofüll-a väärtusega ($R^2 = 0,21$). Seega võib *in situ* mõõtmistulemuste põhjal öelda, et Peipsi järves varieerub CDOM teistest OAA-dest sõltumatult. Koguhõljumil on hea korrelatsioon nii orgaanilise- kui ka mineraalse hõljumiga (vastavalt $R^2 = 0,75$ ning $R^2 = 0,82$). Klorofüll-a korreleerub kõige paremini orgaanilise hõljumiga, sest fütoplankton moodustab suurema osa vees olevast orgaanilisest hõlumist.

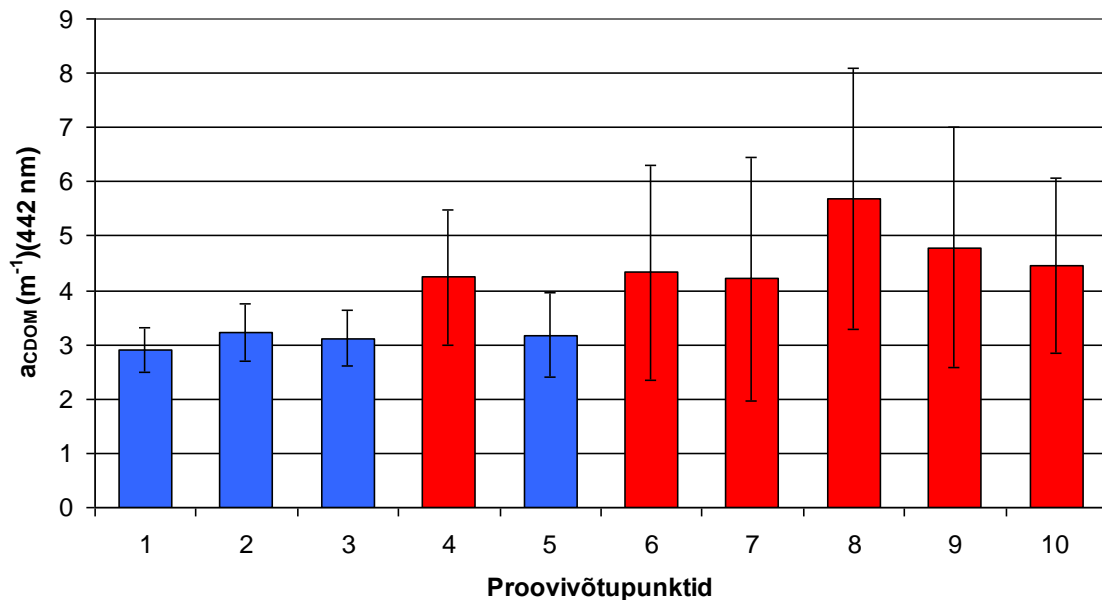
Tabel 1 – Mõõdetud parameetrite minimaalsed ja maksimaalsed väärtused ning determinatsioonikoefitsient (R^2) 2008.–2011. aasta Peipsi järve *in situ* andmete omavahelise seose analüüsis (N = 216).

	Min	Max	$a_{\text{CDOM}}(\text{m}^{-1})$ (442)	Koguhõljum	Orgaaniline hõljum	Mineraalne hõljum	Klorofüll-a
$a_{\text{CDOM}}(442)(\text{m}^{-1})$	1,5	7,1	1	0,08	0,09	0,04	0,21
Koguhõljum (g/m^3)	1,3	45,0		1	0,75	0,82	0,52
Orgaaniline hõljum (g/m^3)	0,4	24,0			1	0,33	0,55
Mineraalne hõljum (g/m^3)	0	30,7				1	0,31
Klorofüll-a (mg/m^3)	4,9	122,0					1

5.2 CDOM-i varieeruvus Võrtsjärves *in situ* mõõtmiste alusel

Uurides Võrtsjärve mõõtmispunktide keskmisi neeldumiskoeffitsientide väärtusi aastatel 2008–2011, selgus, et selle perioodi keskmine $a_{\text{CDOM}}(442)$ üle järve kõikide mõõtmispunktide oli $4,0 \text{ m}^{-1}$, mis on küll suurem kui Peipsi *s.s* osas, kuid madalam kui Pihkva ning Lämmijärve punktide keskmine neeldumiskoeffitsiendi väärtus.

Joonisel 9 on eristatud kaks gruppi: ühed, mis on uuritud perioodil keskmisest ($4,0 \text{ m}^{-1}$) suurema neeldumiskoeffitsiendi väärtusega (joonisel 9 punased tulbad) ning teised, mille neeldumiskoeffitsiendi väärtus jääb alla keskmise (sinised tulbad). Keskmised väärtused on vastavalt $4,6 \text{ m}^{-1}$ ja $3,1 \text{ m}^{-1}$. Keskmiselt väiksema neeldumiskoeffitsiendiga mõõtmispunktides on väiksem ka standardhälve.

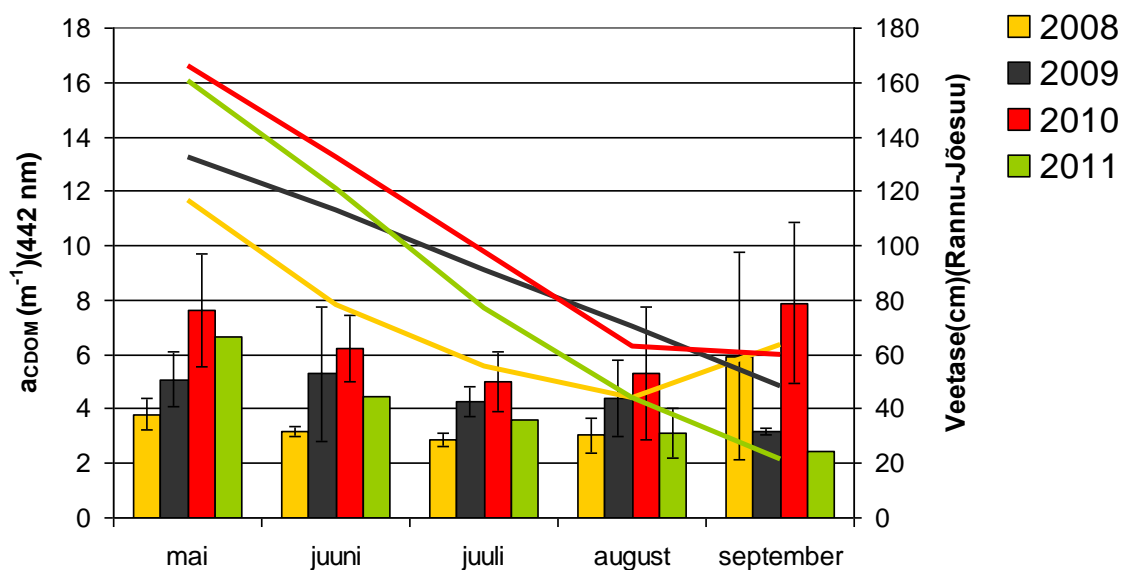


Joonis 9. Võrtsjärve mõõtmispunktide keskmised CDOM-i väärtused aastatel 2008–2011 ning nende standardhälbed.

Need punktid, millel on kõrgemad neeldumisväärtused ning suurem standardhälve (4, 6, 7, 8, 9), asuvad Võrtsjärve suubuvate jõgede suudmete lähedal. Punkt 4 asub Tännasilma jõe suudmes, punkt 6 Õhne jõe suudmes ning Võrtsjärve lõunaosa punktid 7, 8 ja 9 on mõjutatud Väike Emajõe poolt järve transporditavast CDOM-ist. Punkt 10, millel on keskmisest kõrgem neeldumiskoeffitsiendi väärtus ning ka suur varieerumine, ei asu ühegi jõe suudmes. Võib oletada, et ka sealsed kõrgemad väärtused on mõjutatud Väikese Emajõe poolt sissetoodavast

allohtoonsest orgaanilisest ainest, mis vooluga jõe suudmest läbi kitsa lõunaosa järve avaosa poole transporditakse. Samuti võib oma osa anda vastaskaldal asuv Õhne jõgi.

Analüüsidest aastate 2008–2011 järve mõõtmispunktide kuude keskmisi CDOM-i väärtuseid (Joonis 10), tuleb ka siin sarnaselt Peipsi järvega (Joonis 7) välja, et CDOM omab suuremaid väärtusi kevadel ning madalamaid suvel. See on oodatav tulemus, sest need kaks järve on oma tüübilt sarnased (oma suuruse kohta madalad ja hästi läbisegunenud), paiknevad sarnastes kliimaatilistes tingimustes ning asuvad üsna lähestikku, moodustades neid kahte järve ühendava Suure Emajõe ühtse hüdroloogilise süsteemi. Mõlema järve veerežiimi iseloomustab pikaajaline ja kuude kaupa kestev kevadine suurvesi, suvine ja talvine madalvesi ning sügisene märgatav veetõus. Kevadise ja sügisese veerikka perioodiga kaasneb suurenenud LOA transport järvedesse, mida iseloomustavad mõlema järve suuremad neeldumisväärtused mais (Joonised 7 ja 10).



Joonis 10. Vörtsjärve mõõtmispunktide kuu keskmised CDOM-i (tulbad) ning järve veetaseme väärtused (jooned) aastatel 2008–2011.

Vörtsjärves oli Peipsi järvega sarnaselt 2008. aasta maist augustini madalamad CDOM-i kontsentratsioonid kui sellele järgnevatel aastatel. Erinevalt Peipsist oli Vörtsjärve CDOM-i standardhälve sel perioodil väiksem. Vaid 2008. aasta septembris oli mõlema järve mõõtmistulemustel suur varieeruvus. Vörtsjärve CDOM-i standardhälbe väiksemat varieeruvust saab põhjendada sellega, et järv on ruumiliselt ühtlasemalt läbi segunenud.

Seetõttu pole Võrtsjärves ka nii selgesti eristatavaid järveosaid kui Peipsis ning suviste ekspeditsioonide ajal võib põuaperioodil üle kogu järve oodata sarnaseid tulemusi.

Võrtsjärve OAA-de omavahelise korrelatsioonianalüüsi (Tabel 2) tulemusel on näha, et CDOM korreleerub kõige paremini klorofüll-a ($R^2 = 0,46$) ja orgaanilise hõljumi ($R^2 = 0,43$) tulemustega. Klorofüll-a ning orgaanilise hõljumi omavaheline korrelatsioon oli kõrge ($R^2 = 0,66$). Kõige väiksem oli CDOM-i korrelatsioon mineraalse hõljumiga ($R^2 = 0,02$).

Tabel 2 – Mõõdetud parameetrite minimaalsed ja maksimaalsed väärtused ning determinatsioonikoefitsient (R^2) 2008.–2011. aasta Võrtsjärve *in situ* andmete omavahelise seose analüüsis (N = 101).

	Min	Max	$a_{\text{CDOM}}(\text{m}^{-1})$ (442)	Koguhõljum	Orgaaniline hõljum	Mineraalne hõljum	Klorofüll-a
$a_{\text{CDOM}}(\text{m}^{-1})$ (442)	2,3	9,2	1	0,25	0,43	0,02	0,46
Koguhõljum (g/m^3)	1,6	36,0		1	0,75	0,65	0,45
Orgaaniline hõljum (g/m^3)	1,4	19,6			1	0,16	0,66
Mineraalne hõljum (g/m^3)	0	25,4				1	0,07
Klorofüll-a (mg/m^3)	3,4	72,2					1

5.3 Satelliitsensori MERIS tulemuste valideerimine *in situ* andmetega

Käesolevas töös kasutada olnud *in situ* ning satelliidiandmestik on näidatud Lisas 3. Aastal 2008 oli ainult kahel juhul tehtud samal päeval (24. aprill ja 15. juuli) nii kontaktmõõtmine kui ka satelliidipilt. Andmemahu suurendamiseks valiti analüüsimiseks ka need korrad, kus satelliidipildi ning *in situ* mõõtmise vahe oli kuni kolm ööpäeva. See suurendas valideerimiseks kasutada olnud piltide arvu 11-ni.

Võrdlemaks kuni kolmepäevase vahega kontaktmõõtmiste andmeid ja MERIS protsessoritega saadud $a_{\text{CDOM}}(443)$ MERIS tulemeid, on arvutatud *in situ* ja tulemitevahelised determinatsioonikoefitsiendid R^2 (Tabel 3). Analüüsitud satelliidiandmed on läbinud eeltötluse naabrusefekti vähendava protsessoriga ICOL ja seejärel töödeldi andmeid vastava töötlusprotsessoriga (BOR, C2R ja FUB). Tulemustele rakendati peatükis 4.2.9 kirjeldatud usaldusmargendeid ning 4.2.10 kirjeldatud histogrammanalüüsi. Analüüsitud

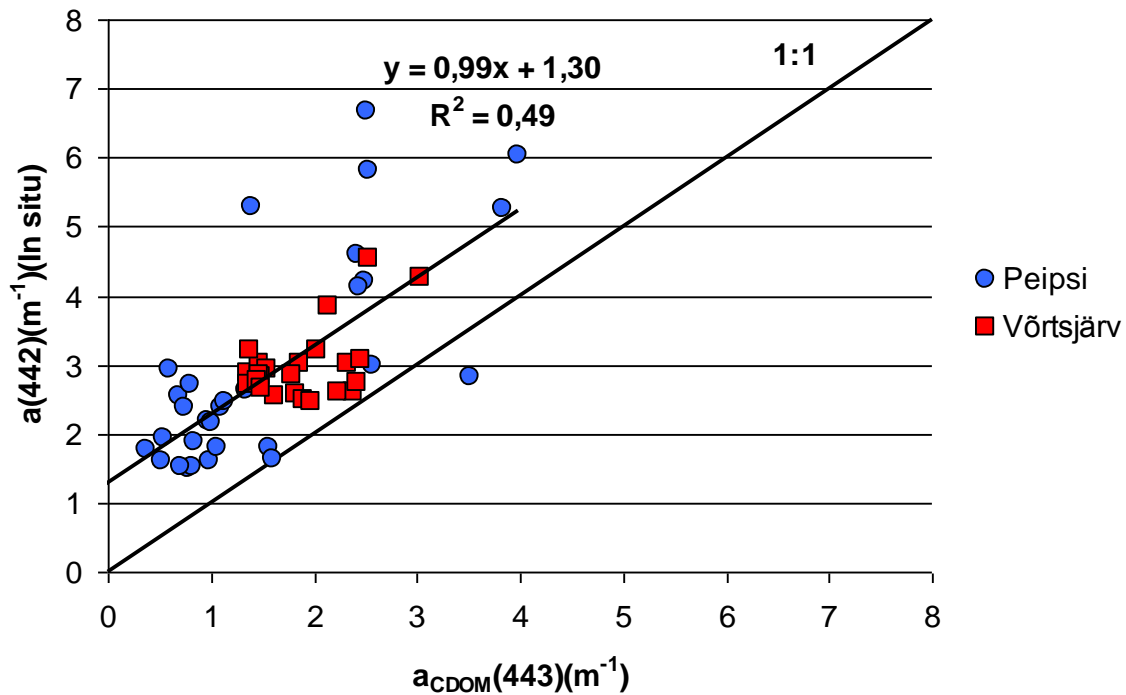
töötlusprotsessoritest (Lisa 2) on kõige laiemas vahemikus treenitud BOREAL ja see on ka ainuke, mille vahemik katab uuritud järvede *in situ* CDOM-i varieeruvuse.

Tabel 3 – Korrelatsioonianalüüs Peipsi ja Võrtsjärve *in situ* CDOM-i ja MERIS tulemite vahel (N – mõõtmispunktide arv, R^2 determinatsioonikoefitsiendid) kuni 72 tunnise erinevusega mõõtmiste korral.

	BOR	ICOL+BOR	C2R	ICOL+C2R	FUB	ICOL+FUB
R²	0,37	0,40	0,32	0,49	0	0,02
N	51	59	49	54	72	72

Tabelis 3 on näha, et *in situ* andmetega korreleerub kõige paremini töötlusmeetod ICOL+C2R, mille determinatsioonikordaja $R^2 = 0,49$. Järgnevad ICOL+BOREAL ($R^2 = 0,40$), BOREAL ($R^2 = 0,37$) ja C2R ($R^2 = 0,32$). Protsessor FUB ja ICOL+FUB korrelatsioonanalüüsil tulemusi ei andnud. Analüüsidest protsessori ICOL mõju tulemitele, on näha, et kõikidel juhtudel parandas ICOL determinatsioonikordaja väärtust R^2 . Kõige rohkem mõjutas ICOL protsessori C2R tulemit, mille determinatsioonikordaja R^2 paranes 0,32-lt 0,49-ni. Teiste protsessorite tulemeid mõjutas ICOL vähem. Kuna mitmed mõõtmispunktid asuvad kaldale lähemal kui 10 km, siis oli ICOL-i rakendamine õigustatud.

Võrreldes töötlusmeetodi ICOL+C2R tulemid (Tabel 3) ning *in situ* andmeid (Joonis 11), on näha, et Peipsi järve *in situ* CDOM-i väärtused ($1,5\text{--}6,7 \text{ m}^{-1}$) (Joonisel 11 sinised punktid) varieeruvad enam kui Võrtsjärve omad ($2,5\text{--}4,5 \text{ m}^{-1}$). Võrtsjärve tulemused moodustavad omaette punase parve, mille determinatsioonikordaja väärtus eraldi võetuna on 0,26. Vaid Peipsi järve andmetest võetud determinatsioonikordaja on 0,54. Peipsi järv lisab valimisse nii madalamaid kui ka kõrgemaid neeldumisväärtusi. Mõlema järve andmete põhjal võetud ühise determinatsioonikordaja väärtus oluliselt ei vähene ning Võrtsjärve tulemused sobituvad koguparve hästi.

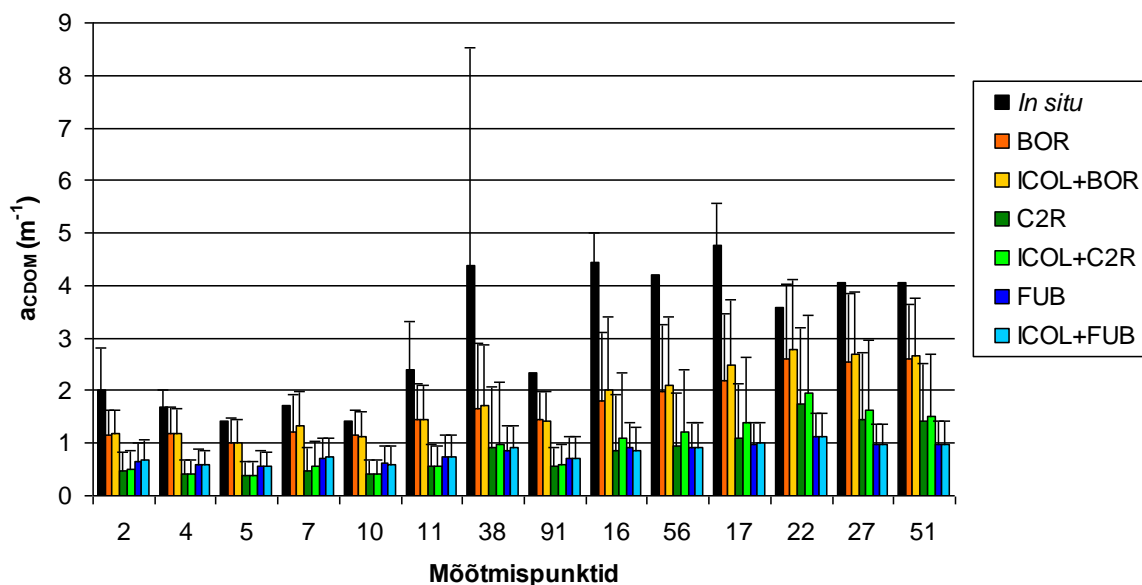


Joonis 11. Kuni kolmepäevase erinevusega *in situ* ning satelliidimõõtmiste ICOL+C2R protsessori tulemuste võrdlus.

On iseloomulik, et mida kõrgemaks muutuvad *in situ* kontsentratsioonid, seda suurema veaga on MERIS tulemid. See on igati normaalne, sest protsessor C2R pole treenitud töötama nii suurte LOA kogustega järvedes (C2R treeningpiirkonnaks on $0,002\text{--}2 \text{ m}^{-1}$). Uuritud järvede $a_{\text{CDOM}}(442)$ on suhteliselt suur, varieerudes *in situ* andmete põhjal Peipsis $1,48\text{--}6,68 \text{ m}^{-1}$ ning Võrtsjärves $2,41\text{--}4,54 \text{ m}^{-1}$. Siit on näha, et Võrtsjärves ületab *in situ* andmete minimaalne neeldumise väärtus C2R protsessori treeningpiirkonna ülemise väärtuse ning ka Peipsis on minimaalne väärtus üpris kõrge. Kuna CDOM neelab väga tugevasti valgust siis suurte kontsentratsioonide juures kahaneb veest lahkuva kiirguse hulk. Vähenenud kiirguse mõõtmine on raskendatud ning mõõtmisvead kasvavad.

5.4 Järvede CDOM-i ruumiline varieeruvus satelliidipiltide põhjal

Ruumilise varieeruvuse uurimiseks võrreldi Peipsi ja Võrtsjärve mõõtmispunktide 2008. aasta keskmisi *in situ* väärtusi MERIS piltide väärtustega samades punktides (Joonis 12). MERIS tulemid keskmistati samuti kogu kasutada olnud andmehulga peale, seega sisaldab tulemid mõned nädalad laiemat perioodi. Lisaks arvatati standardhälve seal, kus see võimalik oli (üle 3 mõõtmise).

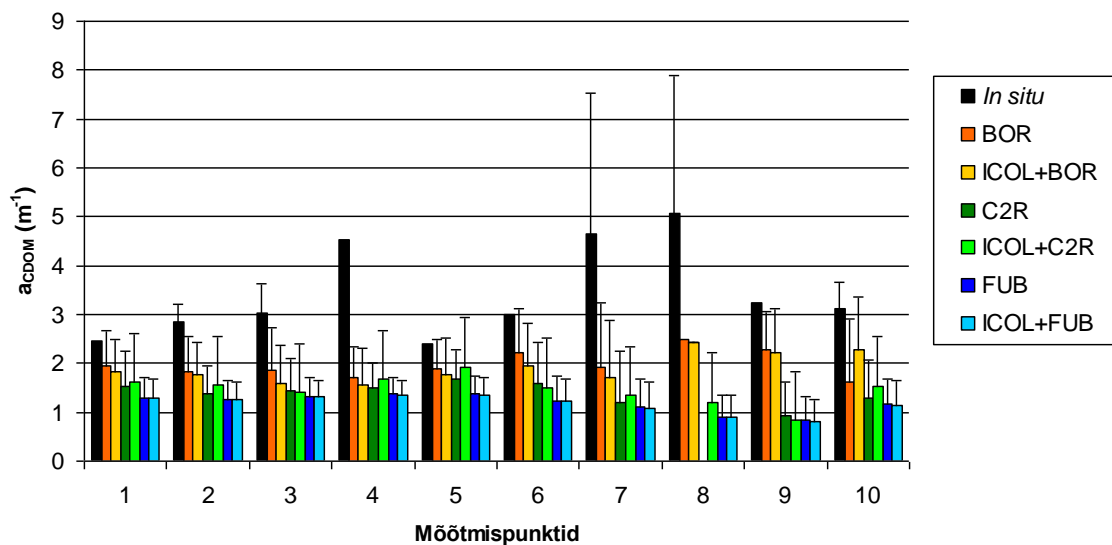


Joonis 12. Peipsi järve mõõtmispunktides määratud keskmine CDOM perioodil aprillist septembrini 2008. aastal MERIS andmete alusel. Punktid 2, 4, 5, 7, 10, 11, 38 ja 91 asuvad Peipsi s.s osas, 16, ja 56 Lämmijärves ning 17, 22, 27 ja 51 on Pihkva järve punktid.

Kõikides Peipsi s.s punktides, välja arvatud punktis 38 (mis asub Suure Emajõe suudmes), on keskmiselt madalamad CDOM-i kontsentratsioonid, kui ülejäänud punktides (Pihkva- ja Lämmijärv) (Joonis 12). Samasuguse tulemuse andsid ka kontaktmõõtmised (Joonis 6). Punkti 38 kõrgemate väärtuste põhjused on kirjeldatud eelnevalt. Samuti on selgelt näha punkti 38 kõige suuremad neeldumise ning standardhälbe väärtused võrreldes teiste Peipsi s.s osadega. Sealse punkti muutlike olude põhjuseid kirjeldati käesoleva töö peatükis 5.1.

Kõikides mõõtmispunktides (Joonis 12) alahindavad töös kasutatud protsessorid märgatavalt *in situ* tulemusi ning mida kõrgemaks muutuvad *in situ* väärtused, seda suuremaks muutub ka erinevus tulemuste vahel. Keskmiselt kõige vähem alahindab *in situ* väärtusi protsessor BOREAL. Avavee piirkonnas on BOREAL ning BOREAL+ICOL peaaegu võrdsete väärtustega, vaid kaldalähedastes punktides 7, 16, 17, 22, 27, 38 ja 56 annab töötlus ICOL veidi suuremaid neeldumise väärtusi, mis arvestades ICOL-i kasutuseesmärki korrigeerida naabrusefekti, on igati loogiline.

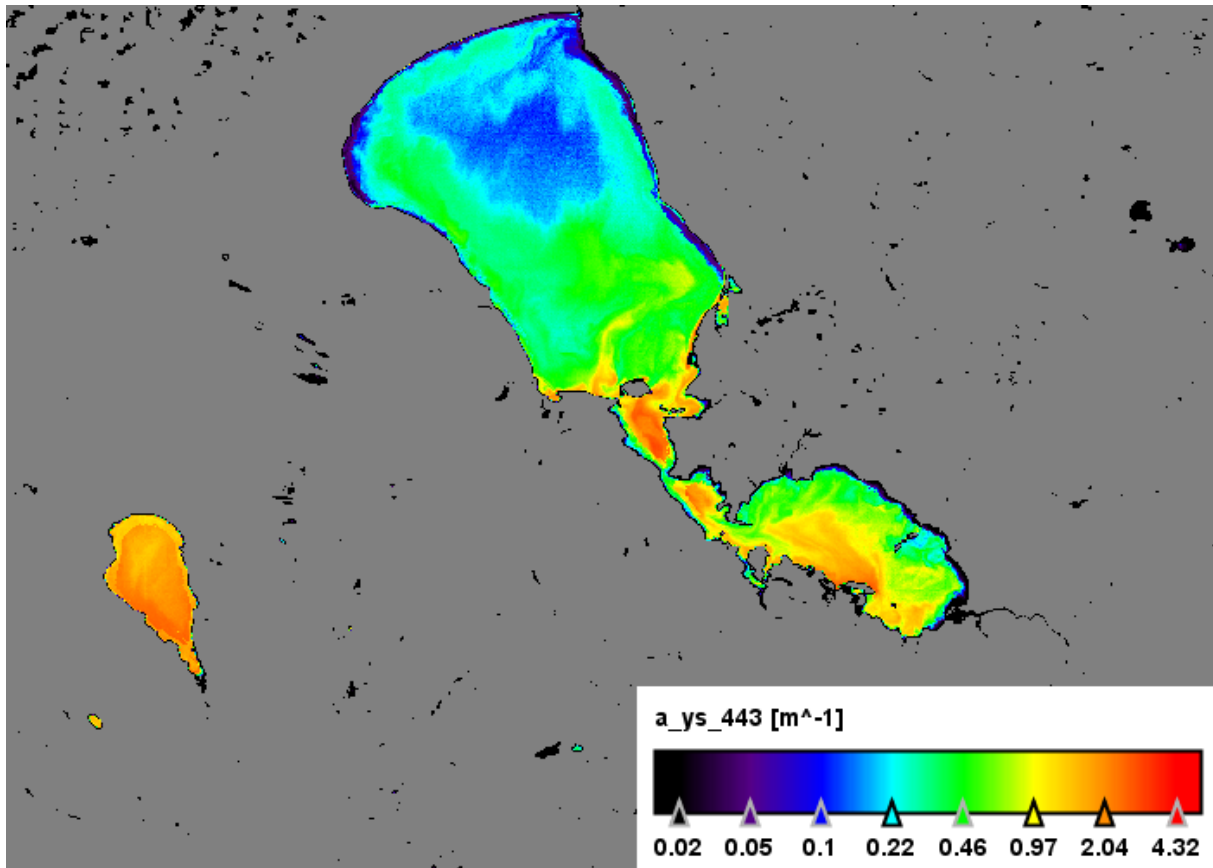
CDOM-i varieeruvus Võrtsjärves on näidatud joonisel 13. Üle a_{CDOM} väärtuse 3 m^{-1} ükski protsessor mõõtmistega võrreldavaid tulemusi ei anna. Ka siin annab lähedasemaid tulemeid protsessor BOREAL (Joonis 13).



Joonis 13. Võrtsjärve mõõtmispunktides määratud keskmine CDOM perioodil aprillist septembrini 2008. aastal.

Kuigi kogu Võrtsjärve ala peaks olema mõjutatud naabrusefektist, on ICOL-i mõju suurim punktis 10. Kõige kõrgemad neeldumised esinevad järve lõunaosa punktides 7 ja 8, kus oli ka suurim standardhälve. See on põhjustatud nende punktide lähedusse suubuvast Väikesest Emajõest, mis transpordib valgalalt järve orgaanikarikast vett. Varieeruvus on suur seetõttu, et kevadel ning sügisel on transporditavad kogused suured, suvel aga võib pikka aega olla põud ning väheneda allohtoonse orgaanika transport.

CDOM-i ruumilist varieeruvust saab hästi illustreerida ka visualiseeritud satelliidipiltide abil (Joonis 14). Võrreldes Peipsiga on Võrtsjärve CDOM-i jaotus üsna homogeenne ning ühtlaselt kõrgete neeldumisinäitajatega, sarnanedes neeldumiskoeffitsiendi poolest Lämmijärvele ning Pihkva järvele, nii nagu ka *in situ* andmete alusel võib oodata.



Joonis 14. MERIS/Envisat poolt mõõdetud ning protsessoriga ICOL+C2R töödeldud 26. mai 2008. aasta CDOM-i neeldumiskoeffitsient lainepikkusel 443 nm Võrtsjärves ja Peipis järves. Joonisel oleval legendil on näidatud $a_{\text{CDOM}}(443)$ vahemikud.

Mõlemal järvel esineb põhja–lõuna suunaline CDOM-i gradient, suuremate väärtustega järve lõunaosas. Eriti hästi tuleb see nähtavale Peipsi järves ning see vastab ka kontaktmõõtmiste tulemustele, mida kirjeldati peatükis 5.1 ja 5.2.

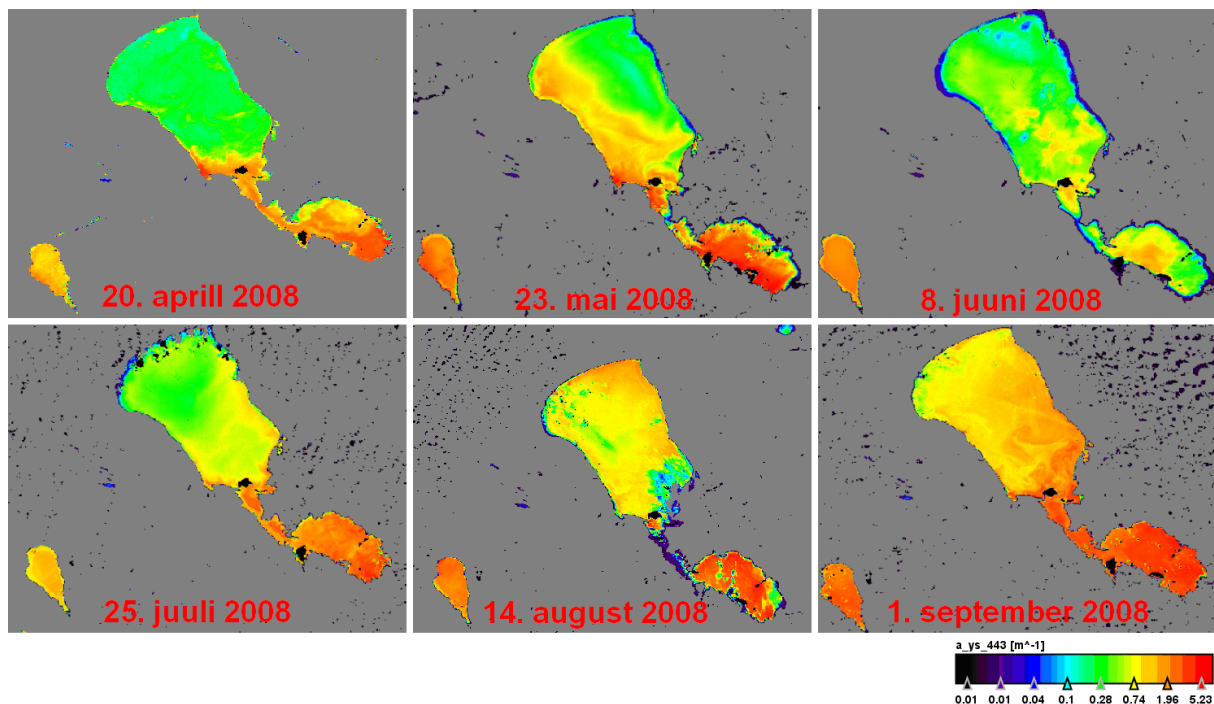
Kui Võrtsjärve orgaanilise aine sisaldus kogu järves ühtlane, siis Peipsi *s.s* põhjaosas on ülekaalus autohtoonset päritolu orgaanilised ained (Reinart, 2008). Huumusainerikka jõevee mõju avaldub eeskätt järve suubuvate jõgede suudmealadel. Kuigi võrreldes Peipsi *s.s* osaga on Võrtsjärv üsna ühtlaselt kõrgete kontsentratsioonidega, siis ka seal on järvesiseseid erinevusi.

5.5 CDOM-i ajaline varieeruvus satelliitmõõtmiste alusel

Ajalise varieeruvuse uurimise satelliidipiltidelt muudab keerukaks see, et kui *in situ* proove on võimalik võtta peaaegu iga päev, siis satelliidimõõtmisi piiravaks teguriks on pilvisus. Näiteks

aprill ja mai on Eestis keskmiselt kõige vähem pilvised kuud, mida on näha ka Lisas 3 toodud tabelis, kus on näha, et aprillis ja mais on saadud kõige rohkem analüüsikõlblikke satelliidipilte. Samas oli aga näiteks augustis kasutada vaid üks pilt. Siiski on saadud satelliidiandmeid kokku rohkem, kui kontaktmõõtmistega võimalik koguda ja pildiga saab ülevaate tunduvalt suuremast alast kui ühekordse proovivõtuga. Jagades Võrtsjärve keskmise veepeegli pindala (270 km^2) sensor MERIS ühe FR piksli pindalaga ($0,09 \text{ km}^2$) saame tulemuseks 3000. See tähendab, et kui pildistamise hetkel jääb vaatevälja kogu Võrtsjärv, on ideaalsetes oludes võimalik kasutada ligikaudu just nii suurt hulka veepiksleid. Peipsi järve (pindala 3555 km^2) kohta on see number juba 39500. Eelnev arvutus annab aimu kaugseire tohutust potentsiaalset–mitte ühelgi muul juhul pole meil võimalik koguda suurte alade kohta andmeid sellise kiirusega.

Uuritava perioodi CDOM-i ajalisi muutlikkusi on näidatud joonisel 15. Selleks valiti antud kuu kõige pilvevabam ning selgem satelliidipilt. Töötlemiseks kasutatud protsessor on ICOL+C2R, sest sellega saadud tulemused korreleeruvad *in situ* andmetega kõige paremini (Tabel 3).

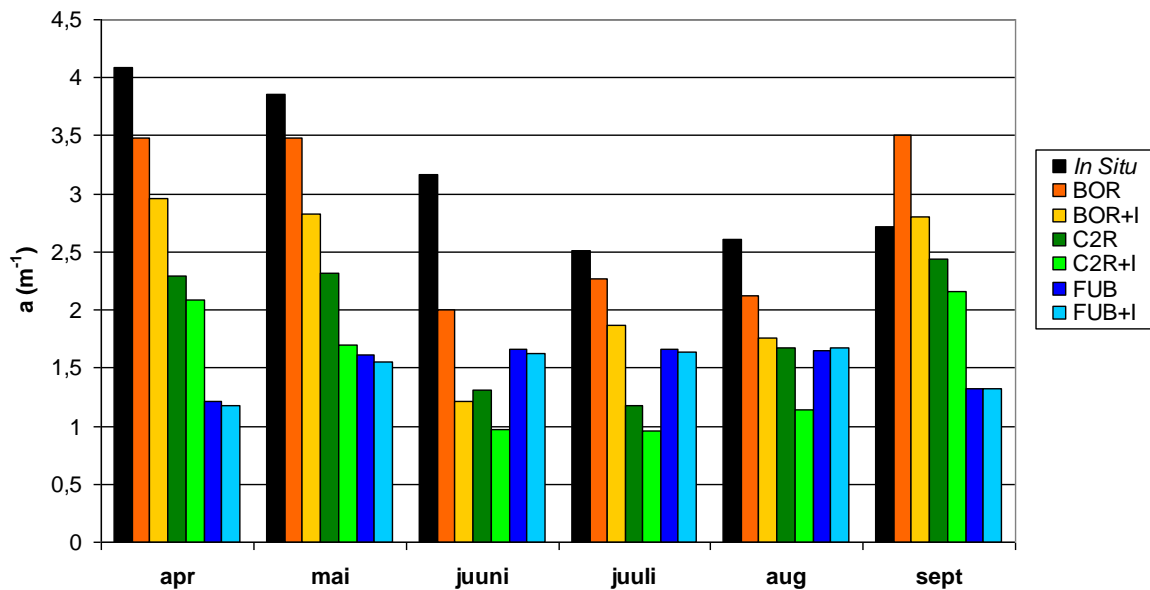


Joonis 15. CDOM-i varieeruvus Peipsi ja Võrtsjärves 2008. a jäävabal perioodil. Algoritmiga ICOL+C2R töödeldud joonise legendil on näidatud $a_{\text{CDOM}}(443)$ vahemikus $0,01\text{--}5,23 \text{ m}^{-1}$.

Joonise 15 põhjal võib öelda, et CDOM-i väärtused vähenevad kevadest suve suunas. Eriti suured muutused on Peipsi *s.s* osas. Samuti tuleb sellel joonisel välja Peipsi järve LOA põhjalõuna suunaline gradient, suuremate väärtustega Pihkva järves ning väiksematega Peipsi *s.s* osas. Samasugune gradient tuli välja ka *in situ* mõõtmiste põhjal (Joonis 5).

5.6 CDOM-i ajaline varieeruvus Võrtsjärve mõõtmispunkti põhjal

CDOM-i sesoonse muutlikkuse uurimiseks analüüsiti Võrtsjärve 10. mõõtmispunkti, mis on selle järve ainus punkt, kus tehakse regulaarseid mõõtmisi (Joonis 16). Kuna satelliidi andmerida algas aprilli algusest ning lõppes septembri lõpus, siis määras see ajavahemiku, mille kohta sai ajalise muutlikkuse analüüsi sooritada. Kahjuks polnud antud analüüsis kasutada olnud *in situ* andmetest ühelgi juhul olemas sama päeva satelliidipilti ning seetõttu oli ainuke võimalus valida *in situ* mõõtmiskuupäevale lähim satelliidipilt. Satelliidipilti analüüsiti kolme erineva protsessoriga ning lisaks kasutati kolmel juhul eeltötlusena naabrusefekti korrigeerivat ICOL protsessorit.



Joonis 16. Võrtsjärve CDOM-i muutlikkus 2008. a *in situ* ja satelliidandmete alusel mõõtmispunktis 10.

Joonis 16 kirjeldab tüüpilist situatsiooni Võrtsjärvel, kus CDOM omab suuremaid väärtusi kevadkuudel, saavutab miinimumi suvel ning tõuseb taas sügisel. See on tingitud sellest, et Võrtsjärve CDOM on peamiselt allohtonset päritolu ning on seotud lumesulamisvee ja

vihmadega kevadel ning suurenenud sadudega sügisel. Sademete ja lumesulamisveega kantakse ümbritsevalt valgalalt järve lahustunud orgaanilist ainet.

Kõige lähedasemaid arvulisi tulemusi *in situ* mõõtmistele andis protsessor BOREAL ning vaid septembris oli BOREAL protsessori mõõdetud tulem suurem kui *in situ* mõõdetud tulem. Kuna *in situ* mõõtmine toimus 16. septembril ning satelliidi pilt on pärit 23. septembrist, siis võib see seotud olla vahepealsete vihasadudega ja valgalalt suurenenud CDOM sissekandega. *In situ* mõõtmiste ja BOREAL vaheline determinatsioonikordaja R^2 kirjedatud ajavahemikus antud mõõtmispunktis oli 0,36.

Protsessorid BOREAL ja C2R annavad kõrgemaid neeldumise väärtusi siis, kui ka *in situ* mõõtmistulemused on kõrged. Protsessor FUB käitub aga vastupidiselt, andes kõrgemaid väärtusi madalamate *in situ* väärtuste korral.

5.7 Empiiriline valem CDOM-i määramiseks MERIS piltidelt

Kuigi eelnevalt on näidatud (peatükk 5.3), et ICOL+C2R tötluskeemiga on võimalik saada suhteliselt usaldusväärseid andmeid selle kohta, kuidas CDOM Peipsis ja Võrtsjärves jaotub, on selge, et arväärtused on üldjuhul tugevasti alahinnatud. Probleem on selles, et LOA avaldab kõige suuremat mõju valgusspektri UV ja sinisele piirkonnale, kus aga on paljudel mõõteriistadel on atmosfääri mõjude tõttu nõrk signaal–müra suhe. See pärsib tõhusat CDOM-i määramist (Attila, 2013).

Kuna ICOL+C2R tötlusmeetod andis korrelatsioonianalüüsil kõige paremaid tulemusi, siis selle protsessori peegeldusspektri alusel prooviti leida empiirilist algoritmi.

5.7.1 Võrdlemiseks kasutatud empiirilised algoritmid

Võrtsjärve ja Peipsi järve *in situ* ning MERIS ICOL+C2R tötlustulemuste vahel leiti seos (Joonis 11).

$$a_{CDOM}(442) = 0,99 * a_{CDOM}(442)_{ICOL+C2R} + 1,30 \quad [6]$$

Valem [6] alusel tuleb *in situ* $a_{CDOM}(442)$ väärtuse saamiseks korrutada ICOL+C2R tulem arvuga 0,99 ning liita 1,3. Seega alahindab protsessor tulemusi ning näiteks kui ICOL+C2R tulemi väärtus on 0, siis veeproovi neeldumine valemi järgi on 1,3 (m^{-1}).

Kutser *et al.* (2005) tuletas järvede jaoks empiirilise lainepikkuste suhetel põhineva algoritmi valem [7], mille korrelatsioon *in situ* mõõtmistega oli kõrge ($R^2 = 0,84$). Sisendina kasutati satelliidil Earth Observing-1 asuva sensor ALI (Advanced Land Imager) 2. ja 3. kanali peegeldusspektrite suhet ning võrreldi neid Soome ja Rootsi 15 järve (18 mõõtmisjaama) *in situ* mõõtmistega.

$$a_{CDOM}(420) = 5,20x^{-2,76} \quad [7]$$

Valemis [7] tähistab x ALI sensori kanalite 2 ja 3 suhet. ALI 2 kanal B2 on 525–605 nm ning kanal 3 B3 on 630–695 nm. Kanalite suhe oli arvatud atmosfäärikorreksiooniga ALI piltidest Lõuna–Soome ja Lõuna–Rootsi piirkonna kohta ning CDOM-i neeldumiskoeffitsient oli arvatud 420 nm juures. Valemi [2] abil teisendati valem kujule [8]. Tõusuparameetri $S_{(400-550)}$ väärtuseks võeti Eesti järvedele tüüpiline väärtus 0,017 (Sipelgas *et al.*, 2003). Kuna sensor ALI kanalid on võrreldes sensor MERIS omadega laiemad, siis arvutustes kasutati täpselt ALI kanali keskele jäävaid MERIS kanaleid (kanalid 5 ja 7).

$$a_{CDOM}(442) = 3,59 * (R_{665}^{560})^{-2,76} \quad [8]$$

Attila *et al.*, 2013 tuletasid empiirilise valemi [9] kolme Soome ning ühe Botnia lahes korraldatud ekspeditsiooni andmete põhjal. Kõikide ekspeditsioonide käigus saadi *in situ* andmed transekti meetodil, kasutades selleks läbivoolu tehnoloogiat. *In situ* andmetega võrdlemiseks kasutati MERIS sensori kanaleid 5 ning 8. Korrelatsioon R^2 *in situ* ja satelliidimõõtmiste vahel oli 0,75.

$$a_{CDOM}(400) = 5,91 * (R_{560}^{680}) - 0,20 \quad [9]$$

Valem [9] teisendati valemi [2] abil kujule [10]. Arvutustes kasutatud tõusuparameeter oli $S_{(400-550)} = 0,017$.

$$a_{CDOM}(442) = (5,91 * (R_{680}^{560})^{-1} - 0,2) * 0,49 \quad [10]$$

Lisaks eelpool toodud valemitele prooviti käesolevas töös leida parim kanalisuhte algoritm Võrtsjärve ning Peipsi jaoks. Selleks jagati iga töötlusskeemi (BOREAL, ICOL+BOREAL,

C2R, ICOL+C2R, FUB, ICOL+FUB) kanali peegeldusspektri väärtused omavahel töötlusskeemi siseselt läbi. Saadud suhet korreleeriti *in situ* mõõtmistega ning arvatati determinatsioonikordaja R^2 . Lisas 4 on ära toodud kõige parema tulemuse andnud ICOL+C2R determinatsioonikordajate väärtused.

Lisa 4 tabelist on näha, et kõige paremad tulemused saadi, kui jagati omavahel töötlusmeetodi ICOL+C2R kanalid B5/B12 (560 nm/778 nm) ning B6/B12 (620 nm/778 nm). Korreleerides saadud kanalisuhted *in situ* väärtustega leiti punktiparve iseloomustava astmefunktsiooni determinatsioonikordajad, milleks olid $R^2 = 0,52$ ja $R^2 = 0,54$. Samuti arvatati astmefunktsiooni kõverate valemid [11] ja [12].

$$a_{CDOM}(442) = 8,67 * \left(R_{778}^{560}\right)^{-0,85} \quad [11]$$

$$a_{CDOM}(442) = 28,16 * \left(R_{778}^{620}\right)^{-1,65} \quad [12]$$

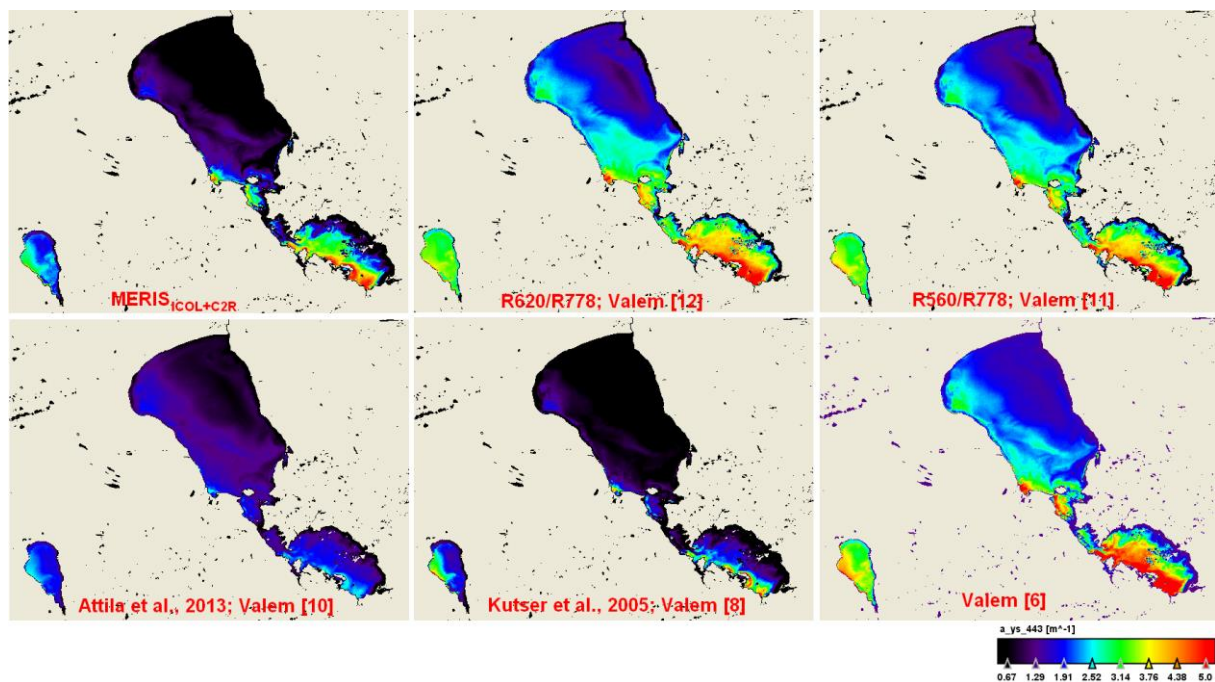
5.7.2 Empiiriliste valemite tulemid ja analüüs

Iga töötlusmeetodi abil saadud minimaalseid ning maksimaalseid väärtusi on võrreldud *in situ* mõõtmistega samades punktides (Tabel 4). Minimaalsete väärtuste alusel on *in situ* tulemustele kõige lähema väärtusega töötlustulemused empiiriliste valemite [11] ja [12] arvutused, mille minimaalne väärtus erineb vaid 0,02 (m^{-1}) võrra. Teiste valemite abil arvutatud tulemused erinevad juba enam. Kui võrrelda *in situ* mõõtmistulemuste ülemist piiri, siis ükski empiiriline valem selle väärtust ei ületanud, jäädes *in situ* tulemusele alla rohkem kui 1 (m^{-1}) võrra. Selline tulemus on oodatav, arvestades protsessori C2R madalaid treeningpiirkonna väärtusi. Valem [6] ületab isegi *in situ* väärtuse, erineb *in situ* väärtusest 0,43 (m^{-1}) võrra. Mõlemad käesolevas töös leitud kanalite suhete algoritmide tulemused (valemid [11] ja [12]) varieeruvad *in situ* tulemustega sarnases piirkonnas. Eriti sarnane on tulemuste alumine piir.

Tabel 4 – Kõikide töötlusviiside tulemuste minimaalsed ja maksimaalsed väärtused ning korrelatsioon *in situ* väärtustega (N = 54).

	$a_{CDOM(442)}$ (<i>in situ</i>)	MERIS ICOL+ C2R	Lineaarne seos Valem [6]	560/778 Valem [11]	620/778 Valem [12]	Attila <i>et al.</i> , 2013 Valem[10]	Kutser <i>et al.</i> , 2005 Valem [8]
Min	1,48	0,36	1,66	1,46	1,50	2,10	0,36
Max	6,68	3,97	5,24	5,28	5,05	5,05	3,88
R²		0,49	0,49	0,52	0,54	0,24	0,27

Kõikide töös kasutatud algoritmide põhjal arvutati ühe päeva MERIS sensori pildi alusel välja võrdlevad tulemid. Kõikidele rakendati võrdset värviskaalat, mis on toodud joonisel 17 (all paremal). CDOM-i ruumilist varieeruvust suuremate väärtustega Pihkva järves, Lämmijärves ning Peipsi *s.s* lõunaosas suudavad kirjeldada kõik algoritmid. Valemi [8] puhul on seda raskem hoomata, sest selle tulemusel on üle kogu Peipsi järve väiksed ning värvitud seega sinakates toonides. Töös leitud empiirilised valemid annavad ruumilise analüüsi võrdluses sarnaseid tulemusi.



Joonis 17. 23. mai 2008 ICOL+C2R töötlusmooduli põhjal arvutatud pildid.

Jooniselt 17 on näha, et töös leitud empiirilised algoritmid annavad võrreldes ICOL+C2R ligi kaks korda suuremaid neeldumisväärtusi. Eriti paistab see välja siis, kui ICOL+C2R tulemil on madalad väärtused.

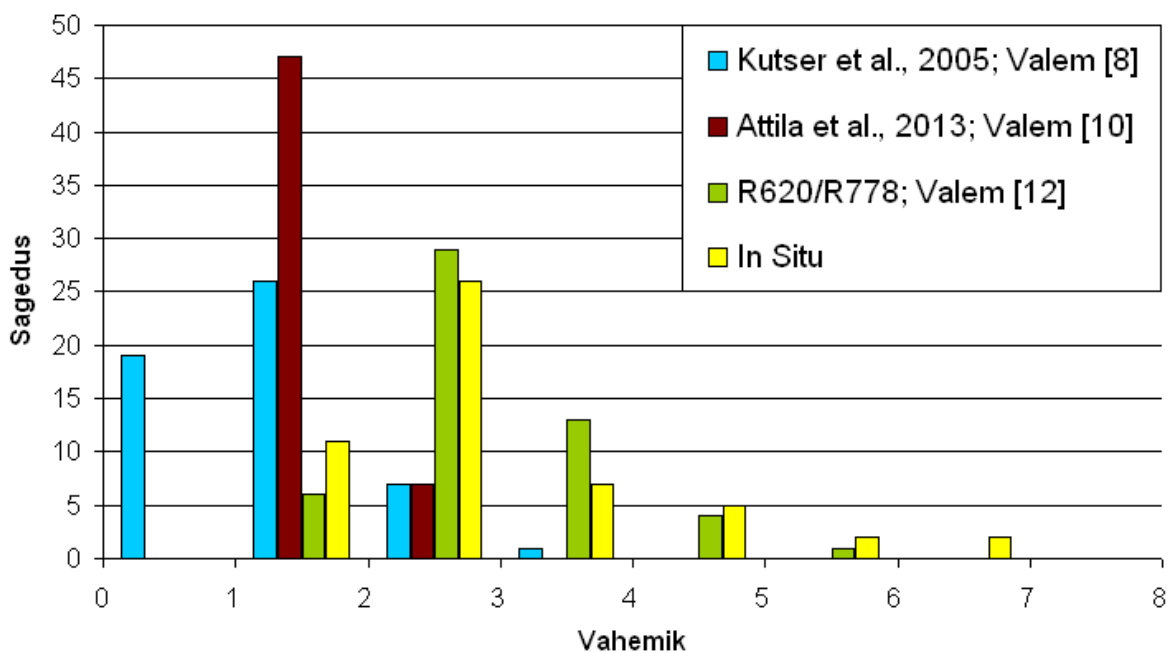
Valem [11] ja [12] andsid lähedasi tulemusi ning regressioonanalüüsil saadi vigade väärtused:

$$a_{\text{CDOM}(442)}(\textit{in situ}) = 1,14(\pm 0,15) * a_{\text{mudel}} \quad R^2 = 0,53; \text{ standardviga} = \pm 0,8 \text{ [m}^{-1}\text{]}$$

$$a_{\text{CDOM}(442)}(\textit{in situ}) = 1,16(\pm 0,14) * a_{\text{mudel}} \quad R^2 = 0,57; \text{ standardviga} = \pm 0,8 \text{ [m}^{-1}\text{]}$$

Statistilise analüüsi tulemusel valiti parimaks algoritmiks valem [12]. Valiku aluseks on selle parem determinatsioonikordaja väärtus ($R^2 = 0,57$). Arvutustes kasutatav lainepikkus 620 nm on klorofülli neeldumise maksimum ja seega tuleb valemit kasutades olla ettevaatlik.

Järgnevalt sooritati histogrammanalüüs empiiriliste valemite tulemite sagedusjaotuse analüüsimiseks (Joonis 18). *In situ* väärtustega võrreldes andis kõige paremaid tulemusi valem [12]. Mõlemal tulemil kõige rohkem väärtusi vahemikus 2–3. Vahemikus 1–2 on *in situ* tulemitel poole rohkem tulemusi ning vahemikus 3–4 valemil [12] poole enam tulemusi.

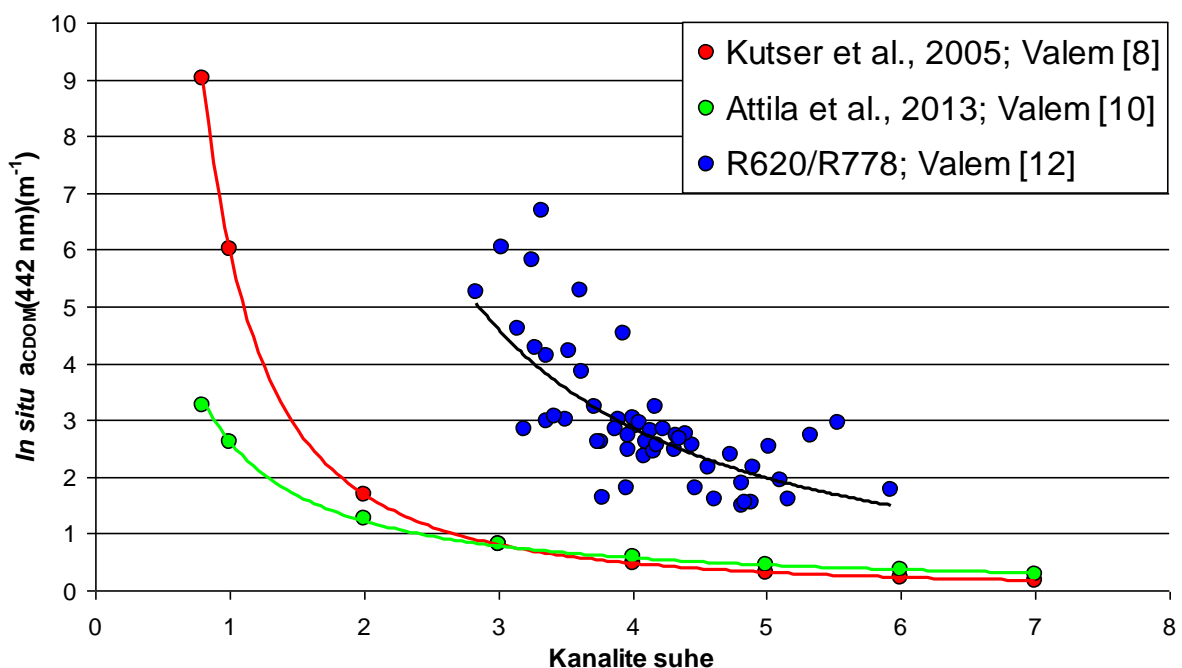


Joonis 18. *In situ* ja kolme erineva arvutusmeetodi sagedusjaotus. X–teljel olevad numbrid näitavad selles vahemikus olevate tulemuste arvu.

Jooniselt 18 on näha, et võrdlemiseks toodud empiirilised algoritmid alahindavad *in situ* tulemusi. Teiste autorite poolt loodud empiiriliste algoritmide kehvemad tulemused on arvatavasti seotud sellega, et uuritud veekogud on teist tüüpi ning sealsete veekogude OAA-d varieeruvad teisiti. OAA-de erinev päritolu ja koostis muudab universaalse empiirilise algoritmi leidmise keerukaks. Kanalisuhtel põhinev algoritm töötab seega pigem vaid neil

veekogudel, kus see on välja töötatud. Universaalse algoritmi, mis annaks häid tulemusi nii erinevates regioonides kui ka järvetüüpides, väljatöötamine eeldab väga suurt andmehulka ja ajaliselt pikka andmerida.

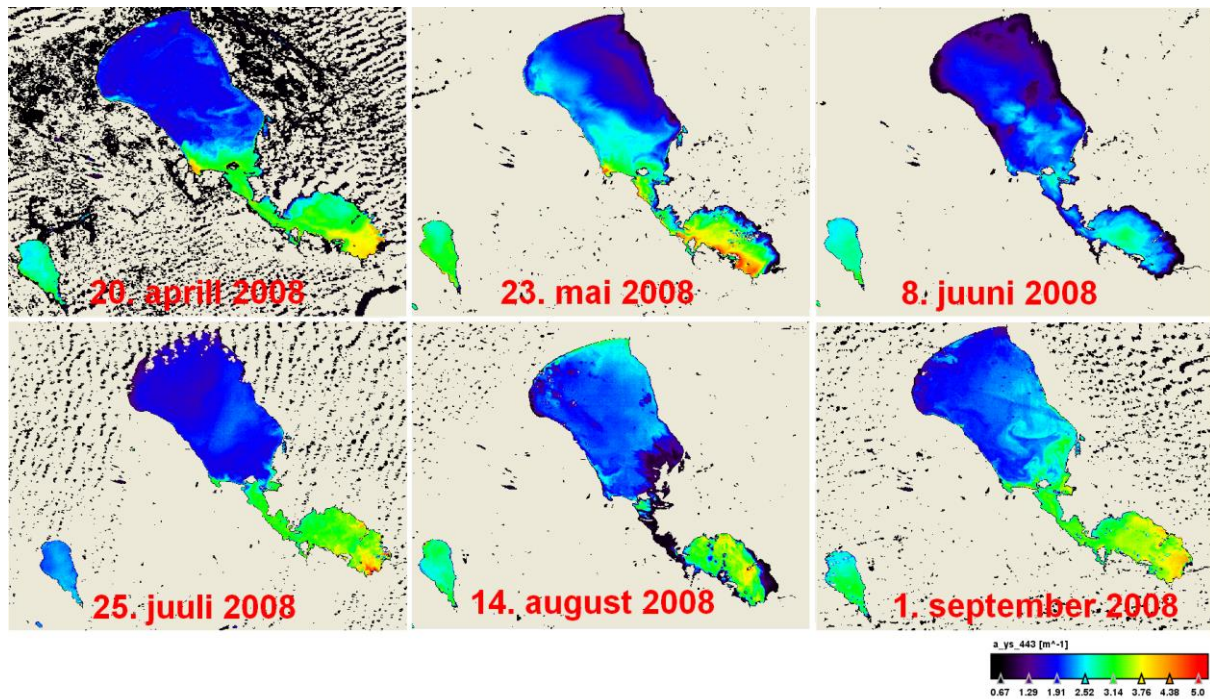
Joonisele 19 on kantud kolme uuritud empiirilise algoritmi valemid. Antud töös leitud valemi [12] puhul on ära toodud ka selle arvutamisel kasutatud *in situ* väärtused. Kutser *et al.*, 2005 ja Attila *et al.*, 2013 annavad alates kanalitesuhte 3 väärtusest sarnaseid CDOM-i väärtusi. Mida väiksemad on nende kahe valemi kanalitesuhte väärtused, seda rohkem need kaks valemit erinevad. Käesolevas töös saadud empiiriline algoritm annab samade kanalitesuhte kasutamisel suuremaid CDOM-i väärtusi kui valemid [8] ja [10]. Valem [8] saadi valideerimistulemusena Soome ja Rootsi järvedest, valem [10] aga Soome ja Botnia lahes tehtud proovivõtmiste tulemusel. Nähtavasti on valemi [8] ja [10] valideerimisel uuritud veekogud sarnasemad kui Peipsi ja Võrtsjärv.



Joonis 19. Empiiriliste algoritmide omavaheline võrdlemine.

Samuti prooviti analüüsida ajalist varieeruvust töös leitud empiirilise algoritmi (valem [12]) põhjal (Joonis 20). Joonisel on näha, et 20. aprillil on neeldumise väärtused Peipsi s.s lõunaosas, Lämmijärves ja Pihkva järves väiksemad kui 23. mail. Pärast mai pilti hakkavad neeldumise väärtused tüüpiliselt suve suunas langema, nagu seda on kirjeldatud peatükkides 5.1 ja 5.2. Samas pole 2008. aastal *in situ* andmete põhjal neeldumisväärtuste langemine väga

tugev ja väärtused püsivad läbi suve sarnasel tasemel nagu seda näitavad ka Joonised 7 ja 10. 1. septembri pildilt on näha, et neeldumiste väärtused kasvavad taas.



Joonis 20. Ajaline varieeruvus töös leitud empiirilise valemi (valem [12]) alusel.

6. Kokkuvõte

Magistritöö teoreetilise osa eesmärgiks oli anda ülevaade lahustunud orgaanilise aine kohta – missugused on lahustunud orgaanilise aine allikad ja neelud ning uurida lahustunud orgaanilise aine olulisust veekogu ökosüsteemis. Samuti tutvuti meetoditega, kuidas on võimalik määrata veekogudes lahustunud orgaanilist ainet laboratoorselt. Teoreetilises osas selgitati ka töös kasutatavate MERIS/Envisat piltide töötlemise protsessorite BOREAL, C2R, FUB/WeW ning naabrusefekti korrigeeriva protsessori ICOL tööpõhimõtet.

Töö praktilise osa moodustavad CDOM-i neeldumisspektrite määramine veeproovidest ja MERIS täislahutusega piltide töötlemine kuue erineva töötluskeemi järgi. Peipsi ja Võrtsjärve CDOM-i varieeruvust on kirjeldatud kontaktmõõtmiste alusel perioodil 2008-2011 ning 2008. aasta satelliidimõõtmiste põhjal.

Peipsi ning Võrtsjärve CDOM-i ajalise varieeruvuse uurimisel näitavad nii kontaktmõõtmised kui satelliiditulemid, et CDOM omab suuremaid väärtusi kevadel, saavutab miinimumi suvel ning väärtused tõusevad taas sügisel. Samasugune käik on ka mõlema järve veerežiimil, viidates sellele, et enamik veekogus olevast lahustunud orgaanilisest ainest on allohtonset päritolu ning selle kogused seotud sademetega.

CDOM-i ruumilise varieerumise määramiseks vaadati mõõtmispunktide asukoha ning parameetri väärtuste vahelisi seoseid. Tulemused näitavad, et keskmiselt on kõige suuremad CDOM-i neeldumiskoeffitsiendi väärtused Pihkva järves ($4,6 \text{ m}^{-1}$) ja Lämmijärves ($5,7 \text{ m}^{-1}$) (2008-2011 aasta keskmisena). Peipsi *s.s* osas oli see $3,1 \text{ m}^{-1}$ ning Võrtsjärves $4,0 \text{ m}^{-1}$. Mõlemas järves on suurimate väärtustega punktid jõgede suudmetes. Eriti tuleb see efekt esile muidu madalate CDOM väärtustega Peipsi *s.s* osas, kus punkt 38 erineb teistest järve punktidest nii CDOM-i hulga kui ka varieeruvuse poolest.

Töös kasutatud protsessoritest näitas valideerimisel kõige paremaid tulemusi ICOL+C2R. Kasutades valideerimiseks kuni kolme päevase erinevusega sama päeva kontakt- ning satelliidimõõtmiste andmeid, saadi determinatsioonikordaja R^2 väärtuseks 0,49, paremuselt teine oli BOREAL+ICOL (0,40) ning kolmas BOREAL (0,37). Kõik olemasolevad algoritmid alahindavad CDOM väärtusi ligi kaks korda. Naabrusefekti vähendav protsessor

ICOL parandas kõikide protsessorite valideerimistulemusi. Seega on soovitatav antud meetodit rakendada ka tulevikus analüüsitavatel piltidel. Saadud tulemuste põhjal on soovituslik edasisteks algoritmiks kasutada protsessorit ICOL+C2R.

Käesolevas töös leiti ka Peipsi ja Võrtsjärve jaoks ühine lihtsustatud algoritm, mis põhineb spektrikanalite suhtel ning selle seosel in situ mõõdetud CDOM väärtustel. Antud meetodit rakendatakse tihti satelliidipiltide kasutamisel. Arvutuste põhjal andis kõige parema tulemuse MERIS pildi ICOL+C2R töötluste järgne spektrikanalite 6. ja 12. suhe. Saadud tulemi determinatsioonikordaja on $R^2 = 0,52$, mis ületab valideerimisel leitud parima töötlemisskeemi ICOL+C2R $a_{CDOM}(443)$ tulemust, millel oli $R^2 = 0,49$.

Measuring dissolved organic matter from satellites

Elar Asuküll

Summary

The purpose of the theoretical part of this master's thesis was to give an overview of dissolved organic matter. Its sources and sinks in the watershed were also studied and the importance of dissolved organic matter in the aquatic ecosystem was examined. The other aim was to study the methods of measuring dissolved organic matter in laboratory. In the theoretical part, methods for processing MERIS/ENVISAT products with BOREAL, C2R, FUB/WeW were explained. Those processors are available in the freeware BEAM/VISAT. In addition, there was an overview of ICOL processor, which is designed to correct adjacency effect.

The practical part included measuring CDOM absorption spectra from water samples, and processing full resolution MERIS images using 6 different processing schemes. The variation of CDOM in lakes Peipus and Võrtsjärv from 2008 to 2011 is described with the help of *in situ* measurements and with the satellite measurements from the year 2008.

The temporal variability analysis of CDOM in Lakes Peipus and Võrtsjärv along with satellite and *in situ* measurements show that CDOM has higher values in the spring, lower values in the summer, and values rise again in the fall. This pattern is known from earlier hydrological regime analysis and it indicates that the amount of CDOM in the lake is related to the water regime of the watershed and thus also to the precipitation.

To determine the spatial variation of CDOM, the sampling locations and CDOM values were analyzed. The results show that, in average, the highest CDOM adsorption coefficients are in Lake Pihkva (4.6 m^{-1}) and Lake Lämmijärv (5.7 m^{-1}) (average values of 2008–2011). Lake Peipus *s.s* part had the average absorption coefficient of 3.1 m^{-1} and Lake Võrtsjärv 4.0 m^{-1} . In both lakes (Võrtsjärv and Lake Peipus), the higher values were measured in sampling points which were near estuary. This effect was specially recognized in Lake Peipus *s.s* where there are usually low CDOM values, but higher quantities and variability in the sampling point 38 compared to other Lake Peipus *s.s* sampling points.

Processors used in this thesis showed that the best results were achieved with the ICOL+C2R processing scheme. Using same day *in situ* measurements and satellite data for validation, the best coefficient of determination R^2 was 0.49. Second best was Boreal+ICOL (0.40) and third BOREAL (0.40). All the available algorithms underestimate CDOM values almost by a half. Processor ICOL improved the results of all the used processors. It is advisable to use this tool in future analyses. Based on these results, further processing was done with ICOL+C2R.

In this study, a simple empirical band ratio algorithm was developed. This method is often used in the analysis of satellite images. The best result was found when channels 6 and 12 of sensor MERIS were divided and correlated with *in situ* measurements. The coefficient of determination (R^2) was 0.52. This is even higher than what was achieved using ICOL+C2R processing scheme (0.49).

Kasutatud kirjandus

Alikas, K., Ansko, I., Reinart, A., Lill, E., Valdmets, K. Testing Available MERIS Image Processor for Lakes. 2nd MERIS – (A)ATSR Workshop Proceedings; ESA SP-666 (CD-ROM)

Arst, H. „Optical Properties and Remote Sensing of Multicomponential Water Bodies” Praxis Publishing, UK, 2003

Attila, J., Koponen, S., Kallio, K., Lindofors, A., Kaitala, S., Ylöstalo, P. Meris Case II water processor comparison on coastal sites of the northern Baltic Sea. Remote sensing of Environment, 128, 2013, 138–149

Aufdenkampe, A. K., Mayorga, E., Raymond, P. A., Melack, J., Doney, S. C., Alin, S. R., Aalto, R. E., Yoo, K. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. Frontiers in Ecology and the Environment, 9(1), 2011, 53–60

Battin, T. J., Luysaert, S., Kaplan, L. A., Aufdenkampe, A. K., Richter, A., Tranvik L. J. The boundless carbon cycle. Nature Geoscience Vol. 2, Septemebr 2009, 598–600

Bricaud, A., Morel, A., Prieur, L. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. 1981 Limnology and Oceanography **26**: 43–53.

Chang, R. Chemistry. 4th Ed. McGraw-Hill, 1991

Cunningham, W. P., Cunningham, M. A. Environmental Science A Global Concern. (2012) 12th edition

Davies-Colley, R. J., Vant, W. N. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. Limnology and Oceanography, 32(2), 1987, 416–425

Doerffer, R., Schiller, H. MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project - Atmospheric Correction ATBD. GKSS Research Center, 2008

Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., Middelburg, J. J. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. Limnology and Oceanography, 51(5), 2006, 2388–2397

EELIS, Võrtjärve 2008. aasta seirearuanne.
http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/8921_aru08_4.2.2_Vortsjarv.doc. Viimati alla laetud 15. mai 2012

European Space Agency 2006, *MERIS Product Handbook, Issue 2.1.*

http://envisat.esa.int/pub/ESA_DOC/ENVISAT/MERIS/ Viimati alla laetud 12. mai 2012

European Space Agency 2012

http://www.esa.int/esaCP/SEM1SXSWT1H_index_0.html Viimati alla laetud 12. mai 2012

Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. „Saateks”, raamatust Peipsi. (Eesti Loodusfoto, 2008), lk 7–10.

Järvet, A. „Võrtsjärve hüdroloogia”, raamatust Võrtsjärv: loodus, aeg, inimene. (Eesti Entsüklopeediakirjastuse AS, 2003), lk 141–170.

Kallio, K., Kutser, T., Hannonen, T., Koponen, S., Pulliainen, J., Vepsäläinen, J., Pyhälähti, T. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various types in different seasons. *The Science of the Total Environment* 268, 2001, 59–77

Kirk, J. T. O. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press. 1994

Koivusalo, M., Vartiainen, T. Drinking water chlorination by-products and cancer. *Reviews on Environmental Health*, 12(2), 1997, lk 81–90.

Koponen, S., Ruiz-Verdu, A., Heege, T., Heblinski, J., Sorensen, K., Kallio, K., Pyhälähti, T., Doerffer, T., Brockmann, C., Peters, M. Development of MERIS lake water algorithms – Validation Report. 2008

Kratzer, S., Vinterhav, C. Improvement of MERIS level 2 products in Baltic Sea coastal areas by applying the Improved Contrast between Ocean and Land processor (ICOL) – data analysis and validation. *Oceanologia*, 52(2), 2010, lk 211–236

Kutser, T., Pierson, D.C., Tranvik, L., Reinart, A., Sobek, S., Kallio, K. Using Satellite Remote Sensing to Estimate the Colored Dissolved Organic Matter Absorption Coefficient in Lakes. *Ecosystems* (2005), 8, lk 709–720

Laanen, M. *Yellow Matters - Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters* (Ph.D. väitekirj, Vrije Universiteit Amsterdam, 2007)

Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G., Zilioli, E. Borsani, G., Cardoso, A.C., Chiaudani, G., Defrancesco, C., Kallio, K., Petterson, K., Rodari, E., Alberotanza, L., Ferro, G., Kutser, T., Profeti, G., Ramasco, C., Strombec, N., Brivio, P.A., Flink, P., Giardino, C., Ghezzi, P., Hallikainen, M., Hannonen, T., Härma, P., Östlund, C., Pepe M., Pulliainen, J., Pyhälähti, T., Giardino, C., Hannonen, T., Permazzi, G., Bolzan, G., Ghezzi, P., Musanti, M., Oliveri, S. *Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques*, EUR 18665, 1999

Magnus, P., Jaakkola, J.J., Skrondal, A., Alexander, J., Becher, G., Krogh, T. Water chlorination and birth defects. *Epidemiology*, 10 (1999), lk 513–517

Milius, A., Haldna, M., „Hüdrokeemia” raamatust Peipsi. (Eesti Loodusfoto, 2008), lk 157–178.

National Oceanic and Atmospheric Administration 2012
<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/> Viimati alla laetud 8. mai 2013

Nõges, P., Jaagus, J., Järvet, A., Nõges, T., Laas, A. Kliimamuutuse mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad (Eesti Maaülikool, 2012)

Nõges, T. Sissejuhatus vee mikrobioloogiasse. (Tartu Ülikool, 1993)

Pedrero, J.A. Evaluation of MERIS Case-II Water Processors in the Baltic Sea. Helsinki University of Technology, 2009

Raukas, A. „Võrtsjärve põhjasetted”, raamatust Võrtsjärv: loodus, aeg, inimene. (Eesti Entsüklopeediakirjastuse AS, 2003), lk 115–124.

Reinart, A., Nõges, P. „Võrtsjärve valgusolud”, raamatust Võrtsjärv: loodus, aeg, inimene. (Eesti Entsüklopeediakirjastuse AS, 2003), lk 171–180.

Reinart, A. „Valgusväli Peipsi järves” raamatust Peipsi. (Eesti Loodusfoto, 2008), lk 217–226.

Reinart, A., Paavel, B., Tuvikene, L. Effect of coloured dissolved organic matter on the attenuation of photosynthetically active radiation in Lake Peipsi. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., 2004, 53(2), 66–105

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

Sathyendranath, S., Prieur, L., Morel, A. A three-component model of ocean colour and its application to remote sensing of phytoplankton pigments in Coastal Waters. International Journal of Remote Sensing, 1989, Vol. 10(8), lk 1373–1394

Schroeder, Th., Schaale, M., Fischer, J. Retrieval of atmospheric and oceanic properties from MERIS measurements: A new Case-2 water processor for BEAM. International Journal of Remote Sensing (2007), 28(24), lk 5627–5632

Schroeder, Th., Behnert, I., Schaale, M., Fischer, J., Doerffer, R. Atmospheric correction algorithm for MERIS above case-2 waters. International Journal of Remote Sensing Vol. 28/7, (2007), lk 1469–1486

Sipelgas, L., Arst, H., Kallio, K., Erm, A., Oja, P., Soomere, T. Optical properties of dissolved organic matter in Finnish and Estonian lakes. Nordic Hydrology, 34(4), (2003), lk 361–386.

Sobek, S., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Kortelainen, P., Jonathan, J. C. Patterns and regulations of dissolved organic carbon – an analysis of 7500 widely distributed lakes. *Limnology and Oceanography*. 2007, 52(3): lk 1208–1219.

Sobek, S., Algesten, G., Bergström, A–K., Jansson, M., Tranvik, L.J. The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes. *Global Change Biology*. 2003, 9, lk 630–641

Steinberg, C.E.W., Höss, S., Werner, K., Kloas, W., Lutz, I., Meinelt, T., Pflugmacher, S., Wiegand, C. Hormonelike Effects of Humic Substances on Fish, Amphibians, and Invertebrates. *Environmental Toxicology*, 19(4), 2004, lk 409–411

Strömbeck, N., Pierson, D. C. Te effects of variability in the inherent optical properties on estimations of chlorophyll by remote sensing in Swedish freshwaters. *The Science of the Total Environment* 268 (2001). 123-137.

Tammert, H., Kisand, V. „Bakteriplankton”, raamatust Vörtsjärv: loodus, aeg, inimene. (Eesti Entsüklopeediakirjastuse AS, 2003), lk 249–258.

Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., Kortelainen, P. L., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D. M., Mccallister, S. L., Mcknight, D. M., Melack, J. M., Overholt, E., Porter, J. A., Prairie, Y., Renwick, W. H., Roland, F., Sherman, B., Schindler, D. W., Sobek, S., Tremblay, A., Vanni, M. J., Verschoor, A. M., Von Wachenfeldt, E., Weyhenmeyer, G. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54(6, part 2), 2009, lk 2298–2314-

Tuvikene, L., Kisand, A., Tönno, I., Nõges, P. „Vörtsjärve vee ja põhjasetete keemia”, Raamatust Vörtsjärv: Loodus. Aeg. Inimene. (Eesti Entsüklopeediakirjastus AS, 2003), lk 125–139.

Water Framework Directive - Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal (OJ L 327) (2000)

Wetzel, Robert G. *Limnology*. Saunders College Publishing/Harcourt Brace (1983)

Williamson, C. E., Morris, D. P., Pace, M. L., Olson, O. G. Dissolved Organic Carbon and Nutrients as Regulators of Lake Ecosystems: Resurrection of a More Integrated Paradigm, *Limnology and Oceanography*, Vol. 44, No. 3, Part 2: The Effects of Multiple Stressors on Freshwater and Marine Ecosystems 1999, lk 795–803

Tänuõnad

Soovin tänada oma juhendajaid Anu Reinartit ning Martin Ligi igakülgse abi eest. Lisaks olen tänulik Krista Alikasele, kelle mõtted olid abiks MERIS piltide töötlemisel. Andmete eest tänan Võrtsjärve Limnoloogiajaama, Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituuti ning ORAQUA projekti.

Lisad

Lisa 1. MERIS sensori kanalite lainepikkused ja sensori kanalite info.

Kanal	Lainepikkus (nm)	Kanali laius (nm)	Rakendus
1	412,5	10	Lahustunud orgaaniline aine, detriidi pigmendid
2	442,5	10	Klorofüllü neeldumise maksimum
3	490	10	Klorofüll ja teised pigmendid
4	510	10	Mineraalne hõljum, vetikate õitseng
5	560	10	Klorofüllü neeldumise miinimum
6	620	10	Mineraalne hõljum
7	665	10	Klorofüllü neeldumine, fluorestsents
8	681,25	7,5	Klorofüllü fluorestsentsi piik
9	708,75	10	Fluorestsents, atmosfäärikorrektsioon
10	753,75	7,5	Taimestik, pilved
11	760,625	3,75	Hapniku neeldumine
12	778,75	15	Atmosfäärikorrektsioon
13	865	20	Taimestik, veeaur
14	885	10	Atmosfäärikorrektsioon
15	900	10	Veeaur, maapind

ESA(2006)

Lisa 2. BEAM moodulite C2R, BOREAL ja FUB/WeW määramispiirkonnad.

	CDOM (m^{-1})	Chl-a ($mg\ m^{-3}$)	TSM ($g\ m^{-3}$)
BOREAL	0,25–10	0,5–50	0,1–20
C2R	0,002–2	0,003–50	0,03–50
FUB/WeW	0,005–1	0,05–50	0,05–50

C2R, BOREAL (Alikas et al., 2008)

FUB/WeW (Shroeder et al., 2007)

Lisa 3. Töös kasutatud *in situ* ja satelliidiandmete loend 2008. aasta kohta

	Satelliidipilt	Võrtsjärv (<i>in situ</i>) (proovivõtu arv)	Peipsi (<i>in situ</i>) (proovivõtu arv)
APRILL	4.aprill, 5.aprill, 20.aprill, 22.aprill, 23.aprill, 24.aprill, 25.aprill, 26.aprill, 27.aprill, 28.aprill, 30.aprill	15. aprill (5)	24. aprill (6)
MAI	3.mai, 4.mai, 6.mai, 11.mai, 13.mai, 23.mai, 24.mai, 25.mai, 26.mai, 28.mai, 29.mai, 30.mai	20. mai (5)	16. mai (2), 20. mai (3), 29. mai
JUUNI	1.juuni, 4.juuni, 5.juuni, 8.juuni	16. juuni, 17.juuni (5)	12. juuni (6)
JUULI	13.juuni, 28.juuni, 30.juuni, 15.juuli, 19.juuli, 23.juuli, 25.juuli, 26.juuli 31.juuli	15.juuli (4), 24.juuli (12), 28. juuli	7. juuli (2), 8. juuli (4), 14. juuli, 15. juuli (4), 16. juuli (4)
AUGUST	14.august	12.august (10), 19. august	12. august (7), 13. august (8)
SEPTEMBER	1.september, 23.september, 25.september, 27.september, 30.september	16. september (5)	5. september (2), 12. september (3)

Lisa 4. ICOL+C2R – in situ determinatsioonikoefitsiendi R^2 väärtused

	413	443	490	510	560	620	665	681	708	753	778	865
413		0,03	0,04	0,05	0,00	0,26	0,34	0,34	0,40	0,42	0,42	0,42
443	0,03		0,12	0,11	0,01	0,28	0,37	0,37	0,41	0,43	0,43	0,43
490	0,04	0,12		0,10	0,01	0,41	0,42	0,40	0,47	0,48	0,48	0,48
510	0,05	0,11	0,10		0,08	0,45	0,44	0,41	0,49	0,50	0,50	0,50
560	0,00	0,01	0,01	0,08		0,49	0,38	0,33	0,52	0,52	0,52	0,52
620	0,26	0,28	0,41	0,45	0,49		0,02	0,00	0,53	0,54	0,54	0,54
665	0,34	0,37	0,42	0,44	0,38	0,02		0,11	0,36	0,43	0,42	0,43
681	0,34	0,37	0,40	0,41	0,33	0,00	0,11		0,33	0,40	0,39	0,40
708	0,40	0,41	0,47	0,49	0,52	0,53	0,36	0,33		0,47	0,51	0,48
753	0,42	0,43	0,48	0,50	0,52	0,54	0,43	0,40	0,47		0,01	0,11
778	0,42	0,43	0,48	0,50	0,52	0,54	0,42	0,39	0,51	0,01		0,19
865	0,42	0,43	0,48	0,50	0,52	0,54	0,43	0,40	0,48	0,11	0,19	

Lisa 5. Lihtlitsents lõputöö elektroonseks avaldamiseks

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina Elar Asuküll

(sünnikuupäev: 22. veebruar 1987)

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Vees lahustunud värvunud orgaanilise aine määramine satelliidipiltidelt”, mille juhendaja on Ph.D Anu Reinart

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 23. mai 2013