

TARTU ÜLIKOOL  
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND

Füüsika instituut

Evelin Kangro

**FÜTOPLANKTONI NEELDUMISKOEFITSIENDI JA  
KLOROFÜLL-*a* KONTSEENTRATSIOONI VAHELINE SEOS  
KAUGSEIRE RAKENDUSTEKS EESTI SUURTE JÄRVEDE  
NÄITEL**

Magistritöö (30 EAP)

Juhendajad: M.Sc. Krista Alikas  
Tartu Ülikool  
Ph.D. Kersti Kangro  
Tartu Observatoorium

Kaitsmisele lubatud:

Juhendajad:

Programmijuht:

*allkiri, kuupäev*

Tartu 2014

## Sisukord

Sissejuhatus .....	4
1 Esmased optilised omadused.....	6
1.1 Optiliselt aktiivsed ained (OAA) .....	7
1.1.1 Fütoplankton ja klorofüll- <i>a</i> .....	8
1.1.2 Tripton .....	9
1.1.3 Värvunud lahustunud orgaaniline aine .....	10
2 Uuritavad veekogud .....	11
2.1 Peipsi järv .....	11
2.2 Võrtsjärv .....	12
3 Satelliitkaugseire kasutamine veekogude uurimiseks .....	14
3.1 Satelliitsensorid veekogude seireks .....	15
3.1.1 MERIS/ENVISAT.....	15
3.1.2 MERIS <i>Case II</i> vete algoritm .....	16
3.1.3 MERIS andmete ümbertöötled .....	17
3.1.4 Sentinel seeria satelliitsensorid.....	18
4 Materjal ja meetodika.....	19
4.1 <i>In situ</i> andmed.....	19
4.1.1 Proovivõtupunktide asukohad .....	19
4.1.2 Klorofüll- <i>a</i> mõõtmine.....	20
4.1.3 Osakeste neeldumisspektri mõõtmine .....	21
4.2 Satelliidiandmed .....	22
4.2.1 ICOL eeltöötlus .....	23
4.3 Analüüsimetodika .....	23
5 Tulemused .....	25
5.1 Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph(442)}$ ) ja klorofüll- <i>a</i> kontsentratsiooni ( $C_{Chl-a}$ ) vahelised seosed .....	25
5.2 Fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsient ( $a^*_{ph(442)}$ ).....	31
5.3 Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide spektraalsed varieeruvused.....	33
5.4 Osakeste koguneeldumise ( $a_{tot(442)}$ ) varieerumine.....	36
5.5 Satelliidiandmed .....	38
5.5.1 Neeldumisparameetrite valideerimine .....	38
5.5.2 Chl- <i>a</i> tulemite valideerimine .....	41

5.5.3	Ajaline varieeruvus.....	43
5.5.4	Neeldumiskoeffitsientide suhteliste osakaalude analüüs osakeste koguneeldumises. ....	45
6	Järeldused ja arutelu .....	49
6.1	$C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vaheline empiiriline seos Eesti suurte järvede jaoks .....	49
6.2	$C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vahelised empiirilised seosed uuritavate veekogude võrdluses.....	49
6.3	$C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vahelised empiirilised seosed ajalise varieeruvuse kontekstis .....	51
6.4	$C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vahelised empiirilised seosed ruumilise varieeruvuse kontekstis..	53
6.5	Seosed $a^*_{\text{ph}}(442)$ ja summarse $C_{\text{Chl-}a}$ vahel.....	55
6.6	MERIS standardtulemite sobivus neeldumisparameetrite tuvastamiseks .....	56
6.7	$C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vaheliste empiiriliste seostega töödeldud MEGS Chl- <i>a</i> tulemite võrdlus MEGS standardtulemitega .....	57
6.8	MERIS tulemitelt pärinevate väärtuste ajaline ja ruumiline varieeruvus .....	59
7	Kokkuvõte .....	61
8	The relation between phytoplankton absorption coefficient and chlorophyll- <i>a</i> concentration for remote sensing applications for large Estonian lakes .....	63
9	Kasutatud kirjandus.....	64
Lisa 1.	Enimkasutatud lühendite loetelu .....	70
Lisa 2.	Neeldumiskoeffitsientide arvutamine .....	71
Lisa 3.	MERIS standardproduktide töötluste skeem .....	73
Lisa 4.	Biomassiväärtuste varieerumine Peipsi ja Võrtsjärves.....	74
Lisa 5.	Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ja klorofüll- <i>a</i> vaheline suhe vegetatsiooniperioodi teise poole andmete põhjal.....	75
Lisa 6.	Peipsi avaosa $a_{\text{ph}}(442)$ ja Chl- <i>a</i> seoste varieeruvus uuritavate aastate lõikes .....	76
Lisa 7.	Peipsi ja Võrtsjärve seostega töödeldud MEGS tulemid.....	76
Lisa 8.	Neeldumisväärtuste ajaline muutlikkus.....	77
Lisa 9.	MERIS töötluste treenimispiirkonnad ja Chl- <i>a</i> tulemite üleminekuvõrrandid.....	77
Lisa 10.	Lihtlitsents lõputöö elektroonseks avaldamiseks .....	78

## Sissejuhatus

Kolmveerand maakera pindalast on kaetud ookeanide, merede ja väiksemate siseveekogudega. Veekeskkond on tänasel päeval järjest suureneva inimõju taustal muutunud tööstus- ja teenindussektori lahutamatuks osaks, mistõttu on oluline selle ökosüsteemi „tervisliku seisundi” pidev monitooring mitmesuguste riiklike ja rahvusvaheliste seireprogrammide raames. Ka Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivis sätestatakse, et vesi ei ole kaup, vaid pärand, mida tuleb hoida, kaitsta ja sellisena käsitleda (EL veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ)). Veekogude seisundi kohta saadakse teavet traditsiooniliste meetoditega proovide kogumise ja laboratoorse analüüsimise käigus. Kontaktmõõtmisi täiendavad mitmesugused vahetult veepinna kohal ja veemassi ülemistes kihtides opereeritavad spektraalsed radiomeetrilised mõõtmised. Siiski vaid satelliitkaugseire võimaldab jälgida veekeskkondi operatiivselt, tagada suureskaalalist ruumilist katvust ja detekteerida muutusi tagasiulatuvate aegridade abil oluliselt kuluefektiivsemalt. Samas on erinevad *in situ* mõõtmised vajalikud ning asendamatud satelliitproduktide algoritmide arendamise kontekstis.

Täiustunud satelliitkaugseire tehnoloogia on muutunud avavee seire kõrval tunduvalt tulemuslikumaks ka optiliselt aktiivsete ainete poolest varieeruvamate ranniku- ja siseveekogude monitooringul. Spetsiaalselt selliste vete seireks konstrueeritud ENVISAT pardal paiknev MERIS (vt. lühendite loetelu töö Lisas 1) sensor andis kümne aasta jooksul veekvaliteedi parameetrite kohta väärtuslikku informatsiooni ning muuhulgas on vastavaid tulemeid edukalt rakendatud järvede (Koponen *et al.*, 2008), sealjuures ka Peipsi ja Võrtsjärve puhul (Alikas & Reinart, 2008; Alikas, Kangro, Reinart, 2010). Optiliselt keerukamate veekogude kaugseire jätkusuutlikkuse tagamiseks on hetkel arendamisel uue põlvkonna Sentinel seeria satelliitsensidid.

Fütoplankton on üks uuritum ja seiratum veekogu kvaliteeti määrav ja optilisi omadusi mõjutav parameeter. Primaarproduktiooni intensiivistumine veekogus on vastuseks suurenenud toiteainete hulgale, mis omakorda on eelduseks eutrofeerumisele. Satelliitkaugseire abil tuvastatavad fütoplanktoni valgustneelava pigmendi klorofüll-*a* kontsentratsiooni väärtused võimaldavad edukalt detekteerida vetikaõitsenguid (Binding *et al.*, 2010; Simis *et al.*, 2005). *Case I* vete klorofüll-i algoritm põhineb lihtsal peegeldustegurite kanalite suhtel (MERIS ATBD 2.9, 2011). Oluliselt keerulisem on klorofüll-i määramine *Case*

II tüüpi vetest, kus optiliselt aktiivsed ained varieeruvad üksteisest sõltumatult ning suuremates väärtuste vahemikes. Muu hulgas kujundavad kõrgemad orgaaniliste ja mineraalsete ainete kontsentratsioonid veekogu valgustingimusi, mõjutades seeläbi ka fütoplanktoni pigmentide neeldumisomadusi. MERIS *Case II* vete algoritmi tuletab peegeldustegurite väärtustest närvivõrgustiku meetodil esmalt fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi väärtused, millest arvutatakse spetsiaalsete empiiriliste valemite põhjal klorofüll-*a* kontsentratsiooniväärtused (MERIS ATBD 2.12, 1997). Peipsi ja Võrtsjärv on tüüpilised *Case II* veekogud, kus lisaks fütoplanktoni neeldumisele mõjutavad vee optilisi omadusi orgaaniliste ja mineraalsete ainete varieerumine.

Käesoleva töö eesmärkideks on (1) leida fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph(442)}$ ) ja klorofüll-*a* kontsentratsiooni ( $C_{Chl-a}$ ) vahelised empiirilised seosed Peipsi ja Võrtsjärve jaoks, (2) analüüsida  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vaheliste empiiriliste seoste ruumilist ja sempoonset muutlikkust, (3) uurida fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi ( $a^*_{ph(442)}$ ) varieeruvust summaarse Chl-*a* kontsentratsiooni muutumisel, (4) valideerida erinevaid neeldumisparameetreid ja  $C_{Chl-a}$  väärtusi MERIS standardtulemite põhjal ning uurida nende ajalist ja ruumilist varieeruvust, (5) testida töös leitud  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  empiiriliste seoste sobivust MERIS standardtulemitel Chl-*a* kontsentratsiooni väärtuste tuvastamiseks.

## 1 Esmased optilised omadused

Veesambasse tunginud valguskvant võib oma teel neelduda või hajuda. Kuna need optilised nähtused on tingitud veekeskkonna keemilistest ja füüsikalistest parameetritest ega sõltu valgusvälja geomeetrisest struktuurist, nimetatakse neid esmasteks optilisteks omadusteks (*Inherent Optical Properties, IOP*). Lainepikkusest sõltuvad kiirguse neeldumis- ( $a(\lambda)$ ) ja hajumiskoeffitsiendid ( $b(\lambda)$ ) defineeritakse esmases lähenduses lõpmatult õhukesele kihile konkreetse nurga all langevate monokromaatsete paralleelsete valguskiirte abil. Loetletud esmased optilised omadused avalduvad nõrgenemiskoeffitsiendi,  $c(\lambda)$ , kaudu järgnevalt:

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda) \quad (1)$$

Siinjuures defineeritakse neeldumiskoeffitsient  $a(\lambda)$  lõpmatult õhukese kihi paksuse  $\Delta r$  ja kiirgusvoo muutuse  $\Delta\Phi$  põhjal seosega:

$$a(\lambda) = -\frac{1}{\Phi} \frac{\Delta\Phi(\lambda)}{\Delta r} = \frac{\Delta A(\lambda)}{\Delta r}, \quad (2)$$

kus  $A$  tähistab pealelangenud ( $\Phi_0$ ) ja neeldunud ( $\Phi_a$ ) kiirgusvoogude suhet:

$$A = \frac{\Phi_0(\lambda)}{\Phi_a(\lambda)} \quad (3)$$

Sarnaselt valemiga 2 on võimalik määrata ka hajumiskoeffitsienti  $b(\lambda)$ . Tegelikuses muudab footon hajumise tagajärjel oma suunda, mistõttu kasutatakse eri suunas hajuva kiirgushulga iseloomustamiseks hajumisindikatriisi  $\beta$  (*volume scattering function*) kujul:

$$b(\lambda) = 2\pi \int_0^\pi \beta(\theta) \sin \theta \, d\theta, \quad (4)$$

kus  $\sin\theta$  tähistab ruuminurga ( $\theta$ ) raadiust ning  $d\theta$  ruuminurga muutust. Neeldumis-, hajumis- ja kiirguse nõrgenemiskoeffitsiente väljendatakse pikkusühiku kohta, milleks on tavaliselt meeter, ning üle kogu ruuminurga (sr) vaadeldava integraalse hajumiskoeffitsiendi ühikuks on  $\text{m}^{-1}\text{sr}^{-1}$  (Kirk, 2011).

Lisaks eristatakse edasi- ja tagasihajumiskoeffitsiente ( $b_f(\lambda)$ ,  $b_b(\lambda)$ ), mida kirjeldatakse sarnaselt valemile 4, kuid erinevamate integreerimisradadega (Kirk, 2011). Tagasihajumiskoeffitsiendi näol on tegu ka ühe olulise füüsikalise suurusega optiliste instrumentidega mõõdetava parameetri ehk kaugseire peegeldusteguri (*remote sensing reflectance,  $R_{rs}$* ) algoritmide arendamisel (IOCCG, 2006):

$$R_{rs} = g \frac{b_b(\lambda)}{b_b(\lambda) + a(\lambda)}, \quad (5)$$

kus  $g$  on päikese seniitnurgast sõltuv koefitsient ( $\text{sr}^{-1}$ ). Lisaks kaugseire peegeldustegurile lähtutakse ka teiste näivate optiliste omaduste (*Apparent Optical Properties, AOP*) nagu näiteks diffuusse nõrgenemis- (*diffuse attenuation coefficient,  $K_d$* ) ja peegelduskoefitsiendi (*reflectance coefficient,  $R$* ) tuletamisel just esmastest optilistest omadustest ning vastupidi (Bukata, 2005; IOCCG, 2006).

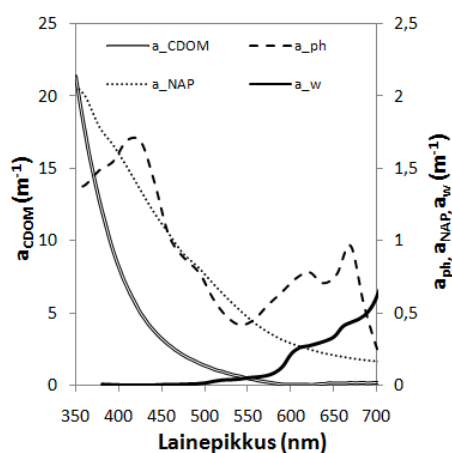
## 1.1 Optiliselt aktiivsed ained (OAA)

Veekogu optilisi omadusi mõjutavad olulisel määral seal leiduvad optiliselt aktiivsed ained (*optically active substances*), mis neelavad ja hajutavad veesambasse tunginud kiirgust ning määravad veepinna kohal mõõdetava peegeldusteguri. OAA-dena käsitletakse enamasti fütoplanktonit, värvunud lahustunud orgaanilist ainet (*coloured dissolved organic matter, CDOM*) ja triptonit. Mõnikord viidatakse neile kirjanduses ka kui värvust tekitavatele ainetele (*colour producing agents, CPA*), kuna nendest sõltuvad loodusliku vee värvus ja läbipaistvus (Bukata, 2005). Üldiselt on OAA-de näol tegu oluliste ökoloogiliste indikaatoritega, mille hulga ja suhtelise osakaalu põhjal saab otsustada veekogu kvaliteedi üle.

Kuna esmased optilised omadused on aditiivsed, siis veekogu iseloomustav koguneeldumiskoeffitsient ( $a_{\text{tot}}(\lambda)$ ) kujunebki erinevate OAA-de ja ka puhta vee neeldumiskoeffitsientide koosmõjul:

$$a_{\text{tot}}(\lambda) = a_{\text{ph}}(\lambda) + a_{\text{CDOM}}(\lambda) + a_{\text{NAP}}(\lambda) + a_{\text{w}}(\lambda), \quad (6)$$

kus  $a_{\text{ph}}$  on fütoplanktoni,  $a_{\text{CDOM}}$  värvunud lahustunud orgaanilise aine,  $a_{\text{NAP}}$  triptoni ning  $a_{\text{w}}$  puhta vee neeldumiskoeffitsiendid. Vastavate komponentide neeldumisspektrid on erinevad (Joonis 1) ning nende osakaalud kujundavad iseloomuliku veetüübi. Sarnaselt valemiga 6 saab defineerida ka veekeskonna koguhajumis- ja -nõrgenemiskoeffitsiendid ( $b_{\text{tot}}(\lambda)$ ,  $c_{\text{tot}}(\lambda)$ ).



**Joonis 1.** Värvunud lahustunud orgaanilise aine ( $a_{\text{CDOM}}$ ), fütoplanktoni ( $a_{\text{ph}}$ ) ja triptoni ( $a_{\text{NAP}}$ ) neeldumiskoeffitsientide spektrid käesoleva töö andmete põhjal. Puhta vee ( $a_{\text{w}}$ ) neeldumiskoeffitsientide spekter Pope & Fry (1997) järgi.

Erinevaid OAA-sid on võimalik iseloomustada ka erineeldumis-, erihajumis- ja erinõrgenemiskoeffitsientide ( $a^*(\lambda)$ ,  $b^*(\lambda)$  ja  $c^*(\lambda)$ ) abil. Need spetsiifilised esmased optilised omadused (*specific inherent optical properties, SIOPs*) defineeritakse aine ühikulise kontsentratsiooni kohta (Bukata, 2005).

Morel ja Prieur'i poolt 1977. aastal väljatöötatud veekogude klassifikatsioon põhineb OAA-de hulgal ja varieeruvusel. Selle kontseptsiooni alusel eristatakse kahte veetüüpi. *Case I* esindab selgeid ja puhtaveelisi veekogusid, kus optilised omadused on määratud peamiselt fütoplanktoni ja selle laguproduktide ehk feopigmentide poolt. *Case II* tüüp hõlmab veekogusid, mida mõjutavad peale klorofüll-*a* üksteisest sõltumatult ka tripton ja värvunud lahustunud orgaaniline aine. Üldiselt laieneb see veetüüp ranniku- ja siseveekogudele (IOCCG, 2000; Bukata, 2005). Siiski ei loo selline lihtsustatud lähenemine põhjalikumalt pilti optiliste omaduste muutlikkusest konkreetse veekogu lõikes, mistõttu on vajalik lokaalsematele oludele vastavate spetsiifilisemate klassifikatsioonide arendamine. Näiteks Eesti ja Soome järvede andmetel põhinev optiline klassifikatsioon (Reinart *et al.*, 2003) eristab viit optilist klassi. Nende testimine Peipsi järvel näitas, et üle 60% veeproovidest kuulus niinimetatud *Mõõdukasse* klassi, mille võib võrdsustada *Case II*-ga, kuid pea 10% esindas pigem *Case I* tüübile lähedasemat *Selget* klassi (Reinart & Valdmets, 2007).

### 1.1.1 Fütoplankton ja klorofüll-*a*

Veekogu planktoni (kreeka k. *planktos* – *passiivselt triiviv, uitav*) moodustavad mikroskoopilised vabalt hõljuvad organismid, kes vastavalt taimsele või loomsele päritolule jaotatakse füto- ja zooplanktoniks (Lalli & Parsons, 1994). Kolmanda rühmana käsitletakse bakteriplanktonit, kes oma suuruse (0,2-2  $\mu\text{m}$ ) poolest kuulub pikoplanktoni hulka. Fütoplankton hõlmab põhiliselt ainurakseid (enamasti 0,2-200  $\mu\text{m}$ ) fotosünteesimisvõimelisi vetikakogumeid, kes asustavad veekogu ülemist valgustatud ehk eufootilist tsooni (Lalli & Parsons, 1994; IOCCG, 2000). Tegemist on primaarproduktiooni ja globaalse süsinikuringe seisukohast olulise biofüüsikalise parameetriga, mille põhjal tehakse järeldusi veekogu troofsusseisundi kohta (IOCCG, 2000).

Veealust kiirgust suudavad nähtava lainela (400-700 nm) piires neelata spetsiaalse molekulaarse struktuuriga fütosünteesilised pigmendid, mille puhul eristatakse kolme tüüpi: klorofüllid, karotinooidid ja biliproteiinid. Esimesed kaks on esindatud kõikides fütosünteesivõimelistes vetikarühmades, kuid näiteks sinivetikad sisaldavad lisaks ka fükobiliproteiine ja ränivetikad karotinoide (Kirk, 2011). Fütoplanktoni biomass loetakse

üldjuhul kovarieeruvaks dominantse pigmendi klorofüll-*a* (Chl-*a*) kontsentratsiooniga (IOCCG, 2000). Selle pigmendi kaks neeldumismaksimumi paiknevad 440 nm ja 670 nm ümbruses. Fütoplanktoni neeldumisspektrit kujundavad (Joonis 1) ka lisapigmentid nagu klorofüll-*b* (Chl-*b*), mis neelab tugevalt vahemikus 465-485 nm ja 650 nm juures, ning klorofüll-*c* (Chl-*c*), mille põhiline neeldumiskiik asetseb vahemikus 455-465 (Lalli & Parson, 1994; Seppälä, 2009). Klorofüll-*b* on lisapigmentiks rohevetikates ning räni- ja vaguviburvetikad sisaldavad klorofüll-*c*'d. Nii rohe- kui vaguviburvetikad kuuluvad Eesti suurte järvede vetikakoosluses vähemusrühma, seevastu ränivetikad on suurema liigirikkusega ning moodustavad sinivetikate ehk tsüanobakterite kõrval dominantse rühma (Nõges, Laugaste, Nõges, 2003; Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Ränivetika ning dinoflagellaatide ehk vaguviburvetika liikide fotosünteesivõime sõltub suurel määral karotinoidide valgusneelavast toimest lainepikkuste 440-520 nm vahemikus. Biliproteiine leidub lisaks sinivetikatele ka punavetikates. Klorofüll-*a* kõrval ongi üheks peamiseks sinivetikate pigmentiks fükotsüaniin (neeldumisvahemik 600-700 nm), mis omab neeldumismaksimumi 620 nm juures, suurendades tsüanobakterite öitsenguperioodidel märgatavalt neeldumist fütoplanktoni spektri pikemas lainelas (Kirk, 2011)

Fütoplanktoni neeldumisvõime on tugevas seoses klorofüll-*a* kontsentratsiooniga, mida uurisid esmalt Yentsch ja Phinney (1989) ning Bricaud jt. (1995) tõestasid selle suurema andmehulga ja triptoni neeldumise väljakorrigeerimise järel järgneva matemaatilise seosega:

$$a^*_{ph}(\lambda) = A(\lambda) * C_{Chl-a}^{-B(\lambda)}, \quad (7)$$

kus  $a^*_{ph}(\lambda)$  on fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsient (Lisa 2 valem 21) ( $m^2 \text{ mg} \langle C_{Chl-a} \rangle^{-1}$ ),  $C_{Chl-a}$  on klorofüll-*a* kontsentratsioon ning A ja B on lainepikkustest sõltuvad koeffitsiendid. Vastavast seosest lähtuvalt väheneb erineeldumiskoeffitsiendi väärtus klorofüll-*a* kontsentratsiooni suurenedes. Neeldumisefektiivsuse langust suuremate kontsentratsiooniväärtuste korral tingib ka niinimetatud pakkimise efekt (ingl. k. *package effect*). Pakkimise efekt on põhjustatud vetikarakus sisalduvate pigmendi molekulide ebäühtlasest ruumilisest jaotumisest ning klastrite moodustumisest, mis avaldub madalamates  $a^*_{ph}(\lambda)$  väärtustes ja lamedamas spektrikujus (Kirk, 2011).

### 1.1.2 Tripton

Tripton (ingl. k. *tripton* või *non algal particles, NAP*) hõlmab nii mineraalset kui ka fütoplanktoni elutegevuse lõpptulemusena tekkinud surnud orgaanilist ainet (detriit) (Kirk, 2011). Üldjuhul mineraalsed ja orgaanilised hõljuvad osakesed hajutavad valgust intensiivselt

ning nende valgustneelav toime on teisejärguline. (Kirk, 2011). Triptoni hulga suurenemine vees tõstab peegeldusteguri maksimumi pikemate lainepikkuste (~700 nm) suunas, seevastu neeldumine on intensiivne sinises lainelas ning väheneb sarnaselt värvunud lahustunud orgaanilise ainega pikemate lainepikkuste suunas (IOCCG, 2000; Kirk 2011). Sarnasus neeldumisspektrites (Joonis 1) on põhjustatud vabalt hõljuvatest humiinaise osakestest või humiitse materjali kombineerumisest mineraalse ainega. Need ained jõuavad veekogusse peamiselt valgala muldadelt. Ookeanis ja suurema produktiivsusega veekogudes on tripton autohtoonset päritolu ehk kohapealse tekkega, moodustudes fütoplanktoni lagunemise tulemusena (Kirk, 2011).

### 1.1.3 Värvunud lahustunud orgaaniline aine

Kuna lahustunud orgaanilise aine (*dissolved organic matter, DOM*) sisaldust vees ei ole võimalik otse mõõta, siis lähtutakse selle hindamisel DOM-i koostises leiduva valgust neelava osa määramisest. Seda osa orgaanilisest ainest nimetatakse värvunud lahustunud orgaaniliseks aineks (*coloured dissolved organic matter, CDOM*), mida defineeritakse ka kui fraktsiooni, mis läbib filtrit poori suurusega 0,2 µm (Laanen, 2007). Kuna nende ainete põhikomponentideks on fulvo- ja humiinhapped, mis tingivad veekogu pruunika või kollaka varjundi, viidatakse lahustunud orgaanilisele ainele kirjanduses sageli ka kui kollasele ainele (ingl. k. *yellow substance*; saksa k. *gelbstoff*). Allohtoonset (väljaspool veekogu tekkinud) orgaanilist ainet kantakse veekogusse tavaliselt jõgedega või orgaanikarikastelt aladelt tulvavetega (IOCCG, 2000). Autohtoonse päritoluga CDOM moodustub enamasti fütoplanktoni degradatsiooniprotsessi tagajärjel, mistõttu CDOMi hulk sõltub primaarproduktiooni intentsiivsusest konkreetses veekogus (Laanen, 2007).

Sarnaselt triptoniga, neelab ka CDOM tugevalt sinises lainelas ning neeldumisintensiivsus väheneb eksponentsiaalselt pikemate lainepikkuste suunas. Kollase aine neeldumine on kirjeldatav eksponentfunktsiooni abil:

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda) = a_{\text{CDOM}}(\lambda_0) \exp(-S(\lambda_0 - \lambda)), \quad (8)$$

kus  $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$  ja  $a_{\text{CDOM}}(\lambda_0)$  on CDOMi neeldumiskoeffitsiendid vastavalt lainepikkustel  $\lambda$  ja  $\lambda_0$  ning  $S$  näitab neeldumisspektri eksponentsiaalset tõusuparameetrit, mis varieerub veetüübiti märgatavalt (IOCCG, 2000; Kirk, 2011). Kuna triptoni neeldumine on sisuliselt tingitud lahustunud orgaaniliste ainete koostises olevate ainete partikulaarsest neeldumisest, siis nende neeldumisspektrid on vägagi sarnased. Erinevate laboratoorsete meetodite rakendamine võimaldab neid kergesti eristada, kuid praktilistel kaalutlustel käsitletakse veekaugseires triptoni ja CDOMi neeldumist koos (IOCCG, 2000)

## 2 Uuritavad veekogud

Peipsi ja Võrtsjärv on madalad eutrofeerunud *Case II* tüüpi siseveekogud, mis on tundlikud jõgede kaudu ja valgaladelt sissekantava reostuskoormuse suhtes. Majandusliku ja rekreatsioonilise väärtusega veekogud kuuluvad alates 1990. aastate algusest Eesti riikliku keskkonnaseire programmi, kuid regulaarseid teadusalaseid vaatlusi on järvedel teostatud alates 20. sajandi keskpaigast (Habermann, Timm & Raukas, 2008; Keskkonnainfo, Võrtsjärve hüdrokeemiline ja hüdrobioloogiline seire, 2014). Lisaks otseselt mõõdetavatele suurustele ja visuaalselt hinnatavatele parameetritele (veetemperatuur, läbipaistvus, suurtaimestik) kogutakse välitööde käigus proove bioloogiliste, hüdrokeemiliste ja -füüsikaliste näitajate arvutamiseks (Keskkonnainfo, Siseveekogude seire, 2014). Järvede üldseisundi hindamisel vastavalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi nõuetele lähtutaks bioloogilistest kvaliteedielementidest nagu klorofüll-*a* kontsentratsioon, fütoplanktoni biomass, sinivetikate osakaal üldbiomassis ning suurtaimede kooslus. Füüsikalis-keemilistest kvaliteedinäitajatest vaadeldakse pH-d, üldfosfori ja –lämmastiku sisaldust ja suhet ning Secchi ketta nähtavust (Keskkonnainfo, Peipsi 2013. aasta seirearuanne; Tuvikene, 2014). Vastavalt Veeseaduse määruses nr 44 (Riigi Teataja, Veeseaduse määrus nr 44, 2009) sätestatud kvaliteedinäitajate piirnormidele antakse veekogule ökoloogilise seisundi põhjal üldhinnang „väga hea”, „hea”, „kesine”, „halb” või „väga halb”.

### 2.1 Peipsi järv

Euroopa suuruselt (3555 km<sup>2</sup>) neljas järv paikneb Eesti-Vene piiril ning selle 47 800 km<sup>2</sup> suurune valgala hõlmab piirkondi ka Läti ja Valgevene territooriumilt. Peipsi järv koosneb kolmest osast: suurim ja sügavaim avaosa Peipsi *sensu stricto* ehk Peipsi Suurjärv (keskmine sügavus 8,3 m), kitsas Lämmijärv (2,5 m) ning lõunapoolseim Pihkva järv (~4 m) (Nõges, 2001). Peipsi Suurjärv esindab kõige puhtamat veetüüpi ning on mõõdukalt eutroofne, Pihkva järve käsitletakse hüpertroofsena ning Lämmijärv on toitumistüübilt põhja- ja lõunaosa vahepealne (Habermann, Timm & Raukas, 2008). Toitelisust kujundavad 240 sissevoolu, millest suurim on Pihkva järve suubuv Velikaja jõgi, seejärel Emajõgi, Võhandu ja Želtša jõed (Jaani, 2001). Peipsi järve ainuke väljavool, 77 km pikkune Narva jõgi suubub Soome lahte (Habermann, Timm & Raukas, 2008). Suurim reostus lämmastik- ja fosforühendite näol (>90%) jõuabki järve vooluveekogude kaudu (Blinova, 2001). Reostuskoormus hakkas kahanema 1990. aastate algusest, mil vähenes põllumajandusväetiste kasutamine (Nõges & Nõges, 2008). Erinevate kvaliteedinäitajate põhjal on viimaste aastate üldhinnang Peipsi

avaosale ja Lämmijärvele olnud „kesine” ning Pihkva järvele „halb” (Keskkonnainfo, Peipsi 2013. aasta seirearuanne).

Peipsile on omane suvine sinivetikate õitseng, mida täheldati juba 100 aastat tagasi (Kullus, 1964). Vegetatsiooniperioodi lõikes eristatakse lisaks suvisele ka kevadist ja sügise õitsengut, mis intensiivsuse ja koosluse poolest järveositi erinevad (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Fütoplanktoni biomass, liikide arv ja klorofüll-*a* kontsentratsioon on kõrgemad lõunapoolsetes piirkondades, kus õitsengu tipp jääb erinevalt avaosast juuli- ja augustikuusse (Starast *et al.*, 2001; Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008).

Fütoplanktonis domineerivad liigirohke ränivetikate ja kõrgete biomassiväärtustega sinivetikate ehk tsüanobakterite rühmad. Vähemusrühmadest on esindatud rohe-, neel- ja koldvetikad ning vaguviburvetikad (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Ränivetikate rühma karakterliik *Aulacoseria islandica* on jahedalembene ja oligotroofset keskkonda eelistav niitjas ränivetikas (Laugaste *et al.*, 2001). Ülejäänud vegetatsiooniperioodi vältel domineerivad lisaks niitjatele liikidele ka ketasränivetikaliigid (*Cyclotella*, *Stephanodiscus*) (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Peipsi avaosas leidub sinivetikatest mesotroofseid tingimusi eelistav *Gloeotrichia echinulata* ning liigirohke on perekonna *Anabaena* esindatus. Järve lõunapoolsemates osades ja vegetatsiooniperioodi teises pooles domineerivad perekonna *Microcystis* liigid ja *Aphanizomenon flos-aquae* (Laugaste, Panksep, Haldna, 2013).

Peipsi on madal, tuultele avatud veekogu, mistõttu on seal suur resuspendeerunud mineraalse heljumi sisaldus, mis on kõrgem Lämmi- ja Pihkva järves (Reinart, 2008). Veekogule pruunikat värvust andvate huumusainete hulk on samuti suurem järve lõunapoolsemates osades ning Emajõe suudmealal. Orgaanikarikka jõevee mõju on märgata kevadise ja sügise suure veega ajal (Starast *et al.*, 2001).

## 2.2 Võrtsjärv

Eesti suurima sisejärve pindala on pea 300 km<sup>2</sup> (Järvet, 2003a). Suure vesikonna (3374 km<sup>2</sup>) ja madala keskmise sügavuse (2,8 m) tõttu on Võrtsjärv tundlik ja tugevasti mõjutatud antropogeensest tegurist. Veekogus kombineeruvad ümbruskaudsete maakondade põllumajandusregioonide mõjud ning ka vastavatest asulatest pärinevad reostuskoormused (Järvet, 2003b). Võrtsjärve veerežiimi kujundavad 18 põhilist sissevoolu, millest olulisim on Väike Emajõgi ning väljavool Emajõgi, mis ühendab Võrtsjärve Peipsiga (Järvet & Nõges, 1998). Kuigi Võrtsjärv on tervikuna homogeenne, eristatakse siiski kõrgema toitelisusega, taimestikurohket lõunapoolset osa põhjaosast (Järvet, 2003a). Põllumajanduslik reostuskoormus

veekogule on nüüdseks vähenenud, kuid vastavalt kehtestatud seisundiklassidele on järve üldhinnanguks määratud endiselt „kesine” (Tuvikene, 2014).

Muutused Võrtsjärve veetasemes kontrollivad valitsevate valgustingimuste ja toitainete kättesaadavuse kaudu fütoplanktoni biomassi hulka vees. Kõrgvee perioodidel akumulēerub suur hulk fosforit setetesse ning fütoplankton on peamiselt limiteeritud valguse poolt (Tuvikene jt., 2003). Madala veeseisu ajal rikastub vesi resuspensiooni tagajärjel fosfaatse fosforiga ning vees olevad nitraadid omistatakse denitrifitseerivate bakterite poolt, misjärel suureneb gaasilise lämmastiku hulk. Selle tulemusena saavad konkurentsieelise õhulämmastikku siduvad tsüanobakterid (Järvet & Nõges, 1998). Tuulehoovuste mõjul on vesi Võrtsjärves segunenud ning erinevusi fütoplanktoni biomassis esineb vaid järve lõunapoolses osas, kus taimestik takistab veevahetust järve ülejäänud osaga (Nõges, Laugaste, Nõges, 2003).

Võrtsjärves on sarnaselt Peipsiga dominantrühmadeks sini- ja ränivetikad ning ülejäänud kuuluvad vähemusrühma, millest arvukamalt esineb rohe-, neel- ja vaguviburvetikaid. Sinivetikatest on suurima biomassiga niitjad *Limnotherix planktonica* ja *L. Redekii* (Järvet & Nõges, 1998). Ränivetikatest esineb enamasti perekondade *Aulacoseira* ja *Cyclotella* ketaränivetikate liike, kes saavutavad oma maksimumi kevadkuudel pärast jääminekut. Suve edenedes on ülekaalus tsüanobakterid ning sügisel saabub ränivetikate teine kõrgaeg (Nõges, Laugaste, Nõges, 2003).

Sissekantud ja lainetuse kulutava toime järel tekkinud kergemad heljumiosakesed kuhjuvad Võrtsjärve lõunaosa sügavamatesse ning varjulisematesse kohtadesse, samas kui veekogu põhjaosas domineerivad väiksemate mudasetete asemel liivakamad ja savikamad mineraalosakesed (Nõges & Järvet, 1998). Lahustunud orgaaniline aine on peamiselt allohtoonset päritolu ning rohkesti kantakse seda sisse kevadise suurvee ajal Väikese Emajõe kaudu (Tuvikene jt., 2003).

### 3 Satelliitkaugseire kasutamine veekogude uurimiseks

Kaugseire on teadus uuritavast keskkonnast pärineva informatsiooni hankimisest kaugusest tehtud piltide põhjal. See põhineb objektidel peegeldunud või kiiratud elektromagnetenergia mõõtmisel. Vastavalt mõõtmismetoodikale eristatakse passiivset ja aktiivset kaugseiret. Viimase puhul salvestab vastuvõttev süsteem tekitatud kiirgussignaali peegeldumist objektilt ning passiivse kaugseire korral registreeritakse kõrgemal platvormil või satelliidil paikneva sensori poolt objektilt lähtunud elektromagnetkiirgus (Campell, 1987). Kuigi veekaugseires rakendatakse edukalt mikrolaine- ja infrapunase kiirguse piirkonda, siis vee kvaliteeti määravate optiliselt aktiivsete ainete uurimisel leiab laiemat kasutust nähtav lainela (~390-740 nm) (Bukata, 2005). Ka käesolev töö käsitleb passiivse kaugseire optilist osa.

Veekogu kohalt sensorisse jõudev signaal pärineb erinevatest keskkondadest. Vastuvõttev kiirgushulk võib olla hajunud aerosooliosakeste ja teiste atmosfääris leiduvate ühendite tõttu. Veekogust pärinev signaal on nõrk, moodustades ~10% sensori poolt mõõdetud signalist, mistõttu on atmosfäärimõju eemaldamine vastavate algoritmidega olulise tähtsusega (IOCCG, 2010). Atmosfääris leiduvate osakeste tagasihajumine on intensiivsem lühematel lainepikkustel, kus on suurim ka veekogusiseste optiliselt aktiivsete ainete neeldumine. Lisaks on *Case II* vetes leiduvate mineraalsete ainete tagasihajumine suurim lähiinfrapunases lainelas, raskendades atmosfäärikorreksiooni (IOCCG, 2000). Vahetult veekogu pinnalt peegeldunud kiirgus kannab endas informatsiooni veekogu dünaamika kohta. Lainetava veepinna peegeldustegur on suurem ning see paistab heledam kui rahulik veemass (Campell, 1987). Vaid veekogus endas hajunud ja ülesuunduv kiirgus annab teavet spektraalseid omadusi kujundavate optiliselt aktiivsete ainete kohta (IOCCG, 2000). Madalate ja selgete vete puhul tungib kiirgusenergia Päikeselt ka veekogu põhja, kus osa peegeldunud ja hajunud footonitest ka sensorisse jõuab. Sise- ja rannikuvete seirel põhjustab täiendavaid vigu kaldapiirkondade lähedus ning tuleb arvestada naabrusefektiga, mille tõttu võib sensor registreerida signaali suurema peegeldusteguriga maapikslitelt (Campell, 1987).

Seetõttu on veekogude seireks konstrueeritud sensoritel veest pärineva nõrga signaali tuvastamiseks kõrge spektraalne, radiomeetriline ja ajaline lahutus ning võrreldes maaseire instrumentidega mõnevõrra madalam ruumiline lahutus (Laanen, 2007). Lisaks on signaali vastuvõtmine ja esmane kalibreerimine töömahukas ning salvestatud informatsiooni edasine tõlgendamine erinevate kaugseire algoritmidega mitmeetapiline ja keerukas.

### 3.1 Satelliitsensorid veekogude seireks

Keskonnakaugseire ajastu algust tähistab 1972. aasta, mil kosmosesse lennutati NASA satelliit ERTS-1 (*Earth Resources Technology Satellite*), mis hiljem nimetati ümber kui Landsat-1. Algselt taimkatte seireks konstrueeritud Landsat sensorid on nüüdseks leidmas järjest suuremat rakendust ka veekogude monitooringul (Bukata, 2005; IOCCG, 2012). 2013. aasta algul alustas oma missiooni Landsat-8, mille pardal paikneva OLI (*Operational Land Imager*) sensori parameetrid lubavad seda kasutada ka optiliselt keerukamate ranniku- ja sisevete uurimisel (Landsat Science – Landsat-8, 2014). Sarnaselt Landsati satelliitseire instrumentidega on maaseireks mõeldud sensorid AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) ja SPOT (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) leidnud rakendamist vee värvuse ja temperatuuri tuvastamisel (Kirk, 2011).

Spetsiaalselt merekeskkonna seireks konstrueeritud sensor CZCS (*Coastal Zone Colour Scanner*) Nimbus-7 pardal suurendas 1980. aastatel olulisel määral teadmisi ookeani värvuse ja primaarproduktiooni globaalse jaotuse osas (Kirk, 2011). Sellele järgnesid niinimetatud teise põlvkonna satelliitsensorid OCTS (*Ocean Colour and Temperature Scanner*), POLDER (*Polarization and directionality of Earth's reflectances*), SeaWiFS (*Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor*), MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), MERIS (*MEDium Resolution Imaging Spectrometer*) ja GLI (*Global Imager*). Nendest vaid MERIS on piisava ruumilise ja radiomeetrilise lahutusega multispektraalne spektromeeter, mis keskendus eelkõige ranniku- ja sisevete monitooringule (Bukata, 2005; IOCCG, 2012).

#### 3.1.1 MERIS/ENVISAT

Euroopa Kosmoseagentuuri (*European Space Agency, ESA*) satelliidi ENVISAT (*ENVironmental SATellite*) 2002. aastal alanud missioon lõppes ametlikult 2012. aasta mai algul (ESA, Online News, 2014). Mööda 800 km kõrgust päikesesünkroonset orbiiti liikuva ENVISAT pardal paiknes teiste instrumentide kõrval ka MERIS, mille põhieesmärkideks veekaugseire valdkonnas oli detekteerida ja hinnata vees sisalduvate OAA-de hulka, tuvastada vetikaõitsenguid, jälgida saastunud piirkondi ning topograafilisi muutusi (näiteks kaldaerosioon). Spektromeeter suutis skanneerida maakera harjaskanneri meetodil (*push-broom method*) kahe kuni kolme päevaga. MERISel on nadiiri suhtes 68,5° vaatenurk ning seeläbi 1150 km suurune vaateväli (ESA, MERIS Product Handbook, 2006). 15 spektraalkanalit olid programmeeritavad nii laiuses kui positsioonis ja katsid spektraalvahemiku 390-1040 nm. Veekogude seireks rakendati nähtava lainela kaheksat

kanalit, mille laiuseks on 10 nm, ning lähiinfrapunase piirkonnna kanaleid kasutati atmosfäärikorreksiooni arvutustes (Kirk, 2011).

MERISE produkte arhiveeriti nii 1200- (*Reduced Resolution, RR*) kui ka 300-meetrise (*Full Resolution, FR*) ruumilise lahutusega. Erineva lahutusega produktide puhul eristatakse omakorda kuni nelja tulemite tasandit – *Level0 (L0)*, *Level1 (L1)*, *Level2 (L2)*, *Level3 (L3)*. L0 tulemite näol on tegu numbriliste toorandmetega, mis on sisendiks järgnevale töötlustasandile. L1 tasandi produktid sisaldavad 15 spektraalkanalis mõõdetud atmosfääri ülapiiri kiirguse väärtusi. L2 tulemid saadakse L1 tasandi produktide kiirgusväärtuste põhjal atmosfäärikorreksiooni järel. Need hõlmavad klassifitseeritud (maa-, vee- ja pilvepiksel) geofüüsikaliste suuruste produktide grupe nagu OAA-de kontsentratsioonid, vegetatsiooniindeksid ja erinevad atmosfääriparameetrid (ESA, MERIS Product Handbook, 2006). L3 produktid on ajalises ja ruumilises kontekstis kombineeritud ning keskmistatud L2 tulemitel põhinevad produktid, mida kasutatakse sempoosete muutuste või pikaajaliste trendide analüüsimiseks (ESA, MERIS Product Handbook, 2006; Kratzer & Vinterhav, 2010).

### **3.1.2 MERIS Case II vete algoritm**

MERISE veetulemite töötlusskeemi üks olulisemaid etappe on atmosfäärikorreksioon, mille lõpptulemusena saadakse atmosfääri ülapiiri (*top of atmosphere, TOA*) kiirguse väärtustest veest lahkuva kiirguse peegeldusspekter. See eeldab kiirguse teele jäävatelt objektidelt nagu õhumolekulidelt, aerosoolidelt, õhukestelt pilvedelt tagasihajunud kiirgushulga ning lisaks ka otse veepinnalt peegeldunud kiirgusenergia määratlemist. Nende objektide parameetrite alusel on loodud niinimetatud kontrolltabelid (ingl. k. *look up table, LUT*), mis sisaldavad arvutusteks vajalikke koefitsiente. Atmosfäärikorreksiooni protseduur põhineb Monte Carlo kiirguslevi simulatsioonidel (MERIS ATBD 2.25-V 1.0, 2011).

Veest lahkuva kiirguse peegeldustegurid on sisendiks MERISE bio-optilise mudeli närvivõrgustikule (*Neural Network, NN*). Bio-optiline mudel põhineb mõõdetud esmaste ja näivate optiliste omaduste (erinevate ainete neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendid, peegeldustegurid) ning vaategeomeetria andmebaasil. Mõõtmisandmed on kogutud kontaktmõõtmiste käigus Põhjamerest, osaliselt ka Läänemerest ja Atlandi ookeani põhjapoolsetest regioonidest ning neid kasutatakse sisendina Hydrolight'i abil simuleeritud väärtuste saamisel. Närvivõrgustikul põhinev algoritm tuletab veest lahkuva kiirguse peegeldusspektri alusel esmased optilised omadused, mille alusel arvutatakse konversioonifaktoreid kasutades OAA-de kontsentratsioonid (Doerffer & Schiller, 2007).

Närvivõrgustikku treenitakse simuleeritud peegeldusteguritega. Lisaks on algoritmi *NN* kombinatsioon edasi- (ingl.k. *forward*) ja tagasisuunatud (ingl.k. *inverse*) modelleerimismeetoditest. Tagasisuunatud mudelis arvutatakse OAA-de väärtused MERISE kaheksas kanalis mõõdetud peegeldusspektri ja vaategeomeetria (päikese- ja vaatenurk, asimuudi kõrvalekalle) põhjal. Edasisuunatud mudeli väljundiks on OAA kontsentratsioonide, neeldumisväärtuste ning vaategeomeetria alusel peegeldusspekter (MERIS ATBD 2.12, 1997). Mõlemal juhul põhinevad arvutused *NN* meetodil ning vastav modelleerimistehnikate sidumine võimaldab pikselhaaval kontrollida, kas algoritmi sisendiks olev peegeldusspekter jääb *NN*-i treenimispiirkonda ning vastavalt sellele lisatakse igale pikslile ka märgendid (Doerffer & Schiller, 2007) Algoritmi lõppetapiks on neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendi väärtuste (442 nm) põhjal arvutatud OAA-d. Klorofüll-*a* kontsentratsioon avaldub fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph}(442)$ ) kaudu järgnevalt (Doerffer & Schiller, 2007):

$$C_{Chl-a} = 21 * a_{ph}(442)^{1,04} \quad (9)$$

Vees hõljuva triptoni hulk arvutatakse partikulaarse hajumiskoeffitsiendi ( $b_{NAP}(442)$ ) põhjal (Doerffer & Schiller, 2007):

$$b_{NAP} = 1,73 * b_{NAP}(442) \quad (10)$$

Värvunud lahustunud orgaanilise aine sisaldus antakse neeldumiskoeffitsiendi väärtusena 442 nm juures. MERISE kollase aine produkt kujuneb nii CDOMi kui ka triptoni neeldumiskoeffitsiendi väärtuste summana (Doerffer & Schiller, 2007):

$$a_{CDOM\_NAP}(442) = a_{CDOM}(442) + a_{NAP}(442) \quad (11)$$

Kuna OAA-d on väga varieeruvad oma keemiliste, füüsikaliste ja eelkõige optiliste omaduste poolest, siis annabki närvivõrgustikul põhinev algoritm väljundiks 442 nm juures neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendi väärtused, mida on võimalik vastavate üleminekukoeffitsientide põhjal kontsentratsiooniväärtustest tagasi arvutada ning rakendada veekoguspetsiifilisi konversioonifaktoreid (Doerffer & Schiller, 2007). Puhta vee neeldumise tulem MERISEl puudub, mistõttu leitakse osakeste koguneeldumise tulem 442 nm juures kollase aine ( $a_{CDOM\_NAP}(442)$ ) ja tagasiarvutatud  $a_{ph}(442)$  tulemite summeerimisel:

$$a_{tot}(442) = a_{CDOM\_NAP}(442) + a_{ph}(442) \quad (12)$$

### 3.1.3 MERIS andmete ümbertöötled

MERIS andmete ümbertöötlaste eesmärk on parandada arhiveeritud tulemite kvaliteeti. Kaks esimest ümbertöötlast viidi läbi 2003 ja 2005. aastal. Kolmas MERIS andmete ümbertöötlaste toimus enne ENVISAT missiooni lõppu 2011. aastal (ESA, MERIS 3rd Data Reprocessing, 2011). Hetkel on käsil andmete neljas ümbertöötlaste, mis peaks lõppema 2015. aasta jooksul.

**Teine ümbertöötlus.** MERIS standardprodukti MEGS (*MERIS Ground Segment data processing prototype*) teise ümbertöötamise muudatused hõlmasid eelkõige L2 produktidega seonduvat. Vastav MEGSi versioon (7.5) on ühilduv IPF (*Instrument Processing Facility*) 5.05-ga. Teise ümbertöötamise käigus täiustati pikslite klassifikatsiooni, õhus leiduvate neelavate gaasiosakeste korrektsiooni, atmosfäärisambas sisalduva veeauru sisalduse ja maapinna õhurõhu väärtuste tuvastamist. Lisaks redigeeriti sogaste vete atmosfäärikorrektsiooni tuvastamist ning modifitseeriti *Case II* veetulemite närvivõrgustikku. (MERIS QWG, 2005; ESA, Evolution of the MERIS IPF, 2012).

**Kolmas ümbertöötlus.** MEGS kolmanda ümbertöötamise versioon (8.1) on ühilduv IPF 6.04-ga. Ümbertöötamised hõlmasid L1 ja L2 tasandi tulemeid. Muutus *Case II* tüüpi vete harus oli spetsiaalse atmosfäärikorrektsiooni integreerimine töötlusahelasse. Uus korrektsioon põhineb närvivõrgustikul, mille idee on siduda veest ja vee kohal olevast atmosfäärist lähtuvad peegeldustegurid atmosfääri ülapiiri peegeldusteguritega, esindamaks suurt hulka erinevaid päikese- ja vaatenurki, aerosooli kontsentratsioone, veesiseste OAA-de hulka, tuule kiirusi ja simuleeritud päikesehelgi juhtusid. Muuhulgas redigeeriti BPAC (*Bright Pixel Atmospheric Correction*) atmosfäärikorrektsiooni märgendit, mis näitab nüüdsest õnnestunud atmosfäärikorrektsiooni protseduuri (ESA, MERIS 3rd Data Reprocessing, 2011).

### 3.1.4 Sentinel seeria satelliitsensorid

Niinimetatud kolmanda põlvkonna keskkonnaseire instrumentide hulka kuuluvad ESA ja Maa jälgimise programmi Copernicus ühisprojektina arendatavad Sentinel seeria satelliidid (ESA, Copernicus – Overview, 2014). 2014. aasta aprilli algul tegi eduka stardi kosmosesse Sentinel-1, mis keskendub radarseire rakendustele maismaa ja ookeani uurimisel. Sentinel-2 ja Sentinel-3, mille pardal on kõrglahutusega multispektraalsed sensorid optiliselt keerukamate veekogude seireks, plaanitakse hetkeseisuga kosmosesse saata vastavalt 2014. ja 2015. aastal (Copernicus, the Sentinels, 2014). Sentinel-3 missiooni põhieesmärkideks on mere- ja ookeanipinna temperatuuri, merevee kvaliteedi ja saastatuse monitooring ning sisevete seire. Päikesünkroonse satelliidi viie instrumendi hulgas on OLCI (*The Ocean and Land Colour Instrument*), mille konstrueerimisel on lähtutud MERISe tehnilistest parameetritest. Laiem vaateväli (1290 km), kuus täiendavat spektraalkanalit, spektrivahemik 400-1020 nm, modifitseeritud vaategeomeetria ja mitmed tehnilised täiustused peaksid kokkuvõttes võimaldama edukamalt optiliselt keerukaid veekeskondi seirata (ESA, Sentinel-3 (SP-1322/3), 2014).

## 4 Materjal ja meetoodika

### 4.1 *In situ* andmed

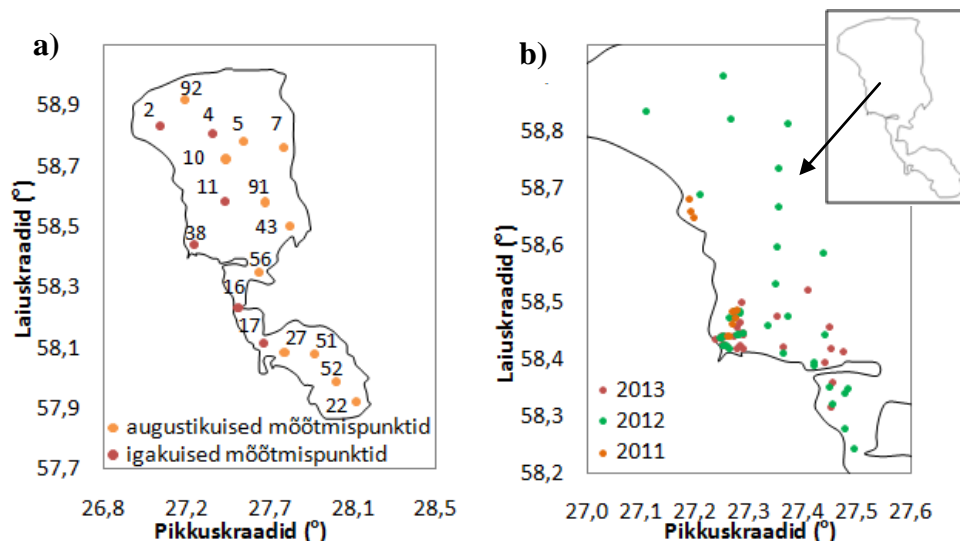
Neeldumiskoeffitsientide arvutamiseks (Lisa 2) kasutati käesolevas töös riikliku keskkonnaseire ning Tartu Observatooriumi (TO) veekogude kaugseire töörühma ja Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi (TÜ EMI) kaugseire ja mereoptika osakonna ühisseire käigus kogutud proove (Tabel 1) ja nende põhjal Eesti Maaülikooli (EMÜ) Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi (PKI) Limnoloogiakeskuses ajavahemikus 2010-2013 mõõdetud Peipsi ja Võrtsjärve osakeste koguneeldumisspektrite andmeid. Tabelis 1 on mõlema veekogu kohta välja toodud mõõtmispunktide hulgad, kus igal aastal proove koguti. Lisaks kasutati töös Chl-*a* kontsentratsiooni-, CDOMi neeldumiskoeffitsiendi, fütoplanktoni kogubiomassi ning domineerivate vetikarühmade sini- ja ränivetikate biomassiväärtusi.

**Tabel 1.** Proovivõtupunktide hulk erinevatel aastatel kuude kaupa.

		2010	2011	2012	2013
Peipsi	mai	-	9	3	10
	juuni	6	12	21	9
	juuli	6	15	13	26
	august	15	33	25	15
	september	6	15	9	6
	oktoober	6	-	6	9
Võrtsjärv	mai	-	2	1	2
	juuni	-	1	5	2
	juuli	1	1	1	6
	august	10	10	14	10
	september	1	2	2	1
	oktoober	-	-	1	2
	<b>KOKKU</b>	<b>51</b>	<b>100</b>	<b>101</b>	<b>98</b>

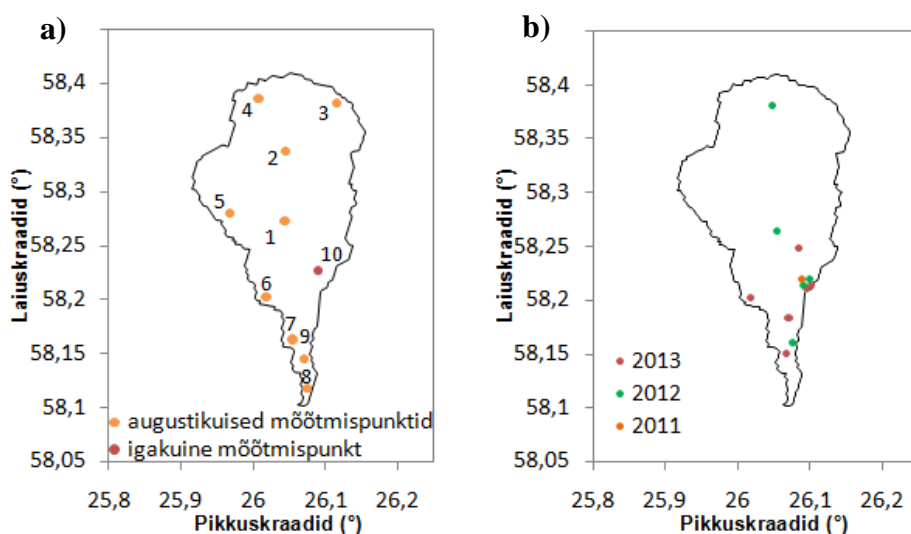
#### 4.1.1 Proovivõtupunktide asukohad

Igakuiselt kogutakse riikliku keskkonnaseire programmi raames Peipsi järves proove mõõtmispunktidest 2, 4, 11, 16, 17 ja 38 ning augustikuiste ekspeditsioonide käigus üle kogu järve asetsevatest punktidest, mille hulka kuuluvad Peipsi Suurjärves paiknevad seirejaamad 5, 7, 10, 91, 92, 43, Lämmijärve punkt 56 ning Pihkva järve punktid 22, 27, 51 ja 52 (Joonis 2a). TO ja TÜ EMI ühisseire puhul jääb suurem osa mõõtmispunkte Emajõe suudme mõjualasse, kuid näiteks 2012. aastal koguti rohkelt proove ka Peipsi avaosast ning Lämmijärvest (Joonis 2b).



**Joonis 2.** Peipsi mõõtmispunktide asukohad riikliku seire (a) ning TO ja TÜ EMI ühisseire (b) puhul. Erinevate värvidega on esimesel juhul märgitud regulaarsete ja ühekordsete seirejaamade asukohad ning teisel joonisel proovivõtupunktide asukohad erinevatel aastatel.

Võrtsjärve mõõtmispunktist 10 pärinevad regulaarsed riikliku seire raames kogutud mõõtmistulemused ning augustikuiste välitööde käigus kogutakse proovid ka üle kogu järve asetsevatest mõõtmispunktidest (Joonis 3a). TO ja TÜ EMI ühisseire käigus on kogutud igal aastal proove muuhulgas Limnoloogiakeskuse seirepunkti 10 ümbrusest (Joonis 3b).



**Joonis 3.** Võrtsjärve mõõtmispunktide asukohad riikliku seire (a) ning TO ja EMI ühisseire (b) puhul. Erinevate värvidega on esimesel juhul märgitud regulaarsete ja ühekordsete seirejaamade asukohad ning teisel joonisel proovivõtupunktide asukohad erinevatel aastatel.

#### 4.1.2 Klorofüll-*a* mõõtmine

Veeproovid kogutakse riikliku keskkonnaseire käigus batomeetri abil integreerituna veekogu erinevatest sügavustest ning ühisseire (TO ja TÜ EMI) käigus järvede ülemisest, kuni 0,5 m kihist. Proovipudelid hoiustatakse filtreerimiseni külmas ja pimedas, et minimeerida mikrobioloogilist lagunemist. Veeproovid filtreeritakse läbi Whatman tüüpi GF/F

klaasikiudfiltrite (läbimõõduga 25 või 47 mm), misjärel fooliumisse pakitud filtrid säilitatakse mõõtmiste alguseni külmas. Enne mõõtmisi ekstraheeritakse fütoplanktoni pigmendid 96%-lise etanooliga. Seejärel proov sonikeeritakse ning tulemuseks on filtril olnud materjali suspensioon, mida seejärel Hitachi U-3010 abil spektrofotomeetriliselt mõõdetakse. Feopigmentide kontsentratsiooni ( $C_{\text{feop.}}$ ) leidmiseks mõõdetakse vesinikkloriidiga rikastatud suspensiooni neeldumist 664 nm juures (ISO 10260: 1992 (E)). Klorofüll-*a* ja feopigmentide kontsentratsiooniväärtused arvutatakse vastavalt Jeffrey & Humphrey (1975) ja Lorenzeni (1967) võrrandite järgi.

#### 4.1.3 Osakeste neeldumisspektri mõõtmine

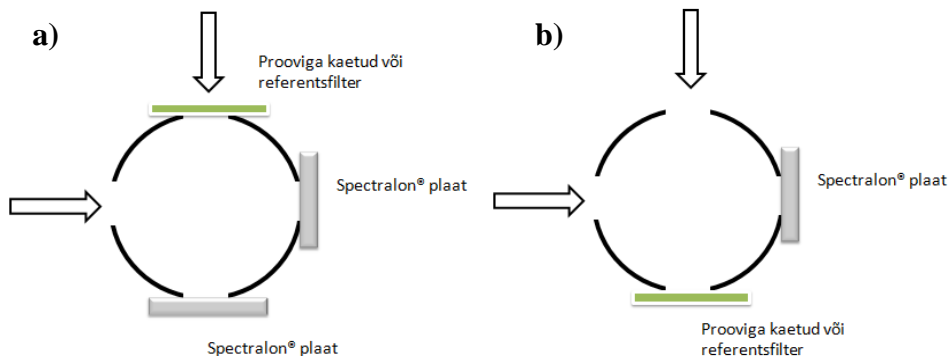
Selleks, et määrata osakeste neeldumist, mõõdetakse valguse neeldumist filtrile jäänud pigmenteerunud ja mittepigmenteerunud osakestes (Tassan & Ferrari, 1995). Valguskiire seda osa, mis läbib filtril olevaid osakesi, kasutatakse filtri neeldumise ( $A(\lambda)$ ) tuletamiseks ning see teisendatakse suspensiooni ( $A_{\text{sus}}$ ) jaoks ümber, misjärel saadakse ekvivalentne neeldumiskoeffitsient ( $a(\lambda)$ ).

Veeproovid kogutakse samuti veekogu kihtidest integraalselt ning hoiustatakse külmas ja pimedas kuni filtreerimiseni. Iga mõõtmispunkti kohta võetakse kaks paralleelproovi. Filtreerimiseks kasutatakse Whatman tüüpi GF/F klaasikiudfiltreid läbimõõduga 25-47 mm ja poori suurusega 0,7  $\mu\text{m}$ . Filtrite mõõtmiseks kasutatakse integreeritud keraga varustatud kahekiirelist Hitachi U-3010 spektrofotomeetrit. Mõõtmistulemused saadakse 1 nm lahutusega spektrivahemikus 350-800 nm.

Lisaks prooviga kaetud filtritele viiakse mõõtmised läbi ka referentsfiltriga, milleks on destilleeritud veega immutatud filter. Referentspektrid mõõdetakse igal aastal ja kohati eraldi ekspeditsioonide kohta. Esmalt asetatakse aparatuuri ainult referentsfiltrid ja mõõdetakse nende spektrid ning seejärel prooviga kaetud filtrid. Pärast esmaseid mõõtmisi pleegitatakse filtreid (k.a. referentsfiltreid) naatriumhüpokloriti ( $\text{NaClO}$ ) lahusega, et oleks võimalik määrata depigmenteerunud osakeste neeldumist ning seeläbi leida fütoplanktoni pigmentide neeldumine.  $\text{NaClO}$  eelis teiste solventide nagu näiteks metanooli ees on efektiivsus lahustiresistentsete vetikaliikide suhtes, pleegitades täielikult näiteks fükotsüaniini pigmendid.

Spektrofotomeeter võimaldab mõõta nii läbivat kui peegeldunud valgust (Joonis 4). Läbivas valguses mõõtmiseks (ingl.k. *transmission mode*) asetatakse prooviga kaetud või referentsfilter kera ava ette ning tagumiste avade ees on Spectralon<sup>®</sup> plaadid. Peegeldunud valguse (ingl.k. *reflectance mode*) mõõtmise ajal asetsevad filtrid tagumise ava ees, mille taga

on absorbeeriv must materjal, ning teise ava ees paikneb Spectralon® plaat. Samasugusel põhimõttel mõõdetakse kiirgust ka pleegitatud filtritelt. Lõpuks saadakse nii prooviga kaetud kui referentsfiltrite neljast spektrist koosnev kompleks, millest kaks esindavad pleegitamata filtrite ja teised kaks pleegitatud filtrite mõõtmistulemusi kahes režiimis.



**Joonis 4.** Filtrit läbiva (a) ja sellelt peegeldunud (b) valguse mõõtmiste skeem spetsiaalse integreeritud keraga varustatud spektrofotomeetriga.

Neeldumiskoeffitsientide arvutamisel on lähtutud Tassan & Ferrari (1995, 2002) meetodikast. Arvutamiseks kasutati *MatLabis* kirjutatud skripti ning vastavad valemid on toodud töö lisa (Lisa 2). Nende alusel saadi iga mõõtmispunkti kohta kaks  $a_{NAP}$ ,  $a_{ph}$ ,  $a_{ph}^*$  spektreid sisaldavat väljundfaili. Edasise uurimise tarbeks keskmistati spektriväärtusi konkreetsetel lainepikkustel.

## 4.2 Satelliidiandmed

Käesoleva töö raames laeti ODESA (*Optical Data Processor of European Space Agency*) andmebaasist (<http://earth.eo.esa.int/odesa/>) alla 177 vähendatud lahutusega (RR) 2010. ja 2011. aasta MERIS L1 standardprodukti, mis olid läbinud kolmanda ümbertöötamise (MEGS 8.1). Esmalt rakendati produktidele ICOL (*Improved Contrast between Land and Ocean*) eeltöötlust ning seejärel töödeldi neid eraldi teise ja kolmanda ümbertöötamisele vastavate MEGS L2 standardalgoritmidega. Satelliidiandmetega on kaetud periood mai algusest kuni septembri lõpuni kahel uuritaval aastal. L1 piltide töötlemiseks MEGS standardalgoritmidega kasutati spetsiaalset tarkvara ODESA ning ICOLi eeltöötamise tegemiseks ja satelliiditulemite visualiseerimiseks tarkvara BEAM 4.11 (Brockmann Consult).

Käesolevas töös rakendati MEGS 8.1 L1 produktidele C2 NN BOA (*Case2 Neural Network Bottom of Atmosphere*) algoritmi teise ümbertöötamise samaväärsete (ODESA forum, 2014) L2 tulemite (edaspidi töös kui MEGS C2-BOA) ning MEGS 8.1 L2 standardalgoritme kolmanda ümbertöötamise tulemite saamiseks. MEGS 8.1 L1 produktide kvaliteeti tõstsid ümbertöötamise käigus uuenenud kalibratsioon ja geolokatsioon, paranenud radiomeetria, geomeetria ning modifitseeritud ookeani ja rannikujoone kvaliteedimärgendid, mistõttu

otsustati need töötluste aluseks võtta. Kaks töötlusahelat hõlmavad erinevaid atmosfäärikorrektsioone (MERIS ATBD 2.25-V 1.0, 2011; MERIS ATBD 2.7, 2011). Atmosfäärikorrektsiooni järel saadud peegeldustegurid on sisendiks bio-optilise mudeli närvivõrgustikule (MERIS ATBD 2.12, 1997). Vastavaid töötlusahelaid illustreeriv skeem on toodud töö lisas (Lisa 3 joonis 1).

#### 4.2.1 ICOL eeltöötlus

Enne põhitöötlusi rakendati MERIS L1 piltidele ICOL eeltöötlust, millega korrigeeritakse ja minimeeritakse naabrusefekti (ingl.k. *adjacency effect*) mõju. Selle mõju ilmneb ranniku- ja sisevetes, mille puhul kontrastsest keskkonnast pärineva kiirguse eristamine osutub keeruliseks. Naabrusefekt on eriti märgatav punases ja infrapunases lainelas, kus vesi paistab peaaegu mustana ja taimkattega kaetud alad väga heledatena. Seega võib sensor atmosfääris aset leidva kiirguse hajumise tõttu registreerida nii maismaa- kui veepikslitelt pärineva kiirguse (Koponen *et al.*, 2008; ICOL ATBD, 2010; ICOL Software, 2010).

### 4.3 Analüüsimetoodika

#### *In situ* andmete analüüs:

- Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph(442)}$ ) ja klorofüll-*a* kontsentratsiooni ( $C_{Chl-a}$ ) vahelised empiirilised seosed leiti regressioonianalüüsi põhjal ning vähimruutude meetodil (*Least Square Method, LSM*). Regressioonianalüüsi põhjal võrreldi lisaks empiiriliste seoste võrrandi parameetrite standardvigu ja statistilisi olulisusi. Eraldi seosed leiti Peipsi ja selle erinevate osade (Peipsi Suurjärv, Lämmi- ja Pihkva järv, Emajõe suudmeala) ning Võrtsjärve andmete põhjal. Lisaks vaadeldi eraldi mõlema veekogu vegetatsiooniperioodi esimest (mai-juuni) ja teist (juuli-oktoober) poolt.
- Sarnased seosed leiti ka fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi ( $a^*_{ph(442)}$ ) ning Chl-*a* ja feopigmentide summaarse kontsentratsiooni ( $C_{Chl-a} + C_{feop.}$ ) vahel eraldi Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal. Lisaks võrreldi  $a^*_{ph(442)}$  varieeruvust teiste uurimustega.
- Nelja aasta keskmistatud  $a_{ph}$  neeldumisspektreid analüüsiti ajalise ja ruumilise varieeruvuse uurimiseks vegetatsiooniperioodi vältel erinevate Peipsi järve mõõtmispunktide (4, 11, 17, 38) ning Võrtsjärve Limnoloogiakeskuse seirejaama 10 väärtuste põhjal. Lisaks koostati tulpdiaграмmid neeldumiskoeffitsientide  $a_{ph(442)}:a_{ph(675)}$  suhte keskmistatud väärtustega samades mõõtmispunktides.
- Uurimaks erinevate neeldumiskomponentide ( $a_{ph(442)}$ ,  $a_{CDOM(442)}$  ja  $a_{NAP(442)}$ ) osakaalude varieerumist osakeste koguneeldumises (edaspidi ka kui  $a_{tot(442)}$ ) koostati

STATISTICA 10.0 programmiga kolmnurkdiagrammid. Muutlikkust analüüsiti Peipsi järve mõõtmispunktide (4, 11, 38, 17) ja Võrtsjärve punkti 10 põhjal. Lisaks võrreldi varieeruvust eraldi mai, juuni ning augusti, septembri ja oktoobrikuiste väärtuste korral.

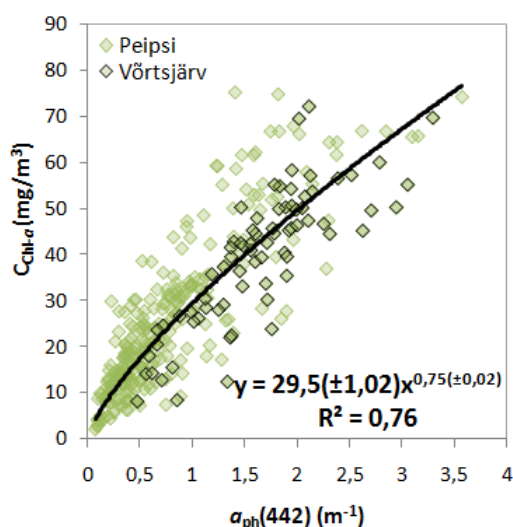
#### Satelliidiandmete analüüs:

- Enne satelliittulemite analüüsi rakendati pikslitele järgnevaid märgendeid:
  - 12\_flags.WATER (klassifitseerimismärgend vee jaoks);
  - 12\_flags.BPAC\_ON (näitab õnnestunud atmosfäärikorrektsiooni sogaste vete puhul);
  - 12\_flags.ICE\_HAZE (kõrge aerosooli kontsentratsioon, jäätunud veekogu);
  - 12\_flags.HIGH\_GLINT (tugev päikesehelk);
  - 12\_flags.PCD\_19 (vale pilve optiline tihedus ja tüüp);
- *In situ* ja MERIS produktide erinevate parameetrite omavahelist seost uuriti korrelatsioonianalüüsi abil. Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi tulemi saamiseks kasutati MEGS Chl-*a* tulemit, mille põhjal  $a_{ph}(442)$  väärtused tagasi arvutati.  $a_{ph}(442)$  ja  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  tulemite summeerimisel saadi osakeste koguneeldumise ( $a_{tot}(442)$ ) tulem. Käesoleva töö käigus leitud seoseid rakendati tagasiarvutatud  $a_{ph}(442)$  tulemitel, millelt saadud  $C_{Chl-a}$  väärtusi kõrvutati *in situ* mõõtmistega. Lisaks arvutati ja analüüsiti erinevaid statistilisi näitajaid: keskmine kõrvalekalle (*Mean Bias*,  $\delta$ ), ruutkeskmine hälve (*Root Mean Square Error*, *RMSE*), standardviga (*Standard Error*, *SE*), korrelatsioonikordaja (*Correlation coefficient*, *r*). Regressioonianalüüsi põhjal leiti võrrandiparameetrite standardvead ja statistilised olulisused.
- 2010. ja 2011. aastate ajalise ja ka ruumilise varieeruvuse uurimiseks koostati kuukeskmised erinevate mõõtmispunktide aegread, millele lisati *in situ* ning MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 tulemitelt pärinevad  $C_{Chl-a}$  ja  $a_{ph}(442)$  väärtused. Võrtsjärve puhul kõrvutati mõõtmispunkti 10 *in situ* väärtusi mõõtmispunkti 1 väärtustega tulemitelt, kuna mõõtmispunkt 10 paikneb valideerimiseks ebasoodsas asukohas. Alternatiivse mõõtmispunkti valikul lähtuti 16. augustil 2011. aastal mõõdetud lähedastest  $C_{Chl-a}$  väärtustest (mõõtmispunkt 1: 38,5 mg/m<sup>3</sup>; mõõtmispunkt 10: 40,5 mg/m<sup>3</sup>).
- *In situ* erinevate neeldumisparameetrite ( $a_{ph}(442)$ ,  $a_{CDOM}(442)$ ,  $a_{NAP}(442)$ ) võrdlemiseks MERIS tulemite vastavate väärtustega koostati suhteliste osakaalude sektordiagrammid, mille põhjal analüüsiti samuti ajalist ja ruumilist muutlikkust.
- Ruumilist muutlikkust võrreldi MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 ning empiirilise üldseosega töödeldud Chl-*a* visualiseeritud tulemite põhjal. Lisaks kõrvutati erinevatelt tulemitelt saadud Chl-*a* kontsentratsiooni väärtusi *in situ*  $C_{Chl-a}$  tulemustega, aluseks Peipsi järve igakuised mõõtmispunktid ja Võrtsjärve mõõtmispunkt 1.

## 5 Tulemused

### 5.1 Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph(442)}$ ) ja klorofüll-*a* kontsentratsiooni ( $C_{Chl-a}$ ) vahelised seosed

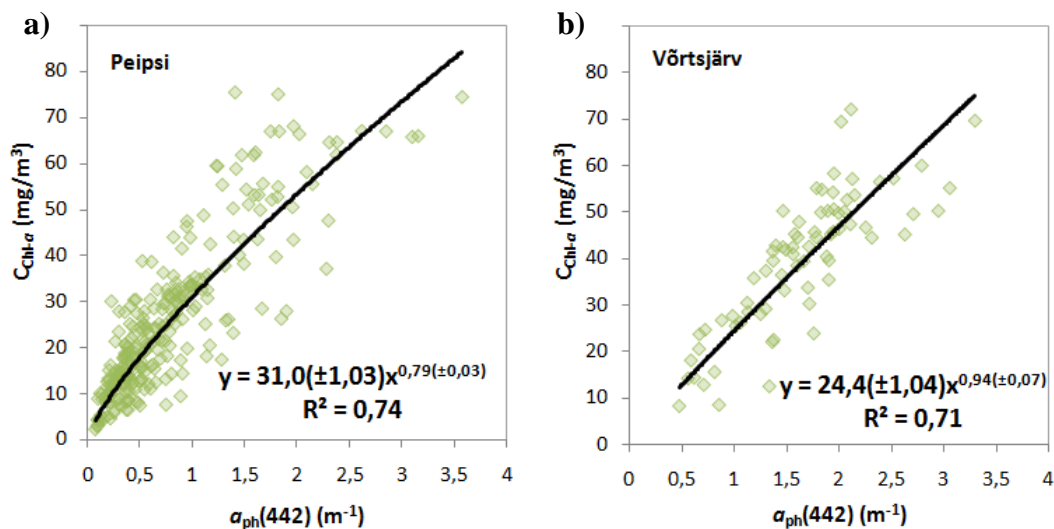
Kõige sobivamalt ( $R^2 = 0,76$ ;  $n = 350$ ) kirjeldab  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahelist seost ( $C_{Chl-a} = 29,5 * a_{ph(442)}^{0,75}$ ) Peipsi ja Võrtsjärve andmete puhul astmefunktsioon (edaspidi ka kui üldseos) (Joonis 5). Selle põhjal on  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  andmehulgad omavahel positiivselt seotud. Jooniselt 5 on näha, et Võrtsjärve punktid on keskmiselt kõrgemate kontsentratsiooni- ja neeldumisväärtustega. Märkatavalt vähem on neid väärtusi, mille Chl-*a* kontsentratsioonid jäävad alla  $30 \text{ mg/m}^3$  ja  $a_{ph(442)}$  väärtused vahemikku  $0,1-1 \text{ m}^{-1}$ , samas kui Peipsis mõõdetud tulemused moodustavad neis piirkondades tiheda punktiparve. Üldseose keskmised Chl-*a* kontsentratsiooni väärtused on  $28,5(\pm 17,3) \text{ mg/m}^3$  ja  $a_{ph(442)}$  väärtused  $0,96(\pm 0,7) \text{ m}^{-1}$ . Vastavalt regressioonianalüüsile on võrrandi parameetrid statistiliselt olulised ( $p \ll 0,05$ ) ning tõusu ja astendaja standardvead ligikaudu 3%.



**Joonis 5.** Seos  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahel Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal.

Joonisel 6 on toodud eraldi Peipsi (a) ning Võrtsjärve (b)  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahelised seosed (edaspidi ka kui Peipsi seos ja Võrtsjärve seos). Seoste matemaatilised võrrandid on vastavalt  $C_{Chl-a} = 31 * a_{ph(442)}^{0,79}$  ja  $C_{Chl-a} = 24,4 * a_{ph(442)}^{0,94}$ . Mõnevõrra paremini korreleeruvad omavahel Peipsis mõõdetud tulemused ( $R^2 = 0,74$ ;  $n = 272$ ) ning eelkõige parameetrite madalamad väärtused, seevastu kui Võrtsjärve andmehulk on üle mõlema skaala ühtlasemalt jaotunud ja pisut hajusam ( $R^2 = 0,71$ ;  $n = 78$ ). Lisaks on Võrtsjärve andmed lähedasemad lineaarsele seosele. Kui Peipsi järves on keskmised mõõdetud Chl-*a* kontsentratsioonid  $25,5(\pm 16,7) \text{ mg/m}^3$  ja  $a_{ph(442)}$  väärtused  $0,8(\pm 0,6) \text{ m}^{-1}$ , siis Võrtsjärve puhul on need vastavalt

39,7(±14,7) mg/m<sup>3</sup> ja 1,6(±0,6) m<sup>-1</sup>. Vastavalt regressioonianalüüsile osutusid mõlemate andmehulkade võrrandite tõusu ja astendaja väärtused statistiliselt olulisteks (p << 0,05). Võrrandi parameetrite standardvead on Võrtsjärve andmete põhjal mõnevõrra suuremad. Näiteks ulatub astendaja veahinnang üle 7%, samas kui Peipsi seose puhul saadi astendaja standardveaks ligikaudu 4%.

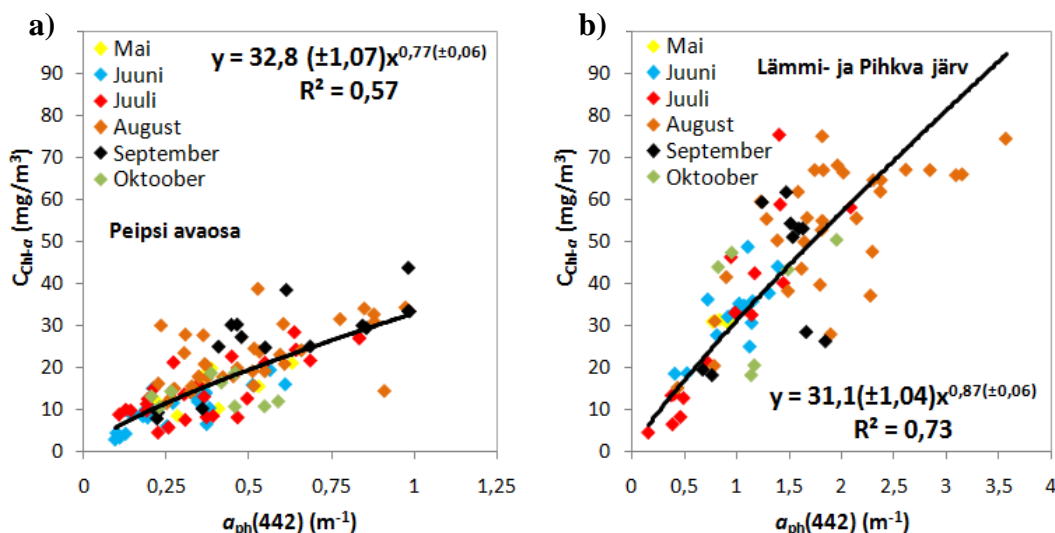


**Joonis 6.** Seos  $a_{ph}(442)$  ja  $C_{Chl-a}$  vahel eraldi Peipsi (a) ja Võrtsjärve (b) andmete põhjal.

Kuna fütoplanktoni biomass on tugevas seoses Chl-*a* kontsentratsiooniga ka *Case II* vetes (Alikas, Kangro, Reinart, 2010), siis vaadeldi käesolevas töös kogu uurimisperioodi (2010-2013) peale keskmistatud biomassiväärtuste sempooset muutlikkust (Lisa 4). Võrtsjärves on keskmiselt 72% võrra suuremad fütoplanktoni biomaasi väärtused kui Peipsis. Ka dominantrühmade sini- ja ränivetikate biomassiväärtused on Võrtsjärves suuremad. Kui näiteks sinivetikate biomass küündib Peipsi lõunapoolsetes osades septembris keskmiselt kuni 9 g/m<sup>3</sup> (Lisa 4 joonis 2), siis vastav väärtus Võrtsjärves sügisel on kuni 22 g/m<sup>3</sup> (Lisa 4 joonis 4). Ränivetikate biomassiväärtused on mõlemas veekogus sinivetikatega võrreldes madalamad, kuid ka nende puhul on Võrtsjärvest saadud tulemused keskmiselt kaks korda kõrgemad.

Võrreldes eraldi Peipsi avaosas ning Lämmi- ja Pihkva järve andmete põhjal leitud seoseid (vastavalt  $C_{Chl-a} = 32,8 * a_{ph}(442)^{0,77}$  ja  $C_{Chl-a} = 31,1 * a_{ph}(442)^{0,87}$ ) (Joonised 7a ja 7b), siis on näha, et väiksema varieeruvusega avaosas parameetrite väärtused on suurema hajuvusega ning annavad tulemuseks nõrgema omavahelise seose ( $R^2 = 0,58$ ;  $n = 120$ ) kui lõunapoolsete mõõtmispunktide väärtused ( $R^2 = 0,73$ ;  $n = 83$ ). Samas, seoste matemaatilised koefitsiendid suurel määral ei erine. Üldiselt on kõrgemad väärtused saadud augusti- ja septembrikuust ning madalamad vegetatsiooniperioodi esimesest poolest, kuigi ka juuli ja oktoobri punktid

näitavad kohati madalaid tulemusi. Selgemini on väärtused kuude kaupa diferentseerunud Lämmi- ja Pihkva järves ning ühtlasemalt jaotunud avaosas. Keskmised  $C_{Chl-a}$  kontsentratsiooni ja  $a_{ph}(442)$  väärtused Peipsi Suurjärves on vastavalt  $17,5(\pm 8,6)$   $mg/m^3$  ja  $0,4(\pm 0,2)$   $m^{-1}$ . Lämmi- ja Pihkva järves on need kõrgemad, vastavalt  $42(\pm 18,2)$   $mg/m^3$  ja  $1,4(\pm 0,7)$   $m^{-1}$ . Regressioonianalüüsi põhjal on mõlema võrrandi koefitsiendid statistiliselt olulised ( $p \ll 0,05$ ). Tõusu ja astendaja standardvead on seoste puhul sarnased, vaid astendaja veahinnang Peipsi avaosas on 1% võrra suurem.

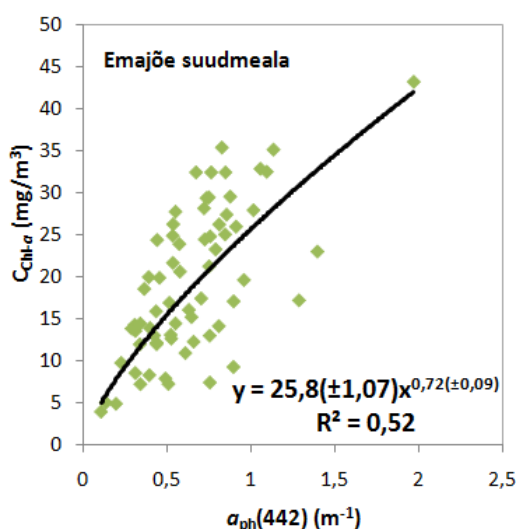


**Joonis 7.** Seos  $a_{ph}(442)$  ja  $C_{Chl-a}$  vahel eraldi Peipsi avaosas (a) ning Lämmi- ja Pihkva järve (b) andmete põhjal.

Fütoplanktoni biomassi väärtused (Lisa 4 joonis 1) näitavad Lämmi- ja Pihkva järves pea kogu vegetatsiooniperioodi vältel keskmiselt kaks korda kõrgemaid väärtusi ( $0,3-13,1$   $g/m^3$ ), vaid märtsikuu on avaosas mõõdetud pisut suuremaid biomassi väärtused ( $0,5$   $g/m^3$ ). Kuigi dominantrühmade omavaheline muutlikkus vaadeldavate kuude lõikes on võrdlemisi sarnane, siis sinivetikate biomassi väärtused erinevad kahes järveosas keskmiselt ligikaudu kolm korda (suurimad väärtused:  $3,1$   $g/m^3$  (Peipsi Suurjärv) ja  $10$   $g/m^3$  (Lämmi- ja Pihkva järv)), samas kui juunikuu avaosas keskmisele väärtusele ( $0,21$   $g/m^3$ ) vastab oluliselt kõrgem Lämmi- ja Pihkva järve kuukeskmise biomassi väärtus ( $2,91$   $g/m^3$ ). Ränivetikate biomassi väärtused veekogu põhja- ja lõunapoolsetes osades nii suuri erinevusi ei näita ning kevade ja sügise algul võib nende osakaal avaosas olla ka pisut suurem (septembrikuised väärtused:  $3,1$   $g/m^3$  (Peipsi Suurjärv) ja  $2,1$   $g/m^3$  (Lämmi- ja Pihkva järv)) (Lisa 4 joonis 2).

Kogu Peipsi järve andmetest eristub selgelt Emajõe suudmeala (Joonis 8), mille väärtuste põhjal leitud seost ( $C_{Chl-a} = 25,8 * a_{ph}(442)^{0,72}$ ) võib kõrvutada pigem Võrtsjärve seosega ( $C_{Chl-a} = 24,4 * a_{ph}(442)^{0,94}$ ; Joonis 6b). Siiski on Emajõe suudmepiirkonna andmetel põhinev

seos märgatavalt nõrgem ( $R^2 = 0,52$ ), võrreldes Võrtsjärve seosega ( $R^2 = 0,71$ ). Joonisel 8 on näha teistest punktiväärtustest kaugemal asetsevat erindit, mille eemaldamine  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  andmehulkade omavahelise seose tugevust ega võrrandi parameetreid ei muutnud. Sarnaselt avaosaga varieeruvad ka Emajõe suudmeala parameetrite väärtused vähe, jäädes  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  puhul keskmiselt vastavalt  $19,4(\pm 8,9) \text{ mg/m}^3$  ning  $0,6(\pm 0,3) \text{ m}^{-1}$  piiresse. Regressioonianalüüsi tulemused toetavad võrrandiparameetrite statistilist olulisust ( $p \ll 0,05$ ). Kui tõusu standardviga on Peipsi avaosa ning Lämmi- ja Pihkva järve andmete alusel saadud seose vastava koefitsiendiga võrreldes samas suurusjärgus (4%), siis astendaja veahinnang on pea kaks korda suurem (12%).

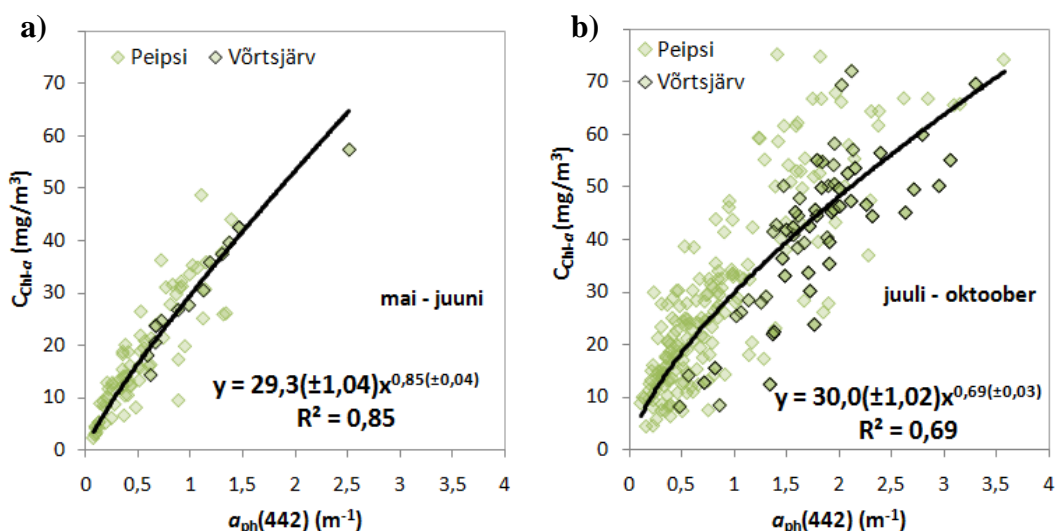


**Joonis 8.** Seos  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  vahel Emajõe suudmealal mõõdetud andmete põhjal.

Keskmesed Emajõe suudmeala fütoplanktoni biomassi väärtused vegetatsiooniperioodi lõikes on võrreldes Peipsi Suurjärvega pisut kõrgemad (keskmiselt 38% võrra), kuid Pihkva- ja Lämmijärvega võrreldes madalamad (keskmiselt 57% võrra). Erinevalt Peipsi põhja- ja lõunapoolsetest osadest saabub Emajões fütoplanktoni maksimum juba juulikuus (Lisa 4 joonis 3a). Sini- ja ränivetikate biomassiväärtused on lähedasemad avaosas mõõdetud tulemustele (sinivetikate septembrikuised keskmised väärtused:  $2,5 \text{ g/m}^3$  (Peipsi avaosa),  $10 \text{ g/m}^3$  (Lämmi- ja Pihkva järv),  $4 \text{ g/m}^3$  (Emajõe suudmeala)) (Lisa 4 joonis 3b).

Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal leiti positiivsed seosed vegetatsiooniperioodi kahe poole jaoks ( $C_{\text{Chl-}a} = 29,3 * a_{\text{ph}}(442)^{0,85}$  ja  $C_{\text{Chl-}a} = 30 * a_{\text{ph}}(442)^{0,69}$ , joonis 9). Mõnevõrra suurem on punktide hajuvus vegetatsiooniperioodi teise poole tulemuste põhjal ( $R^2 = 0,69$ ;  $n = 261$ ), samas kui esimese poole väärtused on tugevas lineaarsele seosele lähedasemas sõltuvuses ( $R^2 = 0,85$ ;  $n = 89$ ). Vegetatsiooniperioodi esimese poole Chl-*a* kontsentratsiooni väärtused on keskmiselt  $19,3(\pm 11,8) \text{ mg/m}^3$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused  $0,6(\pm 0,4) \text{ m}^{-1}$  ning vegetatsiooniperioodi

teise poole mõõtmistulemused on vastavalt  $31,7(\pm 17,7)$   $\text{mg}/\text{m}^3$  ning  $1,08(\pm 0,74)$   $\text{m}^{-1}$ . Jooniselt 9b on näha, et vegetatsiooniperioodi teise poole madalad väärtused moodustavad tiheda punktiparve ning pärinevad valdavalt Peipsi avaosast (Lisa 5 joonis 1), samas kui ülejäänud kõrgemad väärtused on mõõdetud Peipsi lõunapoolsemates piirkondades ja Võrtsjärves. Lisaks on näha, et üldseos (Joonis 5) kujuneb põhiliselt vegetatsiooniperioodi teise poole andmete alusel. Kahe seose regressioonianalüüs kinnitab võrrandiparameetrite statistilist olulisust ( $p \ll 0,05$ ). Samuti on nende standardvead väga lähedased, erinedes tõusu puhul vaid 0,1% ning astendaja korral 0,3%.

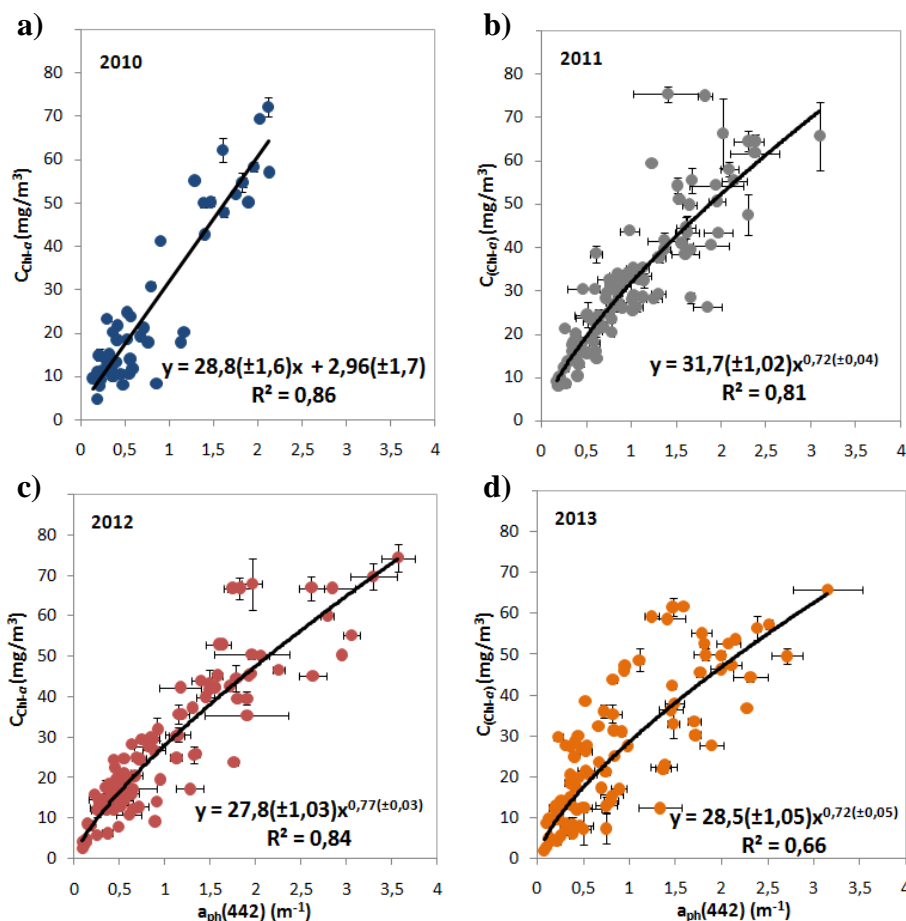


**Joonis 9.** Seos  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  vahel vegetatsiooniperioodi esimese (a) ja teise (b) poole kõikide andmete põhjal.

Ka fütoplanktoni biomassi väärtused saavutavad haripunkti mõlemas veekogus just vegetatsiooniperioodi teises pooles (Lisa 4 joonised 1 ja 4a). Juunis (Peipsis pisut hiljem) saab alguse ka sinivetikate domineerimine ning nende biomass on Võrtsjärves märgatavalt kõrgem, mida kinnitab ka joonis 9b, kus on näha, et keskmisest kõrgemate  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtustega on Võrtsjärve mõõtmistulemused. Keskmised ränivetikate biomassiväärtused saavutavad Peipsi avaosas oma maksimumi sügisel, seevastu kui Peipsi ülejäänud piirkondades ja Võrtsjärves on ränivetikate kõrgeaeg vegetatsiooniperioodi esimesel poolel (Lisa 4 joonised 2, 3b ja 4b).

Eraldi nelja aasta (2010-2013) kohta leitud seosed erinevad omavahel samuti mõningal määral (Joonis 10). Kõige tugevamad on parameetrite omavahelised astmelised seosed 2011. ja 2012. aasta (Joonised 10b, 10c) andmete korral ( $R^2 = 0,81$  ja  $R^2 = 0,84$ ), samas kui 2010. aasta väärtused annavad tulemuseks (Joonis 10a) tugeva lineaarse korrelatsiooni ( $R^2 = 0,86$ ) ning nõrgim seos ( $R^2 = 0,66$ ) saadi 2013. aasta andmete alusel (Joonis 10d). Kõige lähedasemad on

võrrandi parameetrid 2012. ja 2013. aasta andmete põhjal (vastavalt  $C_{\text{Chl-}a} = 27,8 * a_{\text{ph}}(442)^{0,72}$  ja  $C_{\text{Chl-}a} = 28,5 * a_{\text{ph}}(442)^{0,72}$ ). Kui 2011., 2012. ja 2013. aasta  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused varieeruvad vastavalt vahemikes 4-72  $\text{mg}/\text{m}^3$  ja 0,1-3,5  $\text{m}^{-1}$ , siis 2010. aasta korral varieeruvad Chl-*a* kontsentratsioonid samades piirides, kuid  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused on madalamad (kuni 2  $\text{m}^{-1}$ ).



**Joonis 10.** Seos  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  vahel 2010. (a), 2011. (b), 2012. (c) ja 2013. (d) aasta kahe järve andmete põhjal. Lisatud on iga punkti maksimaalne ja minimaalne väärtus  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  andmehulkade korral.

Regressioonianalüüsi tulemuste põhjal eristus 2010. aasta ülejäänud kolmest märgatavalt. Võrrandite tõusu standardvead varieeruvad üldjuhul 3-4% piires, kuid 2010. aastal ulatub vahemik 6 protsendini. Kõikide aastate võrrandite tõusu väärtused osutusid ka statistiliselt olulisteks ( $p \ll 0,05$ ). Seevastu astendajate standardvead varieeruvad 2011-2013. aastate puhul vahemikus 5-7% ning 2010. aasta andmete põhjal leitud lineaarse suhte vabaliikme viga on 60% ja ühtlasi ei ole see ka statistiliselt oluline ( $p = 0,09$ ).

Ainuüksi Peipsi järve avaosa andmetest tuleneb suur varieeruvus  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  vahelistes seostes ning determinatsioonikoefitsientide väärtustes (Lisa 6 joonis 1). Tugevad seosed saadi

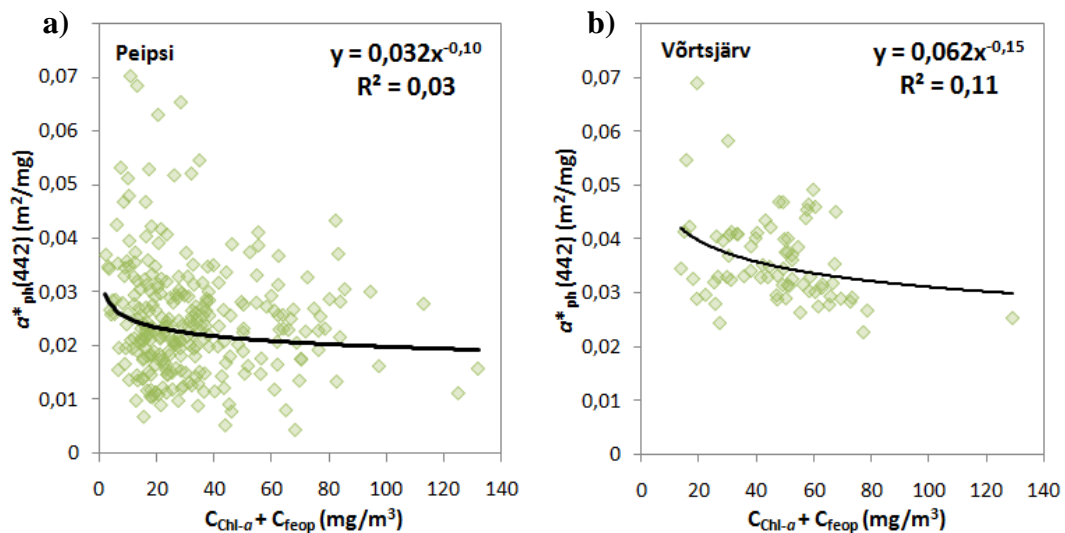
2011. ja 2012. aasta ( $R^2 = 71$  ja  $R^2 = 0,75$ ) avaosa andmete põhjal (Lisa 6 joonised 1b ja 1c), nõrgemad on seosed 2010. ja 2013. aastate ( $R^2 = 0,03$  ja  $R^2 = 0,26$ ) puhul, mil on näha punktide väga vähene muutlikkus (Lisa 8 joonised 1a & 1d). Üldiselt varieeruvad  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtused sarnastes vahemikes ning maksimaalsed kontsentratsioonid ulatuvad üle  $30 \text{ mg/m}^3$ , erandiks taaskord 2010. aasta, mille puhul kõrgeimad  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtused jäävad  $20 \text{ mg/m}^3$  lähedusse (Lisa 6 joonis 1a). Ka  $a_{\text{ph}(442)}$  väärtused varieeruvad 2010. aasta andmete korral vähem ( $0,1\text{-}0,6 \text{ m}^{-1}$ ) ning 2013. aastal olid  $a_{\text{ph}(442)}$  väärtused suurimad ( $<0,5 \text{ m}^{-1}$ ) (Lisa 6 joonis 1d). Regressioonanalüüsi põhjal osutusid 2011. ja 2012. aasta väärtuste alusel saadud seoste võrrandi parameetrid ka statistiliselt olulisteks ( $p \ll 0,5$ ) ning standardvigade erinevus on  $0,1\%$  tõusu ja  $0,3\%$  astendaja väärtuste puhul. Seevastu 2010. ja 2013. aastate võrrandite koefitsientide standardvead olid oluliselt suuremad (kordaja standardviga:  $9\%$  (2010),  $35\%$  (2013)) ning samuti ei ole 2010. aasta võrrandi astendaja ega 2013. aasta lineaarse seose vabaliige statistiliselt usaldusväärsed ( $p > 0,05$ ).

**Mõõtmisväärtuste varieeruvus.** Aastate lõikes uuritud  $a_{\text{ph}(442)}$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  seoste graafikutele (Joonis 10; Lisa 6 joonis 1) kanti ka iga mõõtmisväärtuse maksimaalne ja minimaalne vaste. Tulemuste põhjal saab hinnata mõõtmismetoodika täpsust ja sobivust.

$C_{\text{Chl-}a}$  keskmistatud mõõtmistulemuste erinevus maksimaalsetest ja minimaalsetest väärtustest on keskmiselt  $3\%$ . Kolme aasta (2011-2013) andmete põhjal on need kohati ka üle  $10\%$  ning 2013. aasta korral üksikutel juhtudel kuni  $50\%$ . Seevastu  $a_{\text{ph}(442)}$  väärtuste varieeruvused on keskmiselt  $9\%$  ning maksimaalselt ületasid kõikidel aastatel  $30\%$  piiri, olles üksikutel juhtudel ka  $45\text{-}60\%$ . Ainuüksi Peipsi avaosa andmete põhjal saadi keskmisteks mõõtmisväärtuste varieeruvuseks  $4\%$   $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $12\%$   $a_{\text{ph}(442)}$  puhul.

## 5.2 Fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsient ( $a^*_{\text{ph}(442)}$ )

Kahe uuritava veekogu eraldi vaatlemisel selgub, et fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi ( $a^*_{\text{ph}(442)}$ ) väärtuste suurenemisel Chl-*a* ja feopigmentide kontsentratsioonid (edaspidi kui summaarne Chl-*a*) kahanevad (Joonis 11). Siiski on vastavad seosed ( $R^2 = 0,03$  ja  $R^2 = 0,11$ ) ja trendid võrdlemisi nõrgad, kuna suurem osa väärtustest moodustab hajusa punktisarve ega näita selgesuunalist muutlikkust. Keskmised  $a^*_{\text{ph}(442)}$  väärtused Võrtsjärves on  $0,036(\pm 0,008) \text{ m}^2/\text{mg}$  ning mõnevõrra madalamad tulemused saadi Peipsi järve andmete põhjal ( $0,025(\pm 0,001) \text{ m}^2/\text{mg}$ ).



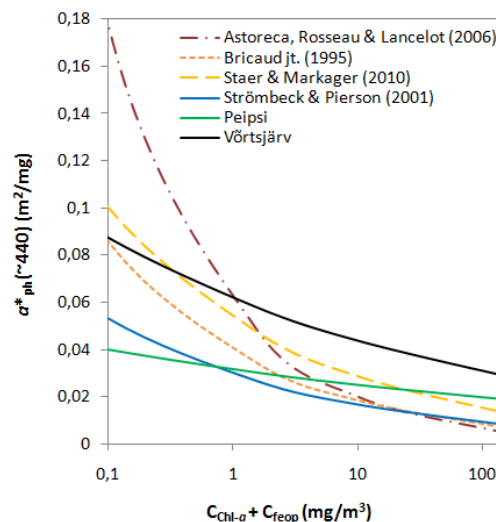
**Joonis 11.** Seos  $a^*_{ph(442)}$  ja summaarse  $C_{Chl-a}$  ( $C_{Chl-a} + C_{feop}$ ) vahel Peipsi (a) ja Võrtsjärve (b) andmete põhjal.

Keskmesed  $a^*_{ph(442)}$  väärtused Peipsi erinevates osades palju ei erine. Kõige suuremaid väärtusi saadi avaosast ( $0,029(\pm 0,01)$   $m^2/mg$ ), mõnevõrra väiksemaid Emajõe suudmealalt ( $0,027(\pm 0,01)$   $m^2/mg$ ) ja madalaimad väärtused pärinevad Lämmi- ja Pihkva järvest ( $0,021(\pm 0,007)$   $m^2/mg$ ). Pisut suuremad on  $a^*_{ph(442)}$  keskmised väärtused vegetatsiooniperioodi esimese poole andmete põhjal ( $0,028(\pm 0,01)$   $m^2/mg$ ), võrreldes vegetatsiooniperioodi teise poolega ( $0,025(\pm 0,01)$   $m^2/mg$ ).

Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal leitud seoseid  $a^*_{ph(442)}$  ning summaarse  $Chl-a$  kontsentratsiooni vahel kõrvutati kirjandusest saadud tulemustega (Joonis 12). Eesti suurte siseveekogude väärtuste alusel leitud seosed eristuvad teistest vähese muutlikkuse poolest. Samas on näha, et suuremate summaarse  $Chl-a$  kontsentratsiooni väärtuste ( $>10$   $mg/m^3$ ) juures on Peipsis ja Võrtsjärves võrreldes teiste veekogudega kõrgem neeldumiseefektiivsus ning Võrtsjärve puhul on see üldiselt suurem ka madalamate summaarse  $C_{Chl-a}$  väärtuste juures.

Bricaud jt. (1995) poolt leitud empiiriline seos ( $a^*_{ph(442)} = 0,04 * C_{Chl-a}^{-0,34}$ ;  $R^2 = 0,79$ ) põhineb puhastel ookeanivetel, mille summaarsed  $Chl-a$  kontsentratsioonid jäävad vahemikku  $0,02-25$   $mg/m^3$  ning  $a^*_{ph(442)}$  väärtused küündivad madalamate kontsentratsiooniväärtuste juures kuni  $0,2$   $m^2/mg$ . Staehri & Makageri (2010) poolt leitud seos ( $a^*_{ph(442)} = 0,054 * C_{Chl-a}^{-0,27}$ ;  $R^2 = 0,65$ ) näitab sarnast muutlikkust Bricaud jt. (1995) seosega, kuid neeldumiseefektiivsus üle kogu kontsentratsioonivahemiku on suurem. Selle seose väljatöötamisel kaasati mõõtmistulemusi ookeani-, ranniku- ja suudmeala vetest ning summaarsed  $Chl-a$  kontsentratsioonid varieerusid  $0,01-100$   $mg/m^3$  vahel ja sellele vastav  $a^*_{ph(442)}$

väärtusvahemik oli 0,015-0,19 m<sup>-1</sup>. Kõige madalamaid erineeldumiskoeffitsiendi väärtusi üle vaadeldava kontsentratsioonivahemiku annab Strömbeck & Piersoni (2001) poolt leitud seos ( $a^*_{ph(442)} = 0,03 * C_{Chl-a}^{-0,25}$ ;  $R^2 = 0,08$ ), mille vähene muutlikkus ning seose tugevus sarnanevad Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal leitud seostega. Vastav seos põhineb Rootsi järves Mälarenis mõõdetud parameetrite väärtustel, mille keskmised  $C_{Chl-a}$  väärtused jäävad sarnaselt Peipsiga ~25 mg/m<sup>3</sup> ümbrusse. Eutroofsemate Belgia rannikuvete andmetel väljatöötatud seos ( $a^*_{ph(442)} = 0,06 * C_{Chl-a}^{-0,47}$ ;  $R^2 = 0,72$ ) on vaadeldavas vahemikus kõige suurema ja kiirema muutlikkusega (Astoreca *et al.*, 2006). See põhineb oluliselt suuremal summaarse  $C_{Chl-a}$  (0,5-80 mg/m<sup>3</sup>) ja  $a^*_{ph(442)}$  väärtuste (0,013-0,11 m<sup>2</sup>/mg) vahemikel ning kui >10 mg/m<sup>3</sup> suuremate väärtuste juures ühtib seos hästi Bricaud jt. (1995) seosega, siis väiksemate kontsentratsiooniväärtuste puhul suurenevad neeldumisväärtused märgatavalt kiiremini.



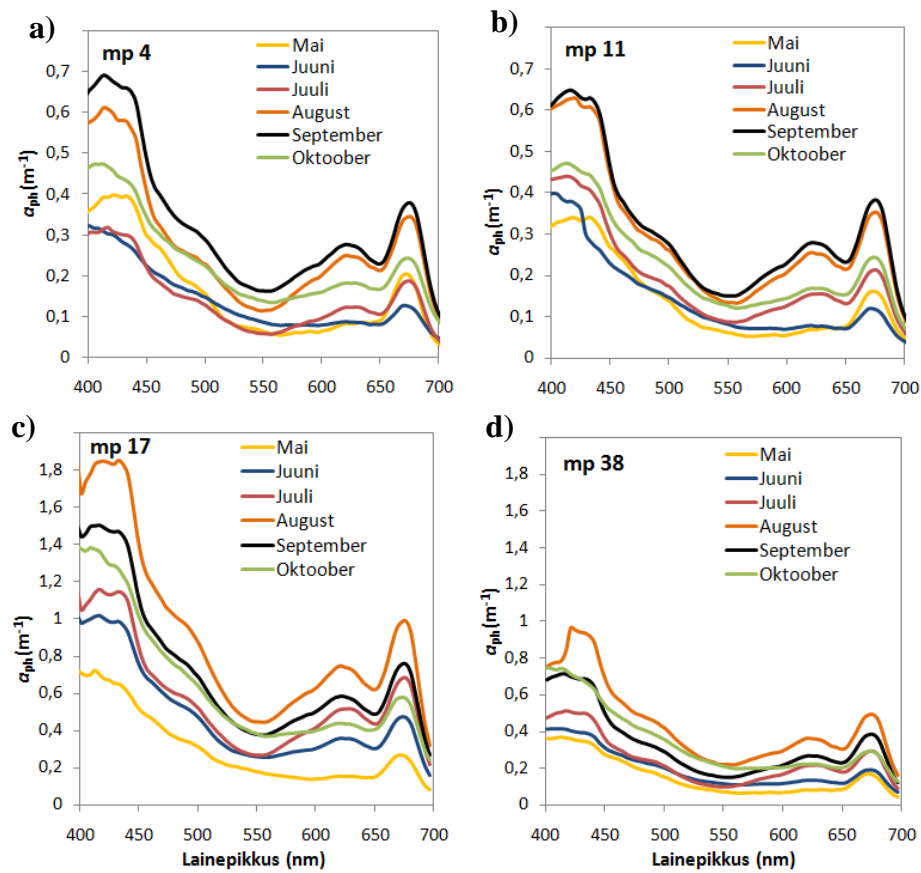
**Joonis 12.** Kirjanduse põhjal leitud  $a^*_{ph(442)}$  ja summaarse  $C_{Chl-a}$  vaheliste empiiriliste seoste võrdlus Peipsi ja Võrtsjärve vastavate seostega.

### 5.3 Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide spektraalsed varieeruvused

Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide spektraalse varieeruvuse uurimiseks leiti kuukeskmised spektrid. Analüüsi kaasati Peipsi järve neli mõõtmispunkti (4, 11, 17, 38) ning Võrtsjärve mõõtmispunkt 10.

Jooniselt 13 on näha, et  $a_{ph}$  spektrid Peipsi järve erinevates mõõtmispunktides vegetatsiooniperioodi vältel on erinevad, vaid veekogu avaosa punktides (Joonised 13a ja 13b), kus  $a_{ph}$  väärtused üle kogu vaadeldava spektripiirkonna jäävad vahemikku 0,04-0,7 m<sup>-1</sup>, on spektrite muutlikkused sarnasemad. Üldiselt on kõikide spektrite puhul eristatavad neeldumismaksimumid 400-450 nm vahemikus ja 675 nm ümbruses ning lisaks ka

620 ja 490 nm läheduses. Samas täheldati kohati suhteliselt madalamaid  $a_{ph}$  väärtusi 440 nm juures, võrreldes lühemate lainepikkustega ( $>440$  nm). Mõõtmispunktides 4 ja 11 (Joonised 13a ja 13b) jäävad kõrgemad väärtused kogu vaadeldud spektri ulatuses septembri- ja augustikuuks ning madalamad kevade lõppu ning suve algusperioodi. Suurimad erinevused kahe mõõtmispunkti vahel ilmnevad vegetatsiooniperioodi esimeste kuude spektrites. Mõõtmispunktis 4 on näha suurem neeldumiseefektiivsus mais kui juunis ja juulis ning ühtlasi on maikuu spektril ka selgemini eristatav piik 440 nm juures, võrreldes mõõtmispunkti 11 vastava spektriga. Mõlemas mõõtmispunktis võib märgata lamedamat ja lühemas lainealas eksponentsiaalsele sõltuvusele sarnanevat spektrit juuni, juuli ja oktoobri korral eelkõige spektrivahemikus 400-450 nm. Ülejäänud kuudel on selles vahemikus selgemini eristatav neeldumismaksimum.

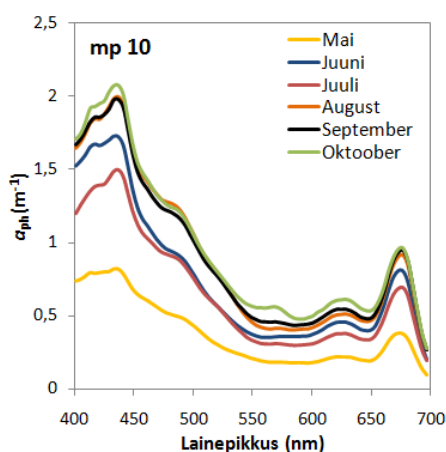


**Joonis 13.** Keskmistatud (2010-2013)  $a_{ph}$  spektrite varieeruvus vegetatsiooniperioodi lõikes Peipsi järve mõõtmispunktides 4 (a), 11 (b), 17 (c) ja 38 (d).

Järve lõunapoolsemates mõõtmispunktides (17, 38) suurenevad  $a_{ph}$  väärtused ning spektrite erinevused mõõtmispunktide vahel (Joonised 13c ja 13d). Emajõe suudmeala  $a_{ph}$  väärtused varieeruvad üle kogu vaadeldava spektripiirkonna vahemikus  $0,05-0,96 m^{-1}$  (Joonis 13d). Sarnaselt Lämmijärve mõõtmispunktiga 17, kus  $a_{ph}$  väärtused on  $0,08-1,8 m^{-1}$  vahel, saadakse

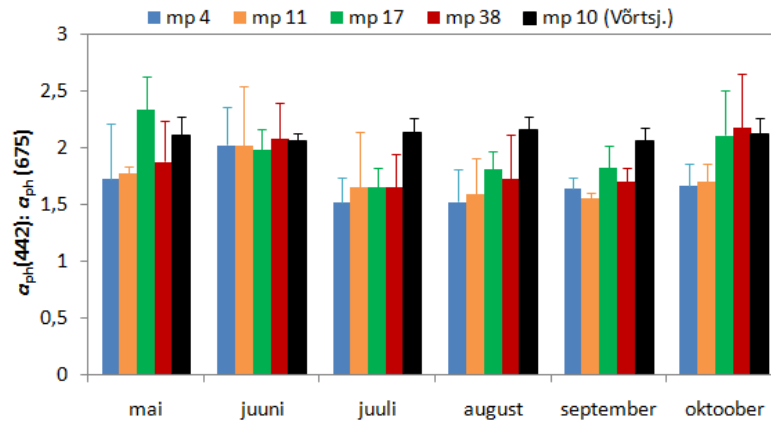
kõrgemaid mõõtmistulemusi augustis, millele järgnevad sügiskuude  $a_{ph}$  spektrid. Võrreldes avaosa mõõtmispunktidega, on mõõtmispunktis 17 enamikel kuudel selgemalt eristatav neeldumimaksimum 440 nm juures, vaid mai ja oktoobri spektritel puudub tugev neeldumispik 400-450 nm spektripiirkonnas. Sarnaselt on ka mõõtmispunktis 38 (Joonis 13d) mai, juuni ja augusti spekter lühemas lainelas lamedama kujuga ning eksponentsiaalsele sõltuvusele lähedane.

Erinevalt Peipsist on Võrtsjärve mõõtmispunktis 10 kõikide kuude lõikes märgatavalt selgemini eristatavad tugevad neeldumispikiid 440 nm ümbruses ning lisapiigid 410 nm juures (Joonis 14). Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi väärtused varieeruvad vahemikus 0,1-2,1  $m^{-1}$ , mida võiks kõrvutada Peipsi järve mõõtmispunktiga 17 (Joonis 13c). Kõrgemaid spektriväärtusi Võrtsjärves saadi oktoobris, millele järgnesid väga sarnaste spektritega septembri- ja augustikuu väärtused. Kõrge on neeldumine ka juunis ning madalaim mais, mil on näha lühemate lainepikkustega võrreldes suhteliselt väiksem neeldumispikiid väärtus 440 nm juures.



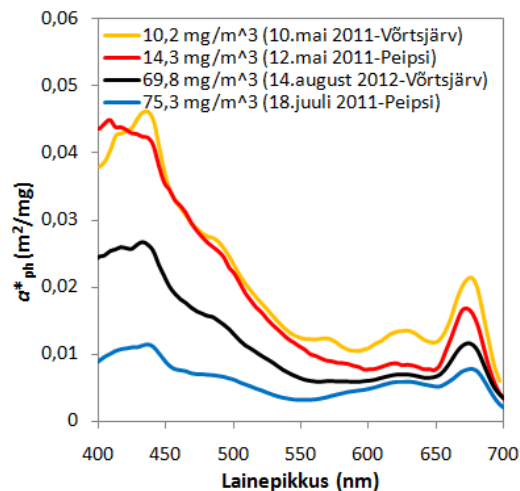
**Joonis 14.** Keskmistatud (2010-2013)  $a_{ph}$  spektrite varieeruvus vegetatsiooniperioodi lõikes Võrtsjärve mõõtmispunktis 10.

Spektraalsete varieeruvuste analüüsi kaasatud andmeid kasutati ka  $a_{ph}(442)$  ja  $a_{ph}(675)$  väärtuste omavahelise suhte leidmisel. Joonisel 15 on toodud kuukeskmised  $a_{ph}(442):a_{ph}(675)$  tulemused Peipsi järve mõõtmispunktide 4, 11, 17 ja 38 ning Võrtsjärve mõõtmispunkti 10 kohta. Kahe järve võrdluses on selgelt näha, et Võrtsjärve  $a_{ph}(442):a_{ph}(675)$  väärtused annavad üle kogu vegetatsiooniperioodi stabiilselt kõrgemaid tulemusi (>2) ning ühtlasi on ka vastavad standardhälbed võrreldes Peipsi järve mõõtmispunktidega märgatavalt väiksemad. Üldiselt saadi Peipsi järve mõõtmispunktides keskmiselt kõrgemaid suhte väärtusi (1,4-2,7) vegetatsiooniperioodi esimesel poolel (mai ja juuni) ning oktoobris. Ülejäänud kuudel olid  $a_{ph}(442):a_{ph}(675)$  keskmised väärtused < 2 ning varieerusid vahemikus 1-2,4.



**Joonis 15.** Suhte  $a_{ph}(442):a_{ph}(675)$  väärtused (2010-2013) koos standardhälbe suurustega Peipsi järve mõõtmispunktides 4, 11, 17 ja 38 ning Vörtsjärve mõõtmispunktis 10.

Sarnaselt  $a_{ph}$  spektritele vaadeldi nelja erineva kuupäeva ja Chl-*a* kontsentratsiooni puhul ka  $a^*_{ph}$  spektreid Peipsis ja Vörtsjärves (Joonis 16). Oluliselt kõrgemad kogu vaadeldava spektriipiirkonna ulatuses on  $a^*_{ph}$  väärtused madalamate Chl-*a* kontsentratsiooni väärtuste juures ja vegetatsiooniperioodi esimestel kuudel. Madalam on neeldumiseefektiivsus tunduvalt kõrgemate  $C_{Chl-a}$  väärtuste puhul ja vegetatsiooniperioodi teises pooles. Lisaks on näha, et Vörtsjärve spektrid näitavad erinevate  $C_{Chl-a}$  väärtuste korral suuremaid  $a^*_{ph}$  väärtusi ning need on võrreldes Peipsi spektritega lühemas lainelas selgemate neeldumispikiidega.



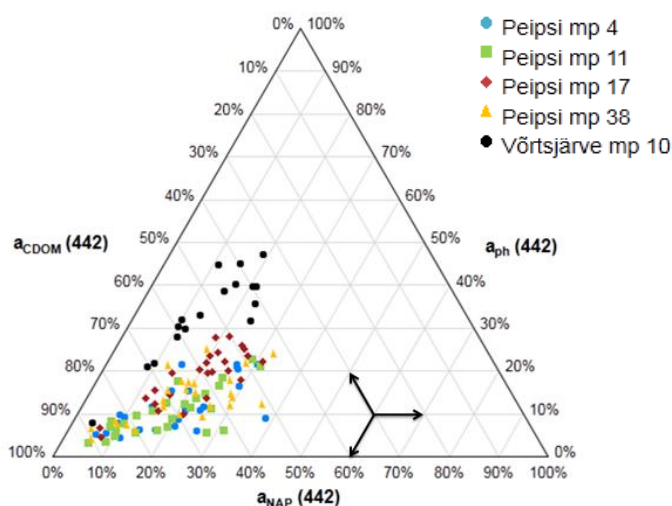
**Joonis 16.**  $a^*_{ph}$  spektrid Peipsis ja Vörtsjärves erinevate  $C_{Chl-a}$  väärtuste ja kuupäevade puhul.

#### 5.4 Osakeste koguneeldumise ( $a_{tot}(442)$ ) varieerumine

Selleks, et uurida osakeste koguneeldumise komponentide osakaalude varieeruvust Peipsis ja Vörtsjärves, leiti fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ( $a_{ph}(442)$ ), värvunud lahustunud orgaanilise aine ( $a_{CDOM}(442)$ ) ja triptoni ( $a_{CDOM}(442)$ ) neeldumiste suhtelised osakaalud ning koostati tulemuste põhjal kolmnurkdiagrammid. Nelja aasta (2010-2013) riikliku seire andmete põhjal vaadeldi eraldi Peipsi järve mõõtmispunktide 4, 11, 17 ja 38 ning Vörtsjärve

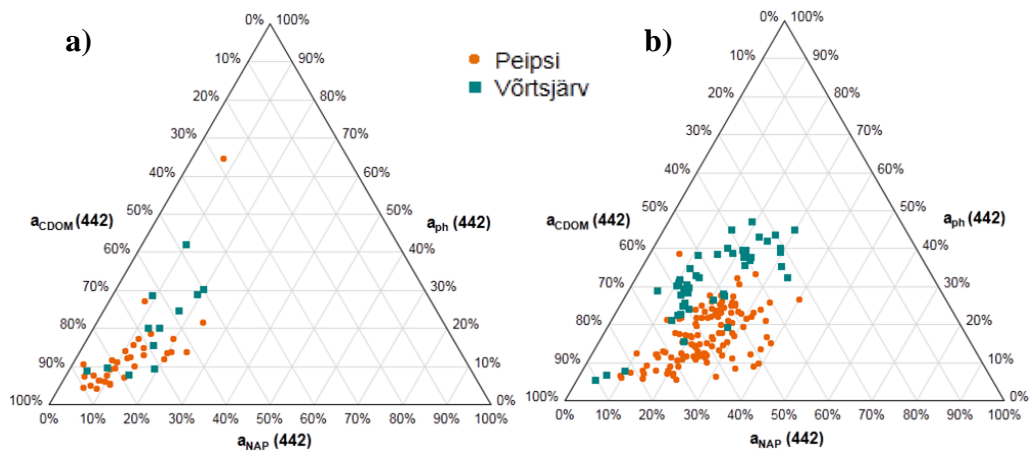
mõõtmispunkti 10 osakeste koguneeldumiste tulemusi. Lisaks võrreldi omavahel vegetatsiooniperioodi esimesse (mai-juuni) ja teise poolde (august-oktoober) jäävate väärtuste varieeruvust.

Jooniselt 17 on näha, et kõige rohkem neelab mõlemas veekogus CDOM. Peipsi järves varieeruvad  $a_{\text{CDOM}}(442)$  osakaalud vahemikus 45-91% ja Võrtsjärves enamikel juhtudel 35-71% ulatuses. Ka  $a_{\text{NAP}}(442)$  osakaalud kahes veekogus on võrdlemisi suured (kuni 40%). Seevastu fütoplanktoni neeldumine Võrtsjärves on märgatavalt kõrgem (20-49%) kui Peipsis (2-29%). Peipsi järve mõõtmispunkti 17  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $a_{\text{CDOM}}(442)$  osakaalud on enamasti mõnevõrra kõrgemad, võrreldes avaosa mõõtmispunktide (4, 11) ja mõõtmispunkti 38 väärtustega, mis on ühtlasemalt jaotunud.



**Joonis 17.**  $a_{\text{ph}}(442)$ ,  $a_{\text{CDOM}}(442)$  ja  $a_{\text{NAP}}(442)$  suhteliste osakaalude varieerumine Peipsi ja Võrtsjärve mõõtmispunktides nelja aasta (2010-2013) andmete põhjal.

Vegetatsiooniperioodi esimese poole punktid (Joonis 18a) koonduvad taaskord enamikel juhtudel kõrge  $a_{\text{CDOM}}(442)$  ning madalamate  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $a_{\text{NAP}}(442)$  osakaaludega piirkonda, kui jätta välja üksikud erandid. Üldiselt varieeruvad  $a_{\text{CDOM}}(442)$  osakaalud mõlemas järves vahemikus 50-90%. Fütoplanktoni ja triptoni neeldumised varieeruvad enamikel juhtudel vastavalt 2-30% ja 2-20%. Kahe veekogu väärtused vegetatsiooniperioodi teisel poolel on selgemalt diferentseerunud (Joonis 18b). Taaskord neelab enamasti kõige rohkem CDOM, mille osakaalud Peipsis varieeruvad vahemikus 40-80% ning Võrtsjärves üldjuhul 30-65% vahel.  $a_{\text{ph}}(442)$  osakaalud on Võrtsjärves suuremad (20-48%) kui Peipsi järves (5-30%). Triptoni neeldumised varieeruvad vahemikus 5-40%.



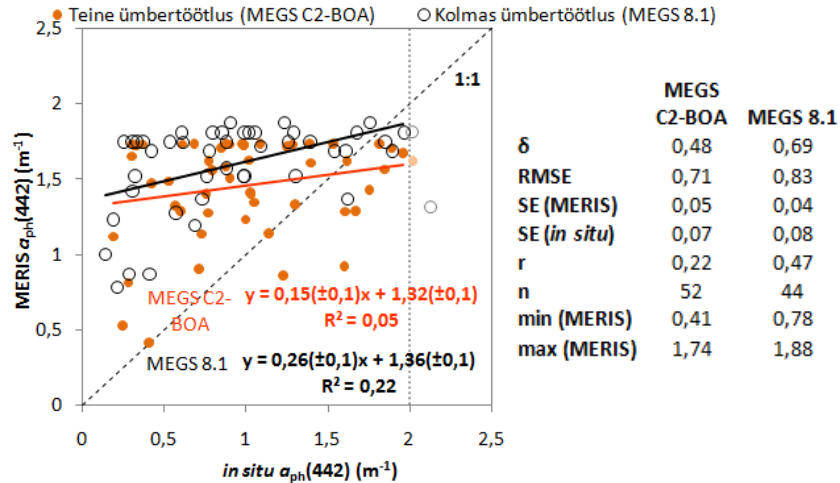
**Joonis 18.**  $a_{ph}(442)$ ,  $a_{CDOM}(442)$  ja  $a_{NAP}(442)$  suhteliste osakaalude varieerumine Peipsis ja Võrtsjärves vegetatsiooniperioodi esimese (a) ning teise (b) poole nelja aasta (2010-2013) andmete põhjal.

## 5.5 Satelliidiandmed

### 5.5.1 Neeldumisparameetrite valideerimine

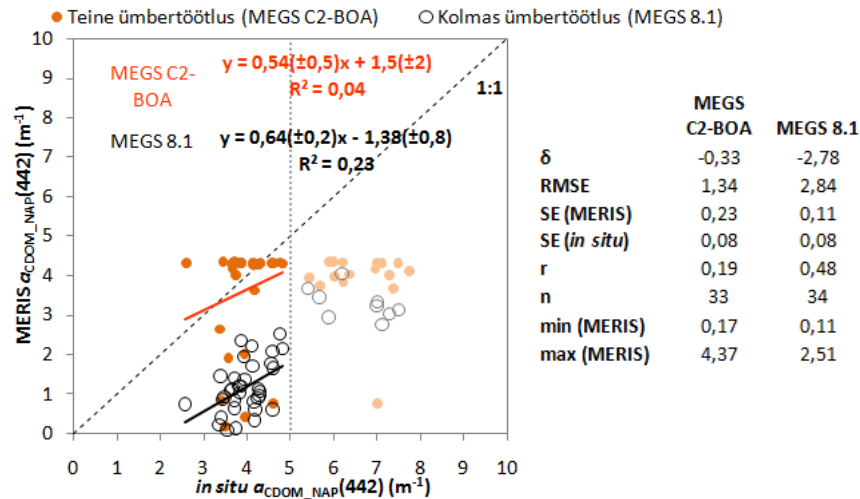
Esmalt uuriti, kui edukalt suudavad erineva ümbertöötamise läbinud MERIS tulemid tuvastada erinevaid neeldumisparameetreid ( $a_{ph}(442)$ ,  $a_{CDOM\_NAP}(442)$ ,  $a_{tot}(442)$ ), valideerides neid vastavate *in situ* väärtustega. Selleks viidi treenimispiirkonda jäävate väärtustega läbi korrelatsiooni- ja regressioonianalüüs ning arvutati erinevaid statistilisi näitajaid.

Tugevam seos *in situ*  $a_{ph}(442)$  väärtustega saadi MEGS 8.1 tulemite põhjal ( $r = 0,47$ ), võrreldes MEGS C2-BOA tulemitelga ( $r = 0,22$ ) (Joonis 19). Samas, vastavalt statistilistele näitajatele ühtisid tegelike väärtustega paremini MEGS C2-BOA tulemid (RMSE:  $0,71 \text{ m}^{-1}$ ;  $\delta$ :  $0,48 \text{ m}^{-1}$ ). Kahe andmehulga standardvead erinevad mõlema ümbertöötamise võrdluses vähe. MEGS C2-BOA tulemitelt saadud  $a_{ph}(442)$  väärtused varieerusid suuremas ulatuses ( $0,41$ - $1,74 \text{ m}^{-1}$ ), võrreldes MEGS 8.1 väärtustega ( $0,78$ - $1,88 \text{ m}^{-1}$ ), ning ühtisid seeläbi paremini madalamate *in situ* väärtustega. Regressioonianalüüsi põhjal andsid suuremaid standardvigu MEGS C2-BOA võrrandi koefitsiendid, mille puhul tõusu standardviga küündis 64 protsendini. MEGS 8.1 tõusu ja vabaliikme parameetrite veahinnangud olid madalamad (vastavalt 29% ja 6%) ning osutusid statistiliselt olulisteks ( $p < 0,05$ ). Üldiselt moodustab suur osa MERIS tulemite väärtustest treenimispiirkonna ( $0,01$ - $2 \text{ m}^{-1}$ ) ülemise piiri lähedusse pideva punktisarve, mis ülehindab madalaid ning alahindab kõrgemaid *in situ* väärtusi. Siiski jäi  $a_{ph}(442)$  väärtuste analüüsil kogu andmehulga ( $n = 96$ ) peale treenimispiirkonnast välja vaid 3% punktidest.



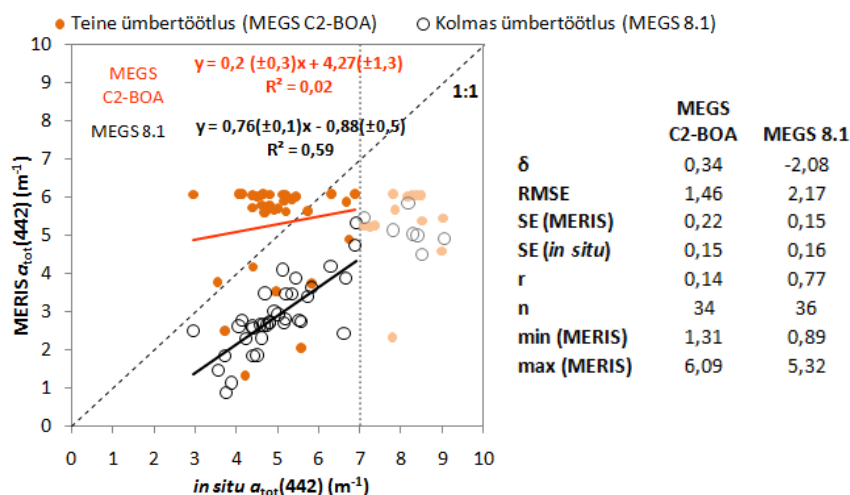
**Joonis 19.** Korrelatsioon erineva ümbertöötuse läbinud MEGS  $a_{ph}(442)$  tulemite ja *in situ*  $a_{ph}(442)$  väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $m^{-1}$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

Ka  $a_{CDOM\_NAP}$  *in situ* väärtused korreleeruvad oluliselt paremini ( $r = 0,48$ ) MEGS 8.1 CDOMi tulemitega, võrreldes MEGS C2-BOA tulemitega ( $r = 0,19$ ), mis suudavad kirjeldada vaid 4% *in situ* väärtuste muutlikkusest (Joonis 20). Seevastu keskmise kõrvalekalde ja ruutkeskmise vea väärtused ( $\delta$ :  $-0,33 m^{-1}$ ; RMSE:  $1,34 m^{-1}$ ) on MEGS C2-BOA tulemite korral väiksemad. Samas, MEGS C2-BOA tulemite väärtuste põhjal leitud standardviga ( $\pm 0,23 m^{-1}$ ) osutus võrreldes MEGS 8.1 vastava veahinnanguga ( $\pm 0,11 m^{-1}$ ) suuremaks ning see on tingitud üksikutest punktidest, mis asetsevad kaugemal üks-üks joone läheduses koonduvast punktiparvest. Suurem varieeruvus saadi MEGS C2-BOA tulemite põhjal ( $0,17-4,37 m^{-1}$ ), kuigi enamik väärtustest on koondunud treenimispiirkonna ( $0,005-5 m^{-1}$ ) ülemise piiri lähedusse. MEGS 8.1 tulemid alahindavad *in situ* väärtusi kogu treenimispiirkonna ulatuses. MEGS C2-BOA võrrandi tõusu ja vabaliikme parameetrid andsid regressioonianalüüsi alusel oluliselt suuremaid standardvigu, mis erinevad vastavalt 71% ja 59% MEGS 8.1 võrrandi parameetritest. Kõige väiksem on standardviga (32%) MEGS 8.1 võrrandi tõusuparameetril, mis osutus ka statistiliselt oluliseks ( $p < 0,05$ ). 27% kõikidest punktidest ( $n = 67$ ) jäi andmeanalüüsist välja.



**Joonis 20.** Korrelatsioon erineva ümbertöötuse läbinud MEGS  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  tulemite ja *in situ*  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $\text{m}^{-1}$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

Osakeste koguneeldumise ( $a_{\text{tot}}(442)$ ) puhul saadi tugevam seos ( $r = 0,77$ ) taaskord MEGS 8.1  $a_{\text{tot}}(442)$  tulemiga (Joonis 21). MEGS C2-BOA tulemid ( $r = 0,14$ ) suutsid *in situ* väärtuste muutlikkusest kirjeldada vaid 2%, seevastu kui MEGS 8.1 tulemite puhul oli see näitaja pea 60% ( $R^2 = 0,59$ ). Keskmise kõrvalekalde ja ruutkeskmise vea väärtused on MEGS C2-BOA tulemite korral väiksemad ( $\delta$ :  $0,34 \text{ m}^{-1}$ ; RMSE;  $1,46 \text{ m}^{-1}$ ), kuid tulemitelt pärinevate väärtuste põhjal leitud standardviga mõnevõrra suurem ( $\pm 0,22 \text{ m}^{-1}$ ). Üldiselt varieeruvad mõlema ümbertöötuse produktidelt saadud väärtused sarnastes vahemikes ( $1,31\text{-}6,09 \text{ m}^{-1}$  (MEGS C2-BOA);  $0,89\text{-}5,32 \text{ m}^{-1}$  (MEGS 8.1)), kuid enamik MEGS C2-BOA väärtustest on koodunud tihedasse punktiparve üks-üks joone lähedale. Kui treenimispiirkonda ( $0,006 - 7 \text{ m}^{-1}$ ) jäävad MEGS 8.1 väärtused alahindavad, siis suurem osa MEGS C2-BOA punktidest ülehindab tegelikke väärtusi. Regressioonianalüüsi põhjal saadi väiksemad standardvead MEGS C2-BOA võrrandi vabaliikme (30%) ja MEGS 8.1 tõusuparameetri (14%) puhul. Lisaks osutusid need näitajad statistiliselt olulisteks ( $p < 0,05$ ). Ülejäänud koefitsiendid on statistiliselt ebaolulised. Treenimispiirkonnast välja jäänud väärtuste osakaal moodustas 22% kõikide punktide ( $n = 90$ ) hulgast.

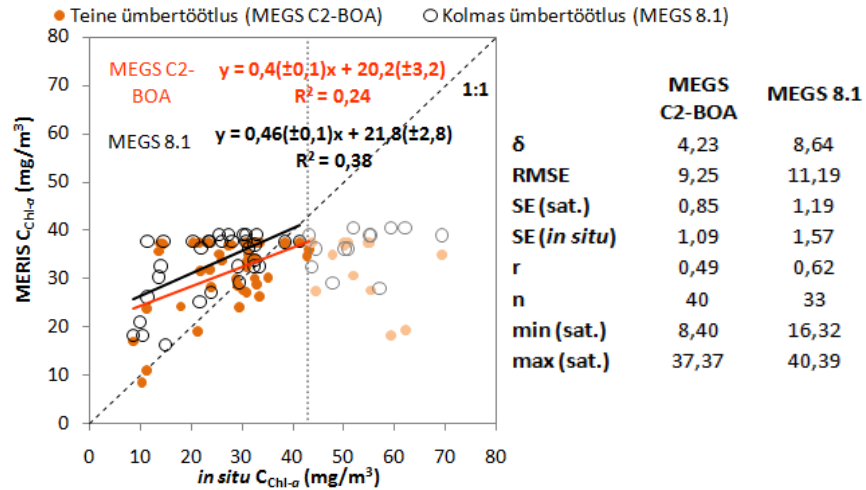


**Joonis 21.** Korrelatsioon erineva ümbertöötuse läbinud MEGS  $a_{tot}(442)$  tulemite ja *in situ*  $a_{tot}(442)$  väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $m^{-1}$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

### 5.5.2 Chl-*a* tulemite valideerimine

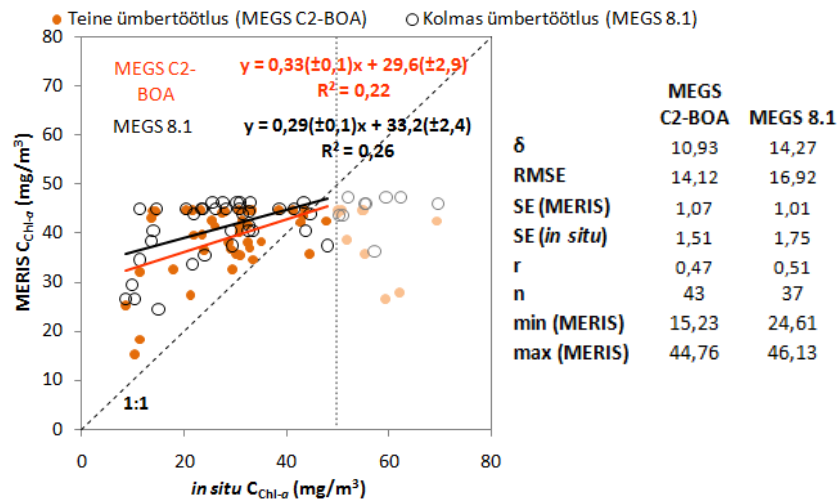
Sarnaselt neeldumisparameetritele valideeriti samasugust analüüsimeetodikat kasutades ka Chl-*a* tulemeid mõlema ümbertöötuse korral. Lisaks rakendati MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1  $a_{ph}(442)$  tulemitele käesolevas töös leitud üldseost ning eraldi Peipsi ja Võrtsjärve seoseid.

Mõnevõrra tugevam korrelatsioon ( $r = 0,62$ ) saadi *in situ*  $C_{Chl-a}$  väärtuste ja MEGS 8.1 Chl-*a* tulemite vahel (Joonis 22). MEGS C2-BOA tulemite puhul on korrelatsioon nõrgem ( $r = 0,49$ ) ning need suudavad kirjeldada vaid 24% *in situ* väärtuste muutlikkusest. Teiste statistiliste näitajate alusel annavad paremaid tulemusi ( $\delta$ :  $4,23 m^{-1}$ ; RMSE:  $9,25 m^{-1}$ ; SE (MERIS):  $\pm 0,85 m^{-1}$ ; SE (*in situ*):  $\pm 1,09 m^{-1}$ ) MEGS C2-BOA tulemid. Suuremat tundlikkust väiksemate kontsentratsiooni väärtuste puhul näitavad MEGS C2-BOA tulemid ( $8,4-37,4 mg/m^3$ ). Üldiselt ülehindavad MERIS standardproduktid madalaid Chl-*a* kontsentratsiooni väärtusi. Osa MEGS tulemitelt pärinevatest väärtustest moodustab treenimispiirkonna ( $0,2-43 mg/m^3$ ) ülemise piiri lähedusse sarnaselt  $a_{ph}(442)$  tulemitega pideva punktisarve. Regressioonianalüüsi põhjal osutusid mõlema ümbertöötuse võrrandite tõusu ja vabaliikme parameetrid statistiliselt olulisteks ( $p < 0,05$ ) ning standardvead erinesid vastavalt 6% ja 3%. Analüüsist jäid välja treenimispiirkonda mitte kuuluvad väärtused, mis moodustasid kogu andmehulgast ( $n = 99$ ) 26%.



**Joonis 22.** Korrelatsioon erineva ümbertöötuse läbinud MEGS Chl-*a* tulemite ja *in situ* Chl-*a* väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

Üldseosega töödeldud MEGS 8.1  $a_{\text{ph}}(442)$  tulemid on sarnaselt Chl-*a* standardtulemitega mõnevõrra tugevamas seoses ( $r = 0,51$ ) *in situ* Chl-*a* väärtustega, võrreldes MEGS C2-BOA üldseose tulemitega ( $r = 0,47$ ), mis suudavad tegelike väärtuste muutlikkusest kirjeldada vaid 22% (Joonis 23).



**Joonis 23.** Korrelatsioon erineva ümbertöötuse läbinud ja üldseosega töödeldud MEGS  $a_{\text{ph}}(442)$  tulemite ja *in situ* Chl-*a* väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab üldseosega töödeldud MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

Keskmise kõrvalekalde ja ruutkeskmise vea ( $\delta$ :  $10,93 \text{ m}^{-1}$ ; RMSE:  $14,27 \text{ m}^{-1}$ ) alusel ühtivad Chl-*a* *in situ* mõõtmistulemustega edukamalt MEGS C2-BOA üldseose tulemid (Joonis 23), vaid MEGS 8.1 tulemite väärtuste põhjal arvutatud standardviga on väiksem (SE (MERIS):  $\pm 1,01 \text{ m}^{-1}$ ). Üldiselt on kõik statistilised näitajad üldseosega töödeldud MERIS tulemite korral

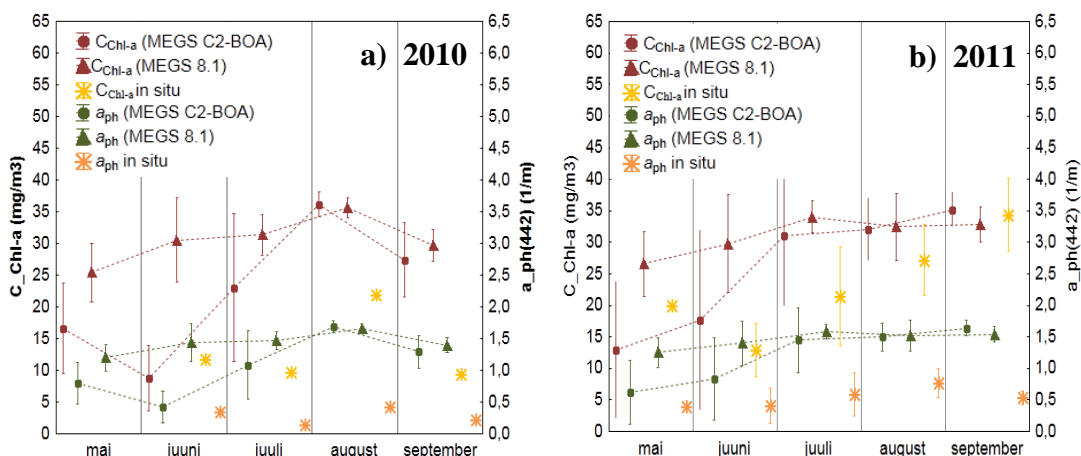
kõrgemad, võrreldes MEGS standardtulemitega (Joonis 22). Väärtused on varieeruvamad MEGS C2-BOA üldseose tulemite põhjal ( $15,2-44,8 \text{ mg/m}^3$ ). Taaskord koondub suur osa MERIS tulemite väärtustest treenimispiirkonna ( $0,16-49,7 \text{ mg/m}^3$ ) ülemise piiri lähedusse, kus enamasti ülehinnatakse madalaid Chl-*a* kontsentratsiooni väärtusi. Regressioonianalüüs kinnitas erinevate tulemite võrrandi parameetrite statistilist olulisust ( $p < 0,05$ ). Tõusu ja vabaliikme koefitsientide veahinnangud erinesid kahe võrrandi võrdluses vastavalt 0,5% ja 3%. Analüüsist välja jäänud väärtused moodustasid kogu andmehulgast ( $n = 99$ ) 19%.

Peipsi ja Võrtsjärve empiiriliste seostega töödeldud MEGS  $a_{ph}(442)$  tulemid annavad üldjoontes sarnaseid tulemusi, võrreldes üldseosega töödeldud MEGS produktidega (Lisa 7 joonis 1). Siiski osutusid statistilised näitajad ja regressioonianalüüsi alusel leitud standardvead suuremateks. Samas, saadi mõnrvõrra parem korrelatsioon ( $r = 0,53$ ) MEGS 8.1 Chl-*a* tulemite ja vastavate *in situ* väärtuste vahel.

### 5.5.3 Ajaline varieeruvus

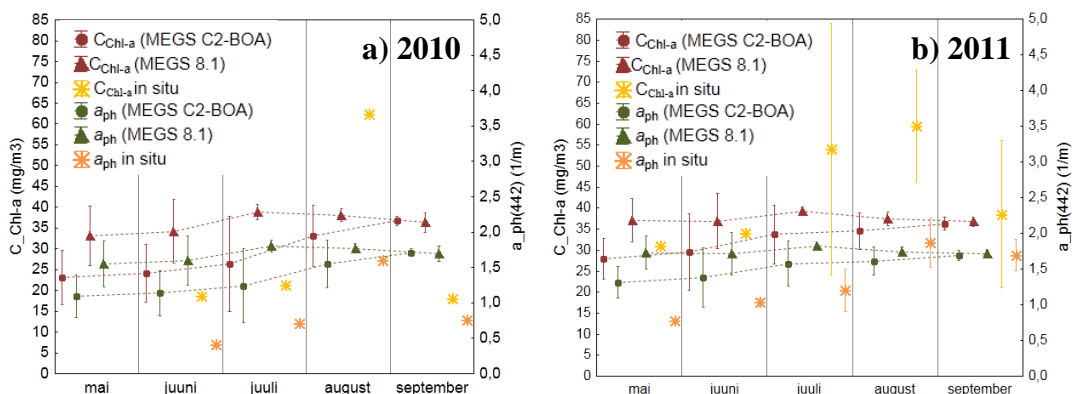
Ajalise varieeruvuse analüüsi otsustati kaasata vaid MEGS  $a_{ph}(442)$  ja Chl-*a* standardtulemid, mida võrreldi *in situ* kuukeskmiste (mai-oktoober) väärtustega. Empiiriliste seostega töödeldud Chl-*a* tulemid näitasid võrreldes standardtulemitega nõrgemaid seoseid *in situ* väärtustega ja suuremaid statistilisi vigu, ülehinnates madalaid  $C_{Chl-a}$  väärtusi veelgi enam.

Peipsi järve mõõtmispunkti 11 aegread näitavad *in situ* väärtuste ülehindamist kogu sessooni vältel mõlema aasta tulemuste põhjal (Joonis 24). Märkatavalt tundlikumad *in situ* parameetrite muutlikkuse suhtes on MEGS C2-BOA tulemite väärtused, samas kui MEGS 8.1 tulemitelt saadud väärtused ülehindavad *in situ* väärtusi rohkem ja varieeruvad vähe. Üldiselt suudavad MEGS C2-BOA tulemid *in situ* väärtuste varieerumist paremini järgida.



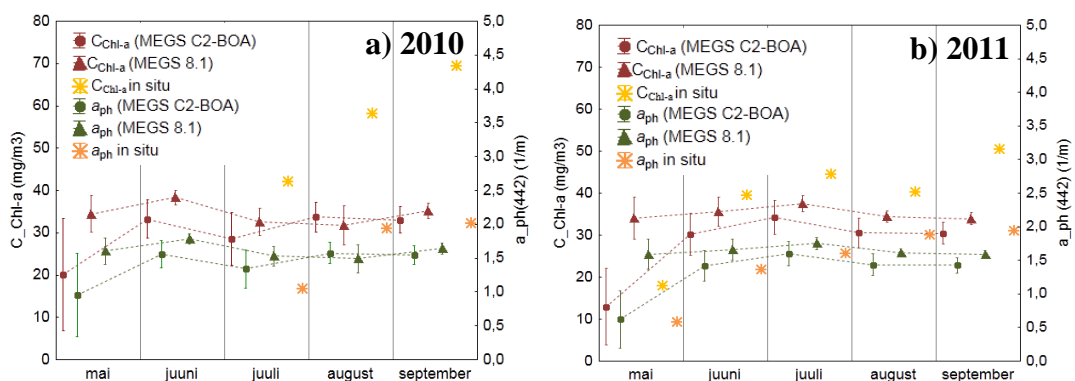
**Joonis 24.** Erineva ümbertöötamise läbinud MEGS Chl-*a* ja  $a_{ph}(442)$  tulemite ning *in situ* väärtuste ajaline varieeruvus Peipsi järve mõõtmispunkti 11 aastatel 2010 (a) ja 2011 (b).

Mõõtmispunktis 17 (Joonis 25a) ülehinnatakse 2010. aasta satelliittulemite põhjal *in situ* mõõtmistulemusi, erandiks vaid augustikuine  $C_{Chl-a}$  väärtus. 2011. aastal ühtivad  $C_{Chl-a}$  väärtused MEGS tulemitega hästi vegetatsiooniperioodi esimeses pooles (mai-juuni), kuid ülejäänud kuudel (juuli-august) jäävad keskmised *in situ* väärtused MEGS algoritmide treenimispiirkonnast välja, mistõttu need tulemite väärtustega ei ühti (Joonis 25b).  $a_{ph}(442)$  *in situ* väärtusi ülehinnatakse MEGS tulemite põhjal vegetatsiooniperioodi esimestel kuudel ning paremini ühtivad tulemid augusti- ja septembrikuiste väärtustega, mis küündivad treenimispiirkonna maksimaalsete väärtusteni ( $<2 \text{ m}^{-1}$ ). Suuremat muutlikkust ja paremat kokkulangevust *in situ* väärtustega täheldati taaskord MEGS C2-BOA  $a_{ph}(442)$  tulemitelt.



**Joonis 25.** Erineva ümbertöötuse läbinud MEGS Chl-*a* ja  $a_{ph}(442)$  tulemite ning *in situ* väärtuste ajaline varieeruvus Peipsi järve mõõtmispunktis 17 aastatel 2010 (a) ja 2011 (b).

Võrtsjärves ei suuda MEGS tulemid treenimispiirkonnast välja jäävaid *in situ*  $C_{Chl-a}$  väärtusi tuvastada (Joonis 26). Oluliselt paremini ühtivad MEGS tulemid  $a_{ph}(442)$  *in situ* väärtustega, mis jäävad treenimispiirkonda ( $0,001-2 \text{ m}^{-1}$ ). MEGS C2-BOA tulemid on taaskord tundlikumad madalamate kontsentratsiooni- ja neeldumisväärtuste korral, näidates vaadeldaval perioodil suuremat muutlikkust. 2011. aastal ühtivad MEGS C2-BOA  $a_{ph}(442)$  tulemite keskmised väärtused mai-, juuni- ja juulikuus hästi vastavate *in situ* väärtustega (Joonis 26b).

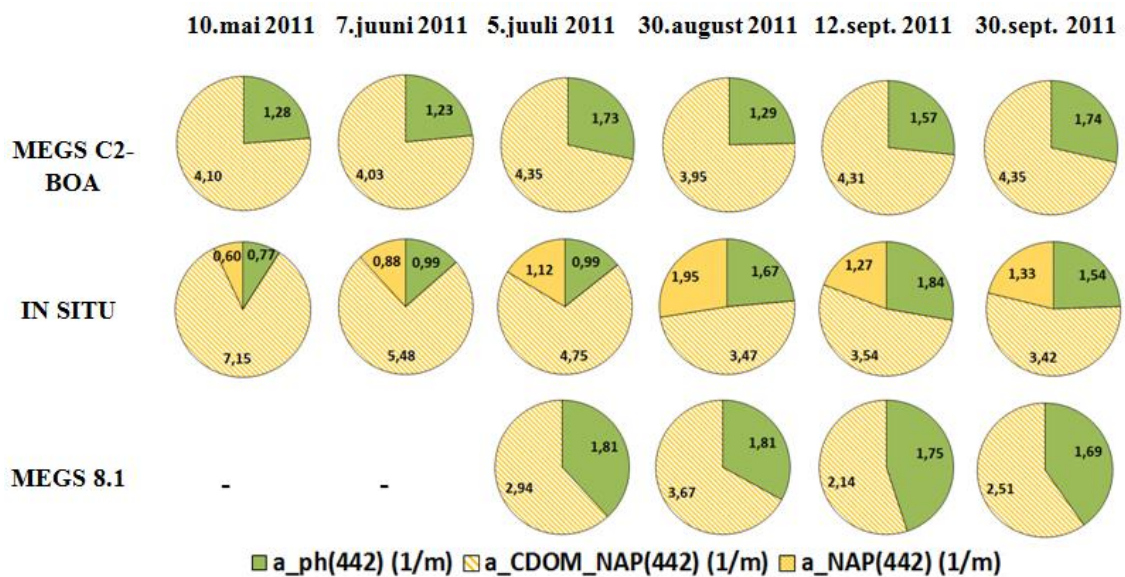


**Joonis 26.** Erineva ümbertöötuse läbinud MEGS Chl-*a* ja  $a_{ph}(442)$  tulemite ning *in situ* väärtuste ajaline varieeruvus Võrtsjärve mõõtmispunktis 1 (satelliittulemite põhjal) ja 10 (*in situ* andmete põhjal) aastatel 2010 (a) ja 2011 (b).

### 5.5.4 Neeldumiskoeffitsientide suhteliste osakaalude analüüs osakeste koguneeldumises.

Selleks, et uurida neeldumiskoeffitsientide ( $a_{ph}(442)$ ,  $a_{CDOM\_NAP}(442)$ ) suhtelisi osakaale osakeste koguneeldumises ( $a_{tot}(442)$ ), kõrvutati MEGS tulemitelt saadud mõõtmispunktide neeldumisväärtusi vastavate *in situ* tulemustega. Peipsi järve mõõtmispunktide (4, 17) väärtuste alusel oli võimalik koostada aegridu. Suhteliste osakaalude muutlikkust uuriti ka visualiseeritud täislahutusga satelliidipiltidelt, mille põhjal vaadeldi lisaks erinevate Chl-*a* algoritmidega töödeldud tulemite väärtuste muutlikkust.

Joonisel 27 on näha Peipsi järve mõõtmispunkti 17 neeldumiskomponentide osakaalude muutlikkused maist septembrini. *In situ* tulemuste põhjal neelab kõige rohkem CDOM, mille neeldumisväärtused ( $3,4\text{-}7,2\text{ m}^{-1}$ ) vegetatsiooniperioodi edenedes vähenevad. Vastukaaluks suurenevad vegetatsiooniperioodi teises pooles märgatavalt  $a_{NAP}(442)$  ja  $a_{ph}(442)$  osakaalud (vastavalt 21 ja 16% võrra).



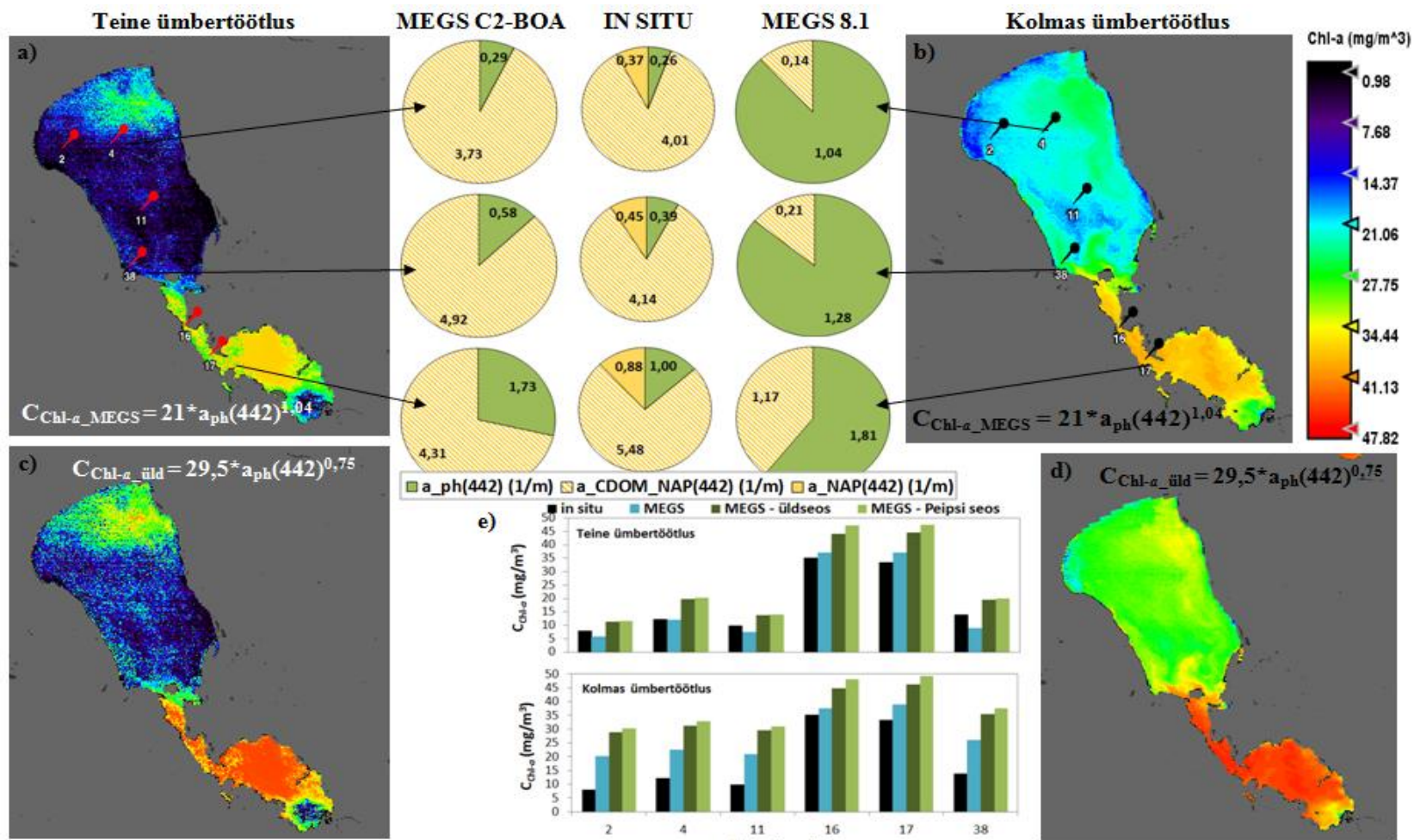
**Joonis 27.** Peipsi järve mõõtmispunkti 17  $a_{ph}(442)$ ,  $a_{NAP}(442)$ ,  $a_{CDOM}(442)$  ajalised muutlikkused *in situ*, MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 väärtuste põhjal.

*In situ* neeldumisparameetrite sarnast muutlikkust võib täheldada MEGS C2-BOA tulemite põhjal (Joonis 27), mille puhul osakeste koguneeldumisest moodustab enamuse  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  (~75%). Siiski varieeruvad MEGS C2-BOA  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  väärtused väiksemas vahemikus ( $3,95\text{-}4,35\text{ m}^{-1}$ ), võrreldes *in situ* väärtustega ( $3,42\text{-}7,15\text{ m}^{-1}$ ), ning enamasti alahindavad tegelike väärtuste osakaale. MEGS C2-BOA  $a_{ph}(442)$  väärtused ( $1,23\text{-}1,74\text{ m}^{-1}$ ) pigem ülehindavad *in situ* neeldumiskoeffitsiendi väärtusi ja osakaale, kuid näitavad ka lähedasi tulemusi. Üldiselt suurenevad MEGS C2-BOA tulemite ja *in situ* tulemuste vahelised kokkulangevused vegetatsiooniperioodi edenedes. Seevastu MEGS 8.1 produktide

$a_{ph}(442)$  osakaalud varieeruvad vahemikus 33-47%, ülehinnates enamikel juhtudel *in situ* osakaale (kuni 28%). MEGS 8.1 CDOMi tulemid aga alahindavad  $a_{CDOM\_NAP}$  *in situ* väärtusi ja osakaale (kuni 84%), näidates väärtuste muutlikkust 2,14-3,67  $m^{-1}$  vahel ning maksimaalseid osakaale 60% ümbruses. Osakeste koguneeldumise väärtused MEGS 8.1 tulemitelt on võrreldes *in situ* tulemustega (6,29-7,21  $m^{-1}$ ) samuti väiksemad (3,89-5,48  $m^{-1}$ ),. Sarnaseid neeldumiskomponentide muutlikkusi saadi ka Peipsi järve mõõtmispunkti 4 põhjal. Vastav joonis on toodud töö lisa (Lisa 8 joonis 1).

Joonisel 28 toodud kolme mõõtmispunkti (4, 38, 17) sektordiagrammid neeldumiskomponentide suhteliste osakaaludega näitavad selgelt ka ruumilist varieeruvust. Kõige vähem varieeruvad neeldumiskoeffitsientide suhtelised väärtused *in situ* tulemuste puhul. Suurim on taaskord CDOMi (4-5,5  $m^{-1}$ ) ning väiksem fütoplanktoni neeldumine (0,26-1  $m^{-1}$ ). Viimase osakaal suureneb järve lõunapoolsemas mõõtmispunktis 8% võrra. *In situ* tulemustele sarnast neeldumiskomponentide osakaalude varieeruvust näitavate MEGS C2-BOA produktide põhjal suureneb  $a_{ph}(442)$  neeldumine Lämmijärves võrreldes avaosa mõõtmispunktiga 22% võrra. Siiski ülehindavad MEGS C2-BOA  $a_{ph}(442)$  absoluutväärtused kõikidel juhtudel  $a_{ph}(442)$  *in situ* väärtusi vähe. MEGS C2-BOA  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  tulemitelt saadud väärtused üldjuhul alahindavad tegelikke väärtusi, kuid näiteks mõõtmispunktis 38 annavad lähedasi tulemusi ( $a_{CDOM\_NAP}(442)$ ): 4,92  $m^{-1}$  (MEGS C2-BOA) ja 4,59  $m^{-1}$  (*in situ*)). MEGS 8.1 tulemid näitavad MEGS C2-BOA produktidega võrreldes vastupidiseid osakaale ning madalamaid  $a_{tot}(442)$  väärtusi (1,18-2,98  $m^{-1}$ ).  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  ja  $a_{ph}(442)$  osakaalud MEGS 8.1 tulemite põhjal vastavalt suurenesid ja vähenesid veekogu sogasemas mõõtmispunktis 27% võrra võrreldes Peipsi avaosa mõõtmispunktiga. *In situ*  $a_{ph}(442)$  absoluutväärtusi ülehinnatakse ja  $a_{CDOM\_NAP}$  väärtusi alahinnatakse MEGS 8.1 produktidelt.

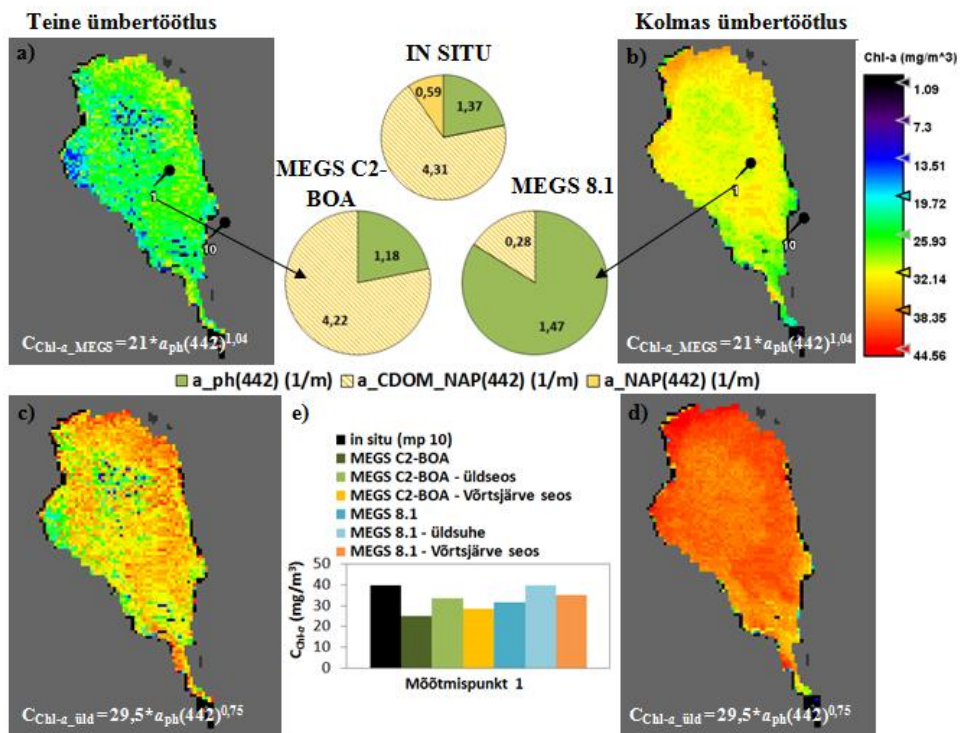
Visualiseeritud ja erineva ümbertöötuse läbinud satelliidipiltidelt on samuti näha põhja-lõunasuunalist väärtuste muutlikkust (Joonis 28). Chl-*a* standardtulemite võrdluses andsid kõrgemaid kontsentratsiooniväärtusi MEGS 8.1 tulemid. Üldseosega töödeldud  $a_{ph}(442)$  tulemitelt (Joonised 28c & 28d) pärinevad  $C_{Chl-a}$  väärtused on standardtulemite väärtustest kogu järve lõikes omakorda veel kõrgemad. Ka tulpdigrammilt (Joonis 28e) tuleb välja  $C_{Chl-a}$  väärtuste erinevus avaosa ja Lämmijärve punktide vahel, kus *in situ* mõõtmistulemused küündivad üle 30  $mg/m^3$ . Tulpdigrammidele on lisatud ka Peipsi seosega töödeldud MEGS C2-BOA ja 8.1 tulemitelt pärinevad väärtused kuues mõõtmispunktis ning kõikidel juhtudel annavad need kõrgeimaid tulemusi, küündides mõõtmispunktides 16 ja 17 mõlema ümbertöötuse korral kuni 50  $mg/m^3$ .



**Joonis 28.** 2011. aasta 8. juuni visualiseeritud MEGS C2-BOA (a) ja MEGS 8.1 (b) L2 Chl-*a* tulemid ja nende põhjal leitud  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  ja  $a_{ph}(442)$  suhteliste osakaalude sektordiagrammid Peipsi järve mõõtmispunktide kohta. *In situ* sektordiagrammidel on eraldi välja toodud ka  $a_{NAP}(442)$  väärtused. Joonise allosas on üldseosega töödeldud MEGS C2-BOA (c) ja MEGS 8.1 (d) tulemid. Tulpdiaagrammidel (e) on toodud kuue mõõtmispunkti *in situ* Chl-*a* mõõtmistulemustele lisaks standardtulemitelt ning üldseose ja Peipsi seosega töödeldud MEGS (C2-BOA ja 8.1) tulemite  $C_{Chl-a}$  väärtused. Värvilegendil on märgitud Chl-*a* kontsentratsiooni vahemikud, mis ühilduvad kõikide visualiseeritud tulemitega.

Joonisel 29 toodud *in situ* neeldumiskomponentide osakaalude sektordiagramm on taaskord lähedasem MEGS C2-BOA tulemitega. Sarnaselt *in situ* tulemusega (78%) on suurimaks neelajaks  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  (79%). Hästi ühtivad omavahel ka vastavad absoluutväärtused ( $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$ :  $4,22 \text{ m}^{-1}$  (MEGS C2-BOA) ja  $4,9 \text{ m}^{-1}$  (*in situ*)) ning  $a_{\text{ph}}(442)$  tulemused ( $1,18 \text{ m}^{-1}$  (MEGS C2-BOA);  $1,37 \text{ m}^{-1}$  (*in situ*)). MEGS 8.1 tulemid seevastu alahindavad CDOMi neeldumistähtsust ( $0,28 \text{ m}^{-1}$ ) ning annavad tulemuseks väiksema  $a_{\text{tot}}(442)$  väärtuse ( $1,75 \text{ m}^{-1}$ ), võrreldes *in situ* tulemusega ( $6,27 \text{ m}^{-1}$ ). Lisaks ulatub MEGS 8.1 tulemi  $a_{\text{ph}}(442)$  osakaal kuni 84%, mis on oluliselt madalam *in situ*  $a_{\text{ph}}(442)$  osakaalust ( $\sim 20\%$ ).

Visualiseeritud satelliidipiltidelt (Joonised 29a, 29b, 29c, 29d) ilmnevad MEGS 8.1 standardprodukti ja üldseosega töödeldud tulemi kõrgemad  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtused, võrreldes MEGS C2-BOA tulemitega. Mõningaid erinevusi võib täheldada veekogu lõunatipu (madalamad) ja põhjaosa (kõrgemad)  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtuste vahel. Kõige paremini ühtib mõõtmispunkt 10 *in situ* väärtusega üldseosega töödeldud MEGS 8.1 tulemi  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtus ( $\sim 40 \text{ mg/m}^3$ ).



**Joonis 29.** 2011. aasta 8. juuni visualiseeritud MEGS C2-BOA (a) ja MEGS 8.1 (b) L2 Chl-*a* tulemid ja nende põhjal leitud  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  suhteliste osakaalude sektordiagrammid Võrtsjärve mõõtmispunkti 1 kohta. *In situ* sektordiagrammil (mõõtmispunkt 10) on eraldi välja toodud ka  $a_{\text{NAP}}(442)$  väärtus. Joonise allosas on üldseosega töödeldud MEGS C2-BOA (c) ja MEGS 8.1 (d) tulemid. Tulpdiagrammidel (e) on toodud mõõtmispunkti 10 saadud *in situ* Chl-*a* mõõtmistulemustele lisaks standardtulemitelt ning üldseose ja Võrtsjärve seosega töödeldud MEGS (C2-BOA ja 8.1) tulemite  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtused mõõtmispunkti 1. Värvilegendil on märgitud Chl-*a* kontsentratsiooni vahemikud, mis ühilduvad kõikide visualiseeritud tulemitega.

## 6 Järeldused ja arutelu

### 6.1 $C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vaheline empiiriline seos Eesti suurte järvede jaoks

Peipsi ja Võrtsjärve andmestiku baasil leitud empiiriline seos (*avaldatud  $C_{\text{Chl-}a}$  kaudu*:  $a_{\text{ph}}(442) = 0,011 * C_{\text{Chl-}a}^{1,33}$ ;  $R^2 = 0,76$ ;  $n = 350$ ) põhineb Chl-*a* kontsentratsioonil ja  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtuste vahelisel positiivsel astmelisel sõltuvusel. Sarnaseid seoseid nii *Case I* kui *Case II* tüüpi veekogude näitel on kirjeldatud mitmetes uurimustes (Bricaud *et al.*, 1995; Babin *et al.*, 2003; Bricaud *et al.*, 2004; Cao *et al.*, 2010; Loisel *et al.*, 2010; Tilstone *et al.*, 2012). Nende seoste võrrandi parameetrid erinevad  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtuste muutlikkusest tingituna veetüübist. Bricaud jt. (2004) leidsid empiirilise seose ( $a_{\text{ph}}(442) = 0,065 * C_{\text{Chl-}a}^{0,73}$ ;  $R^2 = 0,93$ ;  $n = 596$ ) *Case I* ookeanivete jaoks, kus keskmised Chl-*a* kontsentratsioonid on  $3,2 \text{ mg/m}^3$  ning  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused  $0,15 \text{ m}^{-1}$ . Põhjamere ja selle ümbruse *Case II* rannikuvete empiiriline seos  $a_{\text{ph}}(442) = 0,054 * C_{\text{Chl-}a}^{0,68}$  ( $R^2 = 0,67$ ;  $n = 392$ ) põhineb  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtuste vahemikul  $0,01-0,97 \text{ m}^{-1}$  ning Chl-*a* kontsentratsioonil väärtustel  $0,2-35 \text{ mg/m}^3$  (Tilstone *et al.*, 2012). Seevastu hüpertroofse Taihu järve väärtuste ( $C_{\text{Chl-}a}$ :  $0,5-100 \text{ mg/m}^3$ ;  $a_{\text{ph}}(442)$ :  $0,01-7 \text{ m}^{-1}$ ) alusel oli tulemuseks lineaarne ja oluliselt erinevam seos ( $a_{\text{ph}}(442) = 0,052 * C_{\text{Chl-}a}$ ;  $R^2 = 0,69$ ) (Le *et al.*, 2009).

MERIS standardalgoritmid kasutavad  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtustest Chl-*a* tulemite arvutamiseks samuti astmelist seost ( $C_{\text{Chl-}a} = 21 * a_{\text{ph}}(442)^{1,04}$ ) (Doerffer & Schiller, 2007). MERIS produktide töötlemiseks loodud spetsiaalsete protsessorite *Boreal* ja *Eutrophic* bio-optilised mudelid põhinevad vastavalt humiinaineterikaste Soome ja kõrge Chl-*a* sisaldusega Hispaania järvede andmetel (Doerffer & Schiller, 2008). *Boreali* Chl-*a* algoritm ( $C_{\text{Chl-}a} = 62,6 * a_{\text{ph}}(442)^{1,29}$ ) erineb võrrandi parameetrite poolest käesolevas töös leitud empiirilise seosest ( $C_{\text{Chl-}a} = 29,5 * a_{\text{ph}}(442)^{0,75}$ ) olulisel määral ning protsessori treenimispiirkonnad (Lisa 9 tabel 1) ei ühti uuritavate veekogude väärtuste vahemikega ( $C_{\text{Chl-}a}$ :  $2,12-75,3 \text{ mg/m}^3$ ;  $a_{\text{ph}}(442)$ :  $0,08-3,6 \text{ m}^{-1}$ ). Paremini kattuvad need *Eutrophic* protsessori treenimispiirkondadega (Lisa 9 tabel 1), mille põhjal saadud üleminekualgorithm arvutab Chl-*a* väärtused lineaarse seose ( $C_{\text{Chl-}a} = 26,32 * a_{\text{ph}}(442)$ ) abil (Doerffer & Schiller, 2008).

### 6.2 $C_{\text{Chl-}a}$ ja $a_{\text{ph}}(442)$ vahelised empiirilised seosed uuritavate veekogude võrdluses

Erinevad  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtuste vahelised astmelised seosed leiti eraldi Peipsi ( $C_{\text{Chl-}a} = 31 * a_{\text{ph}}(442)^{0,79}$ ) ja Võrtsjärve ( $C_{\text{Chl-}a} = 24,4 * a_{\text{ph}}(442)^{0,94}$ ) jaoks. Seoste tugevust kinnitavad determinatsioonikoefitsientide väärtused (vastavalt  $R^2 = 0,74$  ja  $R^2 = 0,71$ ) ning regressioonianalüüsi põhjal saadud võrrandiparameetrite väikesed standardvead ( $\sim 3\%$ ) ja

statistiline olulisus ( $p < 0,05$ ). Lisaks täheldati Peipsi seose sarnasust üldseosega ( $C_{\text{Chl-}a} = 29,5 * a_{\text{ph}}(442)^{0,75}$ ). Peipsi ja Võrtsjärve seoseid määravate parameetrite varieeruvus on tingitud järvede morfomeetristest (sügavus, pindala, veemaht jms.) ja hüdrooloogilistest iseärasustest, mis omakorda määravad veekogu optilisi omadusi. Võrtsjärv on Peipsist kaksteist korda väiksem ning madalama keskmise sügavusega. (Järvet, 2003). Fütoplanktoni hulk ja toiteainete kättesaadavus Võrtsjärves on otseses seoses veetasemega, mis määrab valgustingimused ja resuspendeerunud fosfaatide sisalduse veesambas, mõjutades seeläbi ka plaktonikooslust (Järvet & Nõges, 1998). Nelja aasta (2010-2013) fütoplanktoni ning dominantrühmade sini- ja ränivetikate biomassi väärtused on Võrtsjärves võrreldes Peipsiga keskmiselt kaks korda kõrgemad (Lisa 4 joonised 1, 2 ja 4), samuti on mõnevõrra erinev dominantrühmade liigiline koosseis ja sessorne muutlikkus (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Lisaks saadi käesolevas töös Võrtsjärves suhteliselt suuremad  $a_{\text{ph}}(442)$  neeldumiste osakaalud (20-49%) koguneeldumises, võrreldes teiste neeldumiskomponentidega. Mõlemas veekogus neelab kõige rohkem CDOM (Peipsis kuni 91%, Võrtsjärves kuni 71%) ning triptoni neeldumine varieerub vahemikus 2-40%.

Iseloomulikku fütoplanktoni neeldumisspektrit veekogus kujundavad peamiselt sealsed domineerivad vetikarühmad ning nende biomassi väärtuste ruumiline ja sessorne muutumine. On leitud, et dominantse organismi raku suurus määrab fütoplanktoni neeldumisspektri kuju ligikaudu 80% ulatuses (Ciotti, Lewis, Cullen, 2002). Peipsi ja Võrtsjärve  $a_{\text{ph}}$  spektrites täheldati teatavaid erinevusi (Joonised 13 ja 14). Spektraalsete sõltuvuste visuaalsel hindamisel on võimalik teha üldisi järeldusi pakkimise efekti kohta, mis Võrtsjärve keskmistatud spektrite põhjal on mõnevõrra väiksem. Spektritelt tulevad kogu sessorni vältel välja teravad Chl-*a* neeldumispikiidid 442 ja 675 nm juures ning lisapiigid 410-420 nm vahel. Seevastu Peipsi järve mõõtmispunktide spektrid on lamedamad. Pakkimise efekti mõju  $a_{\text{ph}}$  ja eelkõige  $a^*_{\text{ph}}$  spektritele on kirjeldanud erinevad autorid (Bricaud *et al.*, 1995; Stuart *et al.*, 1998; Ciotti, Lewis, Cullen, 2002; Lohrenz, Weidemann, Tuel, 2003; Belzile *et al.*, 2004; Bricaud *et al.*, 2004; Cao *et al.*, 2005; Le *et al.*, 2009). Lisaks on nendes uurimustes  $a_{\text{ph}}(442)$  varieeruvuse põhjusena kirjeldatud lisapigmentide osakaale fütoplanktoni rakus. Kuna lisapigmentid neelavad intensiivsemalt peamiselt sinise laineala valgust (400-450 nm vahemikus), võrreldes punase valgusega (620-670 nm), siis neeldumiskoeffitsientide suhe neil lainepikkustel on tugevasti seotud lisapigmentide suhtelise osakaaluga fütoplanktoni rakus (Lohrenz, Weidemann, Tuel, 2003; Cao *et al.*, 2005; Le *et al.*, 2009). Ka käesolevas töös uuritud  $a_{\text{ph}}(442):a_{\text{ph}}(675)$  suhte väärtused (Joonis 15) osutusid Võrtsjärve andmete põhjal

keskmiselt kõrgemateks ( $>2$ ), viiidates suuremale lisapigmentide neeldumisintensiivsusele. Siiski andsid  $a_{ph(442)}:a_{ph(675)}$  suhte väärtused uuritavates järvedes lähedasi ning madalaid tulemusi, võrreldes teiste eutroofsete veekogudega, kus vastav näitaja võib küündida üle kaheksa (Le *et al.*, 2005). Kuna Võrtsjärves on sessaoni vältel suhteliselt kõrgemad sinivetikate biomassiväärtused (Lisa 4 joonis 4b), siis on iseloomulik  $a_{ph}$  neeldumisspekter tingitud suuresti ka sellest. Peipsi  $a_{ph}$  spektreid mõjutavad ränivetikad oluliselt rohkem ning sellest on tingitud lamedam spektrikuju (IOCCG, 2000). Võrtsjärve neeldumisspektri kuju ja keskmiselt kõrgemad  $C_{Chl-a}$  ning  $a_{ph(442)}$  väärtused ( $\sim 40 \text{ mg/m}^3$ ;  $\sim 1,6 \text{ m}^{-1}$ ) võrreldes Peipsiga ( $\sim 26 \text{ mg/m}^3$ ;  $\sim 0,8 \text{ m}^{-1}$ ) on mõningal määral põhjustatud ka peamise vetikapigmenti rakusisese kontsentratsiooni ja neeldumisintensiivsuse kasvust valguslimitatsiooni tugevnemise taustal (Keskkonnainfo, Võrtsjärve 2010. aasta seirearuanne).

### 6.3 $C_{Chl-a}$ ja $a_{ph(442)}$ vahelised empiirilised seosed ajalise varieeruvuse kontekstis

Erinevad seosed leiti vegetatsiooniperioodi esimese ( $C_{Chl-a} = 29,3 * a_{ph(442)}^{0,85}$ ;  $R^2 = 0,85$ ) ja teise ( $C_{Chl-a} = 30 * a_{ph(442)}^{0,69}$ ;  $R^2 = 0,69$ ) poole andmete põhjal. Mõlemad seosed on tugevad ja võrrandi parameetrid statistiliselt olulised ( $p < 0,05$ ). Tõusuparameetrite sarnasus on tingitud ühesugusest muutlikkusest madalamate  $C_{Chl-a}$  ja  $a_{ph(442)}$  (kuni  $40 \text{ mg/m}^3$  ja  $1,5 \text{ m}^{-1}$ ) väärtuste juures. Kahe seose kujunemist mõjutab antud juhul ka andmehulkade kvantitatiivne erinevus (esimene pool:  $n = 89$ ; teine pool:  $n = 261$ ). Siiski on vegetatsiooniperioodi esimese poole andmed omavahel väga tugevas ja lineaarsele sõltuvusele lähedases seoses. Vegetatsiooniperioodi teise poole seose nõrgem determinatsioonikoefitsiendi väärtus on osaliselt tingitud pakkimisefektest, mida toetavad töö käigus saadud keskmiselt madalamad  $a_{ph(442)}$  väärtused, võrreldes vegetatsiooniperioodi esimese poolega.

Looduslikul tasandil on seoseid määravate parameetrite varieeruvused vegetatsiooniperioodi lõikes tingitud põhiliselt dominantsete planktonirühmade vaheldumisest. Kui vegetatsiooniperioodi esimeses pooles on valdavad madalama biomassiga ränivetikad, siis sinivetikate biomass hakkab üldjuhul märgatavalt suurenema alates juulikuust (Lisa 4 joonised 2, 3b ja 4b). Seda trendi toetavad ka uuritavate järvede mõõtmispunktide väärtuste põhjal leitud kuukeskmised spektrid, millelt ilmnevad vegetatsiooniperioodi edenedes fükotsüaniini neeldumispikiidid 620 nm ümbruses. Ka  $a_{ph(442)}:a_{ph(675)}$  suhte väärtuste varieeruvus, eelkõige Peipsi järves, on seostatav sinivetikate kõrgajaga. Kuna tsüanobakterite biomassi tõusuga kaasneb neeldumiseefektiivsuse tõus pikematel lainepikkustel ( $\sim 600\text{-}700 \text{ nm}$ ), siis on  $a_{ph(442)}:a_{ph(675)}$  suhte väärtused madalamad, võrreldes mai, juuni ja oktoobriga, mil ränivetikate suhteline osakaal on kõrgem. Ränivetikate neeldumisintensiivsus on

koondunud lühemate lainepikkuste suunas 440 (Chl-*a*) ja 460 nm (Chl-*c*) ümbrusesse. Ränivetikates leiduva karotinoidi neeldumismaksimum paikneb samuti lühemate lainepikkuste (430-450 nm) vahemikus. Mais ja juunis täheldatud lamedam spektrikuju lühemas lainealas (400-450 nm) ühtib kultuuris kasvatatud ränivetikaliikide puhul leitud spektraalse sõltuvusega (Kirk, 2011). Iseloomulik lamedam spekter juunis on tingitud peamiselt ränivetikate ning oktoobrikuu eksponentsiaalsele spektraalsele sõltuvusele sarnanev spekter sinivetikate lagunemise tagajärjel suurenenud laguproduktide ehk feopigmentide neeldumiseefektiivsusega (Cao *et al.*, 2005).

Üldiselt kaasneb vegetatsiooniperioodi teises pooles sinivetikate biomassi tõusu taustal ka üldise fütoplanktoni biomassi kasv (Lisa 4 joonised 2, 3b ja 4b), mis avaldub Chl-*a* kontsentratsiooni väärtuste suurenemises. Lisaks täheldati mõlema veekogu  $a_{ph(442)}$  spektritelt (Joonised 13 ja 14) sessooni jooksul valgusolude paranemise ja kiirgusintensiivsuse suurenemise tingimustes kõrgemaid neeldumisväärtusi. Seetõttu on ka vegetatsiooniperioodi teise poole seoses suhteliselt suurem kõrgemate parameetriväärtuste ( $C_{Chl-a}$  ja  $a_{ph(442)}$ ) osakaal, võrreldes vegetatsiooniperioodi esimese poolega (Joonis 9). Suurenenud üldbiomassiväärtused suve teises pooles on omakorda tingitud vetikate elutegevuseks sobilike tingimuste nagu madalama lämmastiku-fosfori suhte ja kõrgema veetemperatuuri koosmõjust. Lisaks võib veekogudes esineda vetikaõitsenguid ka sügisel, mil veekihid tuule mõjul segunevad ja toiteaineid põhjast ülesse kantakse ning planktoni kasvuks soodsaid olusid luuakse. Erinevate neeldumiskomponentide ( $a_{ph(442)}$ ,  $a_{CDOM(442)}$ ,  $a_{NAP(442)}$ ) osakaalude analüüsil täheldati samuti suuremat väärtuste muutlikkust vegetatsiooniperioodi teises pooles (Joonis 18b). Ainuüksi  $a_{ph(442)}$  osakaalud erinevad kahe ajavahemiku korral 20-30%, mis selgitab vegetatsiooniperioodi teise poole seose määravate parameetrite suuremat varieeruvust.

Erinevusi  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahelistes seostes täheldati ka uuritavate aastate lõikes ning selle põhjuseks võib pidada ilmastikuolude varieeruvust. Teistest aastatest erineb selgelt 2010. aasta lineaarne seos (Joonis 10a). Vegetatsiooniperioodi mõjutab pikk ja külm talv, millele järgnes väga kuum suvi ning veetaseme tõus üle varasemate aastate keskmise. Fütoplanktoni keskmine biomass oli samuti madalam. Ainuüksi Peipsi avaosa andmete põhjal leitud seosest lähtub 2010. aasta madalate väärtuste väike varieeruvus ning stabiilsus tingituna kõrgemast veetasemest ja vähenenud toiteainete sisaldusest ning kättesaadavusest (Keskkonnainfo, Peipsi 2010. aasta seirearuanne). 2013. aasta  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahelised seosed nii mõlema järve kui ainult Peipsi avaosa korral olid hajusamad ( $R^2 = 0,66$ ;  $R^2 = 0,25$ ). Selle põhjuseks oli

tõenäoliselt iseäralik vegetatsiooniperioodi algus. Pikk talv ning lühike kevad põhjustasid kõrvalekaldeid vetikarühmade fenoloogias. Näiteks saavutasid sinivetikad Peipsi Suurjärves oma arengutipu tavapärasest hiljem ning lisaks võis soojal ja pikal kasvuperioodil esineda varasemast suuremat vetikate tõusu ja languse dünaamikat (Keskkonnainfo, Peipsi 2013. aasta seirearuanne; Tuvikene, 2014).

Lisaks aastate lõikes analüüsitud väärtuste varieeruvusele uuriti iga üksiku mõõtmisväärtuse varieeruvust. Tulemuseks saadi, et keskmiselt varieeruvad Chl-*a* kontsentratsioonid 3% ning  $a_{ph(442)}$  väärtused 9%. Erinevus tuleneb mõõtmismetoodikast. Mõlemal juhul on tegu spektrofotomeetriliste mõõtmistega, kuid  $C_{Chl-a}$  puhul mõõdetakse suspensiooni läbilaskvat valgust ning  $a_{ph}$  korral peegeldunud ja läbilaskvat valgust filtrilt. Viimasel juhul tekivad mõõtmistulemustes täiendavad vead, kui filtril olev materjal pole ühtlaselt jaotunud.

#### **6.4 $C_{Chl-a}$ ja $a_{ph(442)}$ vahelised empiirilised seosed ruumilise varieeruvuse kontekstis**

Kuna Võrtsjärv tervikuna on homogeensem, vaadeldi  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vaheliste astmeliste seoste ruumilist muutlikkust Peipsi järve näitel. Eraldi leiti seosed Peipsi avaosa ( $C_{Chl-a} = 32,8 * a_{ph(442)}^{0,77}$ ;  $R^2 = 0,57$ ;  $n = 120$ ), Emajõe suudmeala ( $C_{Chl-a} = 25,8 * a_{ph(442)}^{0,72}$ ;  $R^2 = 0,52$ ;  $n = 69$ ) ning Lämmi- ja Pihkva järve ( $C_{Chl-a} = 31,1 * a_{ph(442)}^{0,56}$ ;  $R^2 = 0,73$ ;  $n = 83$ ) andmete põhjal. Vaatamata erinevatele determinatsioonikoefitsiendi väärtustele ning võrrandi parameetrite standardvigadele, osutusid kõikide seoste võrrandite koefitsiendid statistiliselt olulisteks ( $p \ll 0,05$ ). Empiirilisi seoseid määravate  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  väärtuste varieeruvus Peipsi järve osade vahel on suuresti tingitud sissevooludest, mis mõjutavad veetaset ning mineraalsete ja orgaaniliste ühendite hulka vees.

Peipsi järve suubuvat Emajõge mõjutavad lisaks fütoplanktonirikkale väljavoolule Võrtsjärvest lämmastikühendite rikas Pedja jõgi ning fosforiühendeid ja orgaanikat lisandub ümbritsevalt valgalalt (Nõges & Nõges, 2008). Seetõttu kujunebki Emajõe suudmealal iseäralike tingimuste ja optiliste omaduste kogum, kus võrreldes teiste suudmepiirkondadega on fütoplanktonirikas vesi, kuid primaarproduktiooni pärsivad lahustunud orgaanika ning mineraalsete ainete hulk (Reinart, 2008). Sarnasusi leitud seose võrrandi parameetrites täheldati Võrtsjärve mõju tõttu vastava seosega ( $C_{Chl-a} = 24,4 * a_{ph(442)}^{0,94}$ ). Optiliselt aktiivsete ainete vahekorda Emajõe suudmealal mõjutavad kevadised ja sügisesed kõrgveeperioodid ning suvine madalvee aeg (Jaani jt., 2008). Käesolevas töös uuritud neeldumiskomponentide suhteliste osakaalude analüüs näitas samuti mõõtmispunkti 38

väärtuste suuremat varieeruvust. Peipsi avaosaga võrreldes, mõjutavad Emajõe suudmeala seost kõrgemad  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  ning fütoplanktoni biomassi väärtused, mis jäävad Lämmi- ja Pihkva järve väärtustest madalamateks. Muuhulgas saabub Emajõe suudmealal võrreldes teiste piirkondadega pisut varem sinivetikate kõrgeaeg (Lisa 4 joonis 3a).

Ainuüksi Peipsi avaosa ning Lämmi- ja Pihkva järve seoste väljatöötamise kaasatud  $C_{\text{Chl-}a}$  ja  $a_{\text{ph}}(442)$  keskmised väärtused erinesid omavahel suurel määral (vastavalt  $\sim 24(\pm 9,6)$   $\text{mg}/\text{m}^3$  ja  $\sim 1(\pm 0,5)$   $\text{m}^{-1}$ ). Ka  $a_{\text{ph}}$  spektraalsed väärtused kõikide kuude lõikes olid avaosas madalamad. Erinevusi tingivad varem jääkate alt vabanevate ja seeläbi teistsugusema soojusrežiimiga Lämmi- ja Pihkva järve kõrgemad fütoplanktoni biomassi väärtused (Jaani jt., 2008) võrreldes Peipsi Suurjärvega (Lisa 4 joonis 1). Dominantsete vetikarühmade hulk hakkab Peipsi lõunapoolsetes osades kiiremini suurenema, kuid saavutab oma maksimumi hiljem (Lisa 4 joonis 2b). Peipsi avaosas on külmalembeliste ränivetikate suhteline osakaal vegetatsiooniperioodi algus- ja lõpukuudel suurem (Lisa 4 joonis 4a).

Valgusvälja kujundavad lahustunud orgaanilise aine ja triptoni hulgad on suuremad Lämmi- ja Pihkva järves. Nende ainete hulka vees mõjutavad eelkõige Velikaja, kuid ka teiste vooluveekogude sissekanded (Blinova, 2001; Reinart, 2008). Seevastu tuultele avatud Peipsi avaosas suureneb põhjast resuspendeerunud triptoni hulk madala veetaseme tingimustes, mistõttu sõltub mineraalse aine hulga varieerumine valitsevate tuulte suunast ja kestvusest (Jaani jt., 2008; Reinart, 2008). Ka CDOM on avaosas põhiliselt kohapealse tekkega ning madalamate neeldumisväärtustega (Reinart, 2008). Lisaks ei kujune lõunapoolsetes osades tugevat vertikaalset temperatuuri stratifikatsiooni (Jaani jt., 2008), mis takistaks planktoni tõusmist epilimnioni, ning nii temperatuur kui fütoplanktoni hulk on veesamba valgustatud osas ühtlasemalt jaotunud, millest on samuti tingitud kõrgemad  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused ja suhteliselt suuremad  $a_{\text{ph}}(442)$  osakaalud, võrreldes avaosa mõõtmispunktidega. Kõrgemad  $a_{\text{ph}}(442)$  väärtused võrreldes avaosaga võivad olla põhjustatud suuremast valguslimitatsioonist, misjärel suureneb lisapigmentide neeldumisintensiivsus (Kirk, 2011).

Üldiselt kaasneb veekogus toitelisuse kasvades fütoplanktoni raku mõõtmete suurenemine ja fotosünteesilise pigmendi sisaldus, mis tähendab suuremat pakkimise efekti (Bricaud *et al.*, 1995; Cao *et al.*, 2005; Mercado, Ramirez, Cortes, 2008). Võrreldes avaosaga, saadi Lämmi- ja Pihkva järves keskmiselt madalamad  $a^*_{\text{ph}}(442)$  väärtused, mis toetavad pakkimise efekti ilmumist ning mõjutavad  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  vahelise seosekõvera kujunemist.

## 6.5 Seosed $a^*_{ph}(442)$ ja summarse $C_{Chl-a}$ vahel

Eraldi Peipsi ning Võrtsjärve  $a^*_{ph}(442)$  ja summarse Chl-*a* kontsentratsiooni väärtuste vaheliste seoste ( $a^*_{ph}(442) = 0,032 * C_{Chl-a}^{-0,11}$  ja  $a^*_{ph}(442) = 0,062 * C_{Chl-a}^{-0,15}$ ) uurimisel täheldati summaarse  $C_{Chl-a}$  suurenemisel  $a^*_{ph}(442)$  väärtuste kahanemist. Sarnast tendentsi on kirjeldatud ka mitmetes teistes uurimustes (Bricaud *et al.*, 1995; Strömbeck & Pierson, 2001; Bricaud *et al.*, 2004; Reinart *et al.*, 2004; Cao *et al.*, 2005; Astoreca *et al.*, 2006; Ma *et al.*, 2006; Le *et al.*, 2009; Staehr & Makager, 2010; Shi *et al.*, 2013). Peipsi ja Võrtsjärve andmete põhjal leitud seosed erinesid teiste autorite poolt leitud seostega võrreldes vähese muutlikkuse ja nõrkade seoste poolest ( $R^2 = 0,03$ ;  $R^2 = 0,11$ ), erandiks vaid Rootsi järve Mälareni andmetel leitud seos ( $R^2 = 0,08$ ) (Strömbeck & Pierson, 2001). Samas leiti võrdluse käigus, et Eesti järvede andmete põhjal leitud seosed näitavad kõrgemate summaarsete Chl-*a* kontsentratsioonide ( $>10 \text{ mg/m}^3$ ) juures suuremaid  $a^*_{ph}(442)$  väärtusi, mis tähendab väiksemat pakkimiseefekti mõju.

Võrreldes  $a^*_{ph}(442)$  väärtuste varieeruvust Peipsis (0,004-0,07  $\text{m}^2/\text{mg}$ ) ja Võrtsjärves (0,02-0,07  $\text{m}^2/\text{mg}$ ) Case I ookeanivetest saadud tulemustega (0,01-0,18  $\text{m}^2/\text{mg}$ ; Bricaud *et al.*, 1995), Põhjamere ümbruse vetega (0,006-0,16  $\text{m}^2/\text{mg}$ ; Tilstone *et al.*, 2012), Belgia rannikuvetega (0,01-0,11  $\text{m}^2/\text{mg}$ ; Astoreca *et al.*, 2006) ning Taani ranniku- ja ookeaniveekogusid kombineerivate uurimistulemustega (0,02-0,19  $\text{m}^2/\text{mg}$ ; Staehr & Makager, 2010), on uuritavates veekogudes madalamad  $a^*_{ph}(442)$  väärtused ja seega suurem pakkimiseefekti mõju. Seevastu keskmine  $a^*_{ph}(442)$  väärtus Taihu järves (0,06  $\text{m}^2/\text{mg}$ ; Ma *et al.*, 2006) on lähedane Võrtsjärvest saadud tulemusega (0,04  $\text{m}^2/\text{mg}$ ). Varasem Peipsi järve võrdlus Rootsi järvede Vänerni ja Vätterniga andis tulemuseks mõnevõrra madalamad  $a^*_{ph}(442)$  väärtused, kuigi  $C_{Chl-a}$  väärtused osutusid kõrgemateks, millest järeldati samuti suuremat pakkimiseefekti Peipsis (Reinart *et al.*, 2004).

Kahes uuritavas järves saadud suuremad  $a^*_{ph}(442)$  väärtused Võrtsjärves (0,04  $\text{m}^{-1}$ ), võrreldes Peipsiga (0,02  $\text{m}^2/\text{mg}$ ) võimaldavad toetada eespool tehtud järeldust Peipsi järves esineva suurema pakkimiseefekti kohta. Seda järeldust toetab ka  $a^*_{ph}$  spektrite analüüs, millelt joonistusid välja kõrgemad neeldumisväärtused ja teravamad piigid (400-450 nm) Võrtsjärves.

Vetikate liigilise koosseisu analüüsid võimaldaksid oluliselt paremini fütoplanktoni neeldumisväärtuste ja ka erineeldumiskoeffitsientide muutlikkust keerulises looduslikus süsteemis tõlgendada ja kirjeldada. Dominantsete vetikaliikide raku suuruse ja pakkimiseefekti

täiendavad laboratoorsed uuringud annaksid samuti teadmisi neeldumiseefektiivsuse varieeruvuse kohta, põhjendades täpsemalt ka käesolevas töös leitud iseloomuliku empiirilise seose kujunemist tüüpiliste eutroofsete *Case II* siseveekogude korral.

## 6.6 MERIS standardtulemite sobivus neeldumisparameetrite tuvastamiseks

Kahesuguse ümbertöötamise läbinud MERIS standardtulemite võrdluses suutsid MEGS 8.1 tulemid *in situ*  $a_{ph}(442)$  väärtuste muutlikkust mõnevõrra paremini järgida ( $R^2 = 0,22$ ), võrreldes MEGS C2-BOA tulemitega ( $R^2 = 0,05$ ). Ka regressioonianalüüsi põhjal leitud võrrandiliikmete standardvead osutusid MEGS 8.1  $a_{ph}(442)$  tulemite korral väiksemateks ning tõusu ja vabaliikme parameetrid statistiliselt olulisteks ( $p < 0,05$ ). Seevastu ühtisid MEGS C2-BOA  $a_{ph}(442)$  tulemid *in situ* väärtustega keskmise kõrvalekalde ja ruutkeskmise vea tulemuste põhjal paremini. Üldiselt ülehindasid mõlema ümbertöötamise läbinud  $a_{ph}(442)$  tulemid kogu treenimispiirkonna ulatuses *in situ* madalaid väärtusi ja kohati alahindasid kõrgemaid neeldumiskoeffitsiendi väärtusi ( $< 1,5 \text{ m}^{-1}$ ).

Teiste neeldumisparameetrite ( $a_{tot}(442)$ ,  $a_{CDOM\_NAP}(442)$ ) valideerimisel täheldati samuti MEGS 8.1 tulemite sobivust vastavate *in situ* väärtuste muutlikkuse kirjeldamisel. Kõige paremaid tulemusi saadi koguneeldumiskoeffitsientide valideerimisel ( $R^2 = 0,59$ ). Taaskord ühtisid MEGS C2-BOA  $a_{tot}(442)$  ja  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  tulemid statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE) alusel *in situ* väärtustega paremini. Samas ülehindavad MEGS C2-BOA  $a_{CDOM}(442)$  ja  $a_{tot}(442)$  tulemid madalamaid *in situ* parameetrite väärtusi ning MEGS 8.1  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  ja  $a_{tot}(442)$  tulemid alahindavad vastavaid *in situ* väärtusi kogu treenimispiirkonna ulatuses.

Erinevused kahe MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 tulemite vahel on tingitud peamiselt atmosfäärikorreksiooni töötlusprotseduurist ja mõningal määral ka bio-optiliste mudelite algoritmidest. MEGS C2-BOA produktide veest lahkuva kiirguse peegeldustegurid tuletatakse standardse *Case I* vete atmosfäärikorreksiooni algoritmi põhjal (MERIS ATBD 2.7, 2011), seevastu kui MEGS 8.1 tulemite atmosfääri ülapiiri kiirguse väärtustele rakendatakse peegeldustegurite saamiseks alternatiivset närvivõrgustikul põhinevat MERIS *Case II* vete atmosfäärikorreksiooni algoritmi (MERIS ATBD 2.25-V 1.0, 2011). Kuigi närvivõrgustikul põhinev printsiip veest lahkuva kiirguse peegeldusspektri sidumiseks bio-optilise mudeliga (MERIS ATBD 2.12, 1997) on MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 produktidel sarnane, siis läbisid MEGS 8.1 tulemite vastavad algoritmid ümbertöötamise käigus täiendavaid modifikatsioone (MERIS Level 2 Detailed Processing Model, 2011; MERIS 3rd Data Reprocessing – Changes Synthesis, 2011).

$a_{ph}(442)$  ja  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  suhteliste osakaalude uurimisel selgus, et MEGS tulemid ebaõnnestuvad kahe neeldumisparameetri osakaalude määramisel. MEGS 8.1 tulemid ülehindavad  $a_{ph}(442)$  ja alahindavad  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  osakaale kõikidel juhtudel. Seevastu MEGS C2-BOA tulemitel põhjal saadud neeldumiskomponentide suhtelised osakaalud ühtisid kohati *in situ* absoluutväärtustega oluliselt paremini, kuid siiski ülehinnati  $a_{ph}(442)$  ja alahinnati  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  osakaale. Selle tõttu ei anna MEGS  $C_{Chl-a}$  tuvastamise standardalgoritm ega ka käesolevas töös väljatöötatud veekogude spetsiifiline empiiriline üldseos häid tulemusi vastavate *in situ* väärtuste määramisel.

$a_{ph}(442)$  ja seeläbi  $C_{Chl-a}$  ning  $a_{CDOM}$ -i võimalikult täpset määramist raskendab asjaolu, et mõlemad komponendid omavad tugevaid neeldumismaksimume sinises lainelas 440 nm ümbruses ning suuremate CDOMi sisalduste korral ülehinnatakse tihti Chl-*a* pigmentidest tingitud neeldumist (Kratzer, Brockmann, Moore, 2007; Attila *et al.*, 2013), mida täheldati ka käesolevas töös MEGS produktide puhul. Tänu orgaanilise aine tugevale neeldumisele ja madalatele peegeldusteguritele lühemas lainelas, on tulemuseks väikesed SNR (*Signal to Noise Ratio*) väärtused, mis omakorda põhjustavad täiendavaid vigu tulemusliku atmosfäärikorrektsiooni rakendamisel (Kratzer & Vinterhav, 2010). Kuna MERISe Chl-*a* ja CDOMi algoritmid rakendavad nende ainete sisalduse määramisel just neeldumisspektri väärtusi 442 nm juures, siis on tähtis suuta sensorisse jõudnud signaali komplekssete närvivõrgustikel põhinevate algoritmide põhjal õigesti tõlgendada. Eelkõige on kirjeldatud probleem aktuaalne *Case II* vete korral, kus vette tunginud kiirgust mõjutavad mitu üksteisest sõltumatut neeldumiskomponenti.

## **6.7 $C_{Chl-a}$ ja $a_{ph}(442)$ vaheliste empiiriliste seostega töödeldud MEGS Chl-*a* tulemite võrdlus MEGS standardtulemitel**

Sarnaselt MEGS  $a_{ph}(442)$  tulemitel kirjeldasid *in situ*  $C_{Chl-a}$  väärtusi paremini MEGS 8.1 tulemid ( $R^2 = 0,38$ ), millelt pärinevad väärtused olid omakorda pisut kõrgemad MEGS C2-BOA ( $R^2 = 0,22$ ) tulemitel väärtustest. Samas olid MEGS C2-BOA tulemitel leitud statistilised näitajad ( $\delta$ , RMSE, SE) väiksemad ja suurem osa tulemitel väärtustest andis *in situ*  $C_{Chl-a}$  väärtustega paremaid kokkulangevusi. Kuna MEGS tulemid ülehindavad  $a_{ph}(442)$  osakaalu koguneeldumises, ülehinnatakse ka MEGS Chl-*a* tulemitel madalamaid *in situ* kontsentratsiooni väärtusi. Sarnaseid trende näitasid ka üldseose ning Peipsi ja Võrtsjärve seostega töödeldud MEGS tulemid, kuid ükski seos ei parandanud Chl-*a* tuvastamise täpsust. Paremini kirjeldasid  $C_{Chl-a}$  *in situ* väärtusi töödeldud MEGS 8.1 tulemid, (üldseos:  $R^2 = 0,26$ ;

Peipsi ja Võrtsjärve seosed:  $R^2=0,28$ ), võrreldes MEGS C2-BOA tulemitega (üldseos:  $R^2=0,22$ ; Peipsi ja Võrtsjärve seosed:  $R^2=0,17$ ), mis taaskord andsid statistiliste näitajate põhjal ( $\delta$ , RMSE, SE) *in situ* väärtustega paremaid kokkulangevusi. Võrreldes standardtulemitega, saadi empiiriliste seostega töödeldud MEGS tulemitelt suuremaid statistilisi vigu ning madalaid *in situ* väärtusi ülehinnati veelgi enam.

Varasem MERIS standardproduktide uuring Peipsi ja Rootsi järvede (Vänern ja Vättern) näitel tõestas MEGS Chl-*a* tulemite paremat sobivust ( $R^2 = 0,52$ ), kuigi sarnaselt käesoleva töö tulemustega täheldati madalate kontsentratsiooniväärtuste üle- ning kõrgemate  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtuste alahindamist (Alikas & Reinart, 2008). Sarnaseid tulemusi on leitud nii MEGS tulemite valideerimisel Läänemere rannikuvetes (Kratzer, Brockmann, Moore, 2007; Kratzer & Vinterhav, 2010), kui ka optiliselt keerukamate ranniku- ja sisevete uurimiseks konstrueeritud protsessorite *Case 2 Regional (C2R)* ja *Eutrophic* (Doerffer & Schiller, 2008) valideerimisel (Alikas *et al.*, 2008; Binding *et al.*, 2010; Attila *et al.*, 2013; Duan *et al.*, 2013). Seevastu CDOM on erinevates uurimustes MEGS ning C2R protsessori tulemitelt alahinnatud ning oluliselt sobivam on  $a_{\text{CDOM}(442)}$  tuvastamisel orgaanikarikaste siseveekogude jaoks konstrueeritud *Boreal* protsessor (Alikas *et al.*, 2008; Attila *et al.*, 2013; Beltrán-Abaunza, Kratzer, Brockmann, 2013). Samas ülehindab *Boreal*  $a_{\text{ph}(442)}$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtusi (Beltrán-Abaunza, Kratzer, Brockmann, 2013; Duan *et al.*, 2013). Muu hulgas täheldasid Attila jt. (2013) *in situ* ja protsessorite tulemitelt pärinevate koguneeldumiskoeffitsientide väga head kokkulangevust, mistõttu järelitati sarnaselt käesolevas töös algoritmide suutmatust tuletada õigesti  $a_{\text{ph}(442)}$  ja  $a_{\text{CDOM\_NAP}(442)}$  osakaale.

BEAM protsessorite ja MEGS tulemite taustal nähakse  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtuste tuvastamise ja sealjuures vetikaõitsengute detekteerimise alternatiivina *Case II* vetes pikemate lainepikkuste (600-720 nm) juures sensorisse jõudva signaaliväärtuste põhjal loodud algoritmide kasutamist ja arendamist (Attila *et al.*, 2013). Maksimaalse klorofüllü indeksü ehk MCI (*Maximum Chlorophyll Index*), mis arvutatakse peegeldustegurite väärtuste põhjal lainepikkuste 709, 753 ja 681 nm juures, rakendamine Peipsi ja Võrtsjärve puhul andis häid tulemusi tsüanobakterite ja fütoplanktoni biomassi hinnangutes (vastavalt  $R^2=0,73$  ja  $R^2=0,7$ ) ning ka  $C_{\text{Chl-}a}$  määramisel ( $R^2=0,64$ ) (Alikas, Kangro, Reinart, 2009). Binding jt. (2011) tõestasid samuti MCI sobivust sinivetikate biomassi varieeruvuse hindamiseks siseveekogus ning  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtuste tuvastamisel ( $R^2=0,74$ ). Erinevad kanali suhete algoritmid kasutavad peegeldustegurite väärtusi punase ja lähiinfrapunase laineala üleminekupiirkonnas 700 nm

ümbruses, kus paikneb Chl-*a* peegelduspiik. Vastavad algoritmid põhinevad üldjuhul kahe (665 ja 708 nm) või kolme kanali (665, 708 ja 753 nm) peegeldustegurite väärtustel. Nende rakendamine  $C_{\text{Chl-}a}$  tuvastamisel on andnud häid tulemusi ( $R^2 > 0,8$ ) (Odermatt *et al.*, 2012).

Kiirguse hajumine atmosfääris on lühematel lainepikkustel intensiivne ning pikematel lainepikkustel raskendab atmosfääri mõju tuvastamist tagasihajumine vees leiduvatelt mineraalosakestelt. Sageli takistab signaali vastuvõtmist tihe pilvkate (Kratzer & Vinterhav, 2010; Attila *et al.*, 2013). Lahendust nähakse optiliselt keerukamate veekogude olusid paremini kirjeldavas atmosfäärikorreksioonis, mis tagaks veest lahkuva kiirguse peegeldusteguri näol täpsemat sisendit järgnevasse töötlusahelatesse (Kratzer & Vinterhav, 2010; Duan *et al.*, 2013). Ranniku- ja sisevetes esineva maismaapikslite naabrusefekti mõju on suudetud edukalt eemaldada ICOL eeltöötuse rakendamise abil (Kratzer & Vinterhav, 2010; Odermatt *et al.*, 2010). Lisaks rõhutatakse optiliste omaduste poolest oluliselt laiahaardelisema närvivõrgustikul põhineva bio-optilise mudeli tähtsust (Kratzer & Vinterhav, 2010; Duan *et al.*, 2013). Kuna optilised omadused on geograafilises ja omakorda sempoones kontekstis väga varieeruvad, siis oleks täpsemate algoritmide loomise eelduseks globaalne ranniku- ja sisevete andmebaas (Bukata, 2005), mis võimaldaks simuleerida ja treenida bio-optilise mudeli närvivõrgustikku, saamaks täpsemat seost veetüübi- ja piirkonnaspetsiifilise peegeldusspektri ning esmaste optiliste omaduste vahel.

## 6.8 MERIS tulemitelt pärinevate väärtuste ajaline ja ruumiline varieeruvus

MEGS standardtulemitelt pärinevad kuukeskmised  $a_{\text{ph}(442)}$  väärtused ülehindavad *in situ* mõõtmistulemusi Peipsi avaosas üle kogu vegetatsiooniperioodi ning Lämmijärve mõõtmispunktis ja Võrtsjärves vegetatsiooniperioodi esimesel poolel. Vegetatsiooniperioodi teises pooles küündisid *in situ* neeldumisväärtused sogsamates mõõtmispunktides MEGS algoritmide treenimispiirkonna ( $0,001-2 \text{ m}^{-1}$ ) ülemise piiri lähedusse, mistõttu ei ühti tulemite väärtused tegelike  $a_{\text{ph}(442)}$  väärtustega. Sarnaseid trende täheldati ka MEGS Chl-*a* tulemite uurimisel, kuid vastavad *in situ* väärtused ulatusid vegetatsiooniperioodi teises pooles Lämmijärve mõõtmispunktis ja Võrtsjärves algoritmide treenimispiirkonnast ( $0,2-43 \text{ mg/m}^3$ ) kõrgemale, mistõttu ei näidanud MEGS tulemitega head kokkulangevust. Üldiselt suutsid MEGS C2-BOA tulemid kõikidel juhtudel  $a_{\text{ph}(442)}$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  *in situ* ajalisi ja ruumilisi muutlikkusi võrdlemisi hästi järgida, näidates suuremat tundlikkust parameetrite madalamate väärtuste suhtes.

Neeldumiskomponentide suhteliste osakaalude ajalise ja ruumilise varieeruvuse analüüsil täheldati *in situ* väärtuste põhjal vegetatsiooniperioodi edenedes  $a_{ph}(442)$  ja ka eraldi vaadeldud  $a_{NAP}(442)$  suhteliste osakaalude suurenemist ning  $a_{CDOM}(442)$  osakaalude vähenemist. Ühtlasi oli Peipsi järve andmete põhjal vaadeldav neeldumiskomponentide ja osakeste koguneeldumisväärtuste põhja-lõunasuunaline suurenemine. Sarnast osakaalude muutlikkust toetasid kohati MEGS C2-BOA tulemid, mis aga enamikel juhtudel ülehindasid  $a_{ph}(442)$  osakaale ning alahindasid  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  osakaale, eelkõige vegetatsiooniperioodi esimeses pooles. Seevastu MEGS 8.1 tulemid *in situ* neeldumisväärtuste ruumilist ja ajalist varieeruvust ei toeta. Vegetatsiooniperioodi esimeses pooles ja Peipsi avaosa punktides saadi suuremaid osakaale  $a_{ph}(442)$  tulemitelt (>50%), mis ülehindasid kõikidel juhtudel *in situ*  $a_{ph}(442)$  osakaale (5-20%). MEGS 8.1  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  osakaalud suurenesid vegetatsiooniperioodi teises pooles ning Peipsi järve sogasemate mõõtmispunktide puhul (kuni 60%), kuid alahindasid *in situ*  $a_{CDOM\_NAP}(442)$  osakaale (~75%). Ka  $a_{tot}(442)$  väärtused olid vegetatsiooniperioodi teises pooles ja lõunapoolsemates mõõtmispunktides kõrgemad, kuid alahindasid *in situ* absoluutväärtusi.

Erinevate MEGS standard- ja empiiriliste seostega töödeldud tulemite  $C_{Chl-a}$  ruumiline muutlikkus toetas vastavate *in situ* väärtuste varieeruvust Peipsi ja Võrtsjärve lõikes. Kõikidelt visualiseeritud satelliidipiltidelt tuleb välja Peipsi järve põhja-lõunasuunaline  $C_{Chl-a}$  väärtuste suurenemine ning Võrtsjärves vähene  $C_{Chl-a}$  väärtuste muutlikkus ning üldine homogeensus.

Kuna hetkel on käimas MERIS standardproduktide neljas ümbertöötlus, plaanitakse töös leitud empiirilisi seoseid rakendada uutel tulemitel, mida täiustatakse oluliselt kvaliteedimärgendite ja atmosfäärikorrektsiooni osas (ESA, MERIS 3rd Data Reprocessing, 2011). Lisaks on empiirilisi seoseid võimalik testida peatselt kosmosesse saadetava Sentinel-3 satelliitsensori OLCI tulemite peal. OLCI bio-optilise mudeli algoritmi printsiip on analoogne MERIS Case II vete algoritmiga, kuid nende edasiarendus ning sensori tehnilised parameetrid peaksid kokkuvõttes suurendama optiliselt aktiivsete ainete tuvastamise täpsust ning võimaldama edukamalt rakendada ka töös leitud empiirilisi seoseid  $C_{Chl-a}$  väärtuste detekteerimiseks. Üldiselt toetavad käesolevas töös leitud tulemused ja tulevikusuunad satelliitkaugseire perspektiivi optiliselt keerukate siseveekogude uurimisel.

## 7 Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärgiks oli leida empiirilised seosed fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi  $a_{ph}(442)$  ja klorofüll-*a* (Chl-*a*) kontsentratsiooni vahel Eesti suurte järvede jaoks. Töös uuriti ICOL protsessoriga eeltöödeldud ja kahesuguse ümbertöötuse läbinud MERIS standardtulemite põhjal erinevaid veekvaliteedi näitajaid. Leitud empiirilisi seoseid rakendati MEGS  $a_{ph}(442)$  tulemitel  $C_{Chl-a}$  väärtuste tuvastamiseks. Lisaks uuriti MERIS tulemitelt pärinevate väärtuste ajalist ning ruumilist varieeruvust.

Töö teoreetilises osas käsitleti veekogude esmaseid optilisi omadusi ja neid mõjutavaid optiliselt aktiivseid aineid, keskendudes triptoni ja värvunud lahustunud orgaanilise aine kõrval fütoplanktoni neeldumiskarakteristikutele. Ülevaade anti kahe uuritava järve iseärasustest ning pinnavete riikliku seireprogrammi metoodikast. Lisaks kirjeldati veekogude satelliitkaugseire üldisi põhimõtteid. Põhjalikumalt käsitleti ENVISAT pardal paikneva MERIS sensori tehnilisi parameetreid, Case II vete algoritmi ning andmete ümbertöötusi. Eraldi alapeatükk pühendati ESA Sentinel seeria satelliitide veekogude seireks konstrueeritavatele sensoritele.

Töö uurimusliku osa tulemused näitasid, et kõige paremini kirjeldab  $a_{ph}(442)$  ja  $C_{Chl-a}$  vahelist seost Eesti suurte järvede jaoks astmeline seos ( $C_{Chl-a} = 29,5 * a_{ph}(442)^{0,75}$ ), mille parameetrite väärtused on tugevas positiivses korrelatsioonis ( $R^2 = 0,74$ ). Eraldi Peipsi ( $C_{Chl-a} = 31 * a_{ph}(442)^{0,79}$ ;  $R^2 = 0,74$ ) ja Võrtsjärve ( $C_{Chl-a} = 24,4 * a_{ph}(442)^{0,94}$ ;  $R^2 = 0,71$ ) jaoks leitud empiiriliste seoste erinevused täheldati olevat tingitud kahe veekogu hüdrooloogilistest ja morfomeetristest iseärasustest ning dominantsete vetikarühmade biomassi väärtustest ja omavahelisest varieeruvusest. Lisaks on Võrtsjärves võrreldes Peipsiga suurem fütoplanktoni suhteline neeldumine osakeste koguneelumises. Käesolevas töös analüüsitud fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi ( $a^*_{ph}(442)$ ) väärtused on Peipsis mõnevõrra väiksemad, mis lubavad järeldada suurema pakkimise efekti esinemist. Üldiselt kaasnes summaarse  $C_{Chl-a}$  suurenemisega  $a^*_{ph}(442)$  väärtuste kahanemine mõlemas veekogus.

Erinevused  $a_{ph}(442)$  ja  $C_{Chl-a}$  väärtustes vegetatsiooniperioodi esimese ja teise poole empiirilistes seostes (vastavalt  $C_{Chl-a} = 29,3 * a_{ph}(442)^{0,85}$  ja  $C_{Chl-a} = 30 * a_{ph}(442)^{0,69}$ ) on põhjustatud valgustingimuste muutlikkusest, toiteainete kättesaadavusest ja seeläbi dominantsete vetikarühmade biomassiväärtuste varieeruvusest sessooni jooksul ning pakkimise efekti esinemisest eelkõige vegetatsiooniperioodi teises pooles. Suuresti

hüdroloogilistest iseärasustest tulenevad erinevused optiliselt aktiivsete ainete hulgas ja fütoplanktoni biomassi väärtustes kajastuvad selgelt ka Peipsi järve kolme piirkonna (avaosa, Emajõe suudmeala, Lämmi- ja Pihkva järv) empiirilistes seostes (vastavalt  $C_{\text{Chl-}a} = 32,8 * a_{\text{ph}}(442)^{0,77}$ ,  $C_{\text{Chl-}a} = 25,8 * a_{\text{ph}}(442)^{0,72}$ ,  $C_{\text{Chl-}a} = 31,1 * a_{\text{ph}}(442)^{0,56}$ ).

Kahesuguse ümbertöötamise läbinud MERIS standardtulemitest suutsid MEGS 8.1 produktid  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $C_{\text{Chl-}a}$  *in situ* väärtuste muutlikkust võrreldes MEGS C2-BOA tulemitega edukamalt kirjeldada. Seevastu MEGS C2-BOA tulemid andsid *in situ* väärtustega paremaid kokkulangevusi, mida toetasid erinevad statistilised näitajad ( $\delta$ , RMSE, SE). Üldiselt aga ülehindasid MEGS  $a_{\text{ph}}(442)$  ja seeläbi ka Chl-*a* tulemid madalaid parameetrite väärtusi. Koguneeldumiskoeffitsiendi väärtuste valideerimisel MEGS 8.1 tulemite põhjal saadi häid tulemusi ( $R^2 = 0,59$ ), kuid vastava ümbertöötamise läbinud tulemid ei suuda  $a_{\text{ph}}(442)$  ja  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  osakaale õigesti määrata. MEGS C2-BOA produktid peamiselt ülehindavad  $a_{\text{ph}}(442)$  ja alahindavad  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  osakaale. Seetõttu ei parandanud  $C_{\text{Chl-}a}$  tuvastamise täpsust veekoguspetsiifiliste seoste rakendamine, andes võrreldes MEGS standardtulemitega nõrgemaid determinatsioonikoeffitsiendi väärtusi ( $R^2 = 0,23$  (üldseos);  $R^2 = 0,22$  (Peipsi ja Võrtsjärve seos)) ning suuremaid statistilisi vigu. Erinevate neeldumisparameetrite ja  $C_{\text{Chl-}a}$  väärtuste ruumilise ning ajalise varieeruvuse hindamiseks sobisid paremini MEGS C2-BOA tulemid, mis olid tundlikumad Peipsi avaosa ja vegetatsiooniperioodi esimese poole madalamate väärtuste suhtes, toetades hästi üldist *in situ* väärtuste muutlikkust.

## Tänuavaldused

Autor avaldab tänu Krista Alikasele ja Kersti Kangrole käesoleva töö juhendamise ja hästi sujunud koostöö eest. Juhendajate kompetents, abivalmidus ja asjakohased soovitusel tagasid töö sujuva valmimise.

Täna ka Tartu Observatooriumi veekogude kaugseire töörühma liiget Elar Asuküllal, kelle mõtted ja tähelepanekud olid suureks abiks töö valmimisel.

Töös kasutatud laboratoorsete andmete eest soovin tänada Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskust.

## 8 The relation between phytoplankton absorption coefficient and chlorophyll-*a* concentration for remote sensing applications for large Estonian lakes

Evelin Kangro

### Summary

Main purpose of this master's thesis was to derive empirical relationships between phytoplankton absorption coefficient ( $a_{\text{ph}}(442)$ ) and chlorophyll-*a* (Chl-*a*) concentration for large Estonian lakes. ICOL pre-processed MERIS 2<sup>nd</sup> (MEGS C2-BOA) and 3<sup>rd</sup> (MEGS 8.1) reprocessed water quality products were investigated. Developed empirical algorithms were applied to MERIS standard products and validated against *in situ*  $C_{\text{Chl-}a}$  values. Furthermore, seasonal and spatial variability of MERIS products were analysed.

Lakes Peipsi and Võrtsjärv represent shallow, turbid and eutrophic waterbodies. Their water quality parameters have been investigated regularly for decades. Phytoplankton community is dominated by cyanobacteria (summer and autumn) and diatoms (spring and autumn) in both lakes. Due to its technical capability and implementations of algorithms MERIS enabled successfully monitor these inland lakes. The heritage of MERIS is used for new water quality sensor OLCI, onboard of Sentinel-3 satellite which will provide continuity for remote sensing of optically complex *Case II* waters.

Results of the study indicated that power law ( $C_{\text{Chl-}a} = 29,5 * a_{\text{ph}}(442)^{0,75}$ ) describes the positive relationship between  $a_{\text{ph}}(442)$  and  $C_{\text{Chl-}a}$  most successfully ( $R^2 = 0,74$ ). Other case-specific empirical relationships varied due to differences in hydrology, phytoplankton biomass, light conditions, nutrient availability and *package effect* resulting from lower specific absorption coefficient ( $a^*_{\text{ph}}(442)$ ). Increase in total Chl-*a* concentration caused smaller  $a^*_{\text{ph}}(442)$  values.

MEGS 8.1 products were better in describing the variability of  $a_{\text{ph}}(442)$  and therefore also  $C_{\text{Chl-}a}$  *in situ* values, although better concurrency with these values were given by MEGS C2-BOA products. Still, MEGS products overestimated smaller  $a_{\text{ph}}(442)$  and therefore  $C_{\text{Chl-}a}$  values. Moreover, both reprocessed products failed with determining  $a_{\text{ph}}(442)$  and  $a_{\text{CDOM\_NAP}}(442)$  partitions in total absorption and therefore applied empirical relationships did not improve  $C_{\text{Chl-}a}$  retrieval compared with MEGS standard algorithms. All in all, MERIS products support the seasonal and spatial variability of  $a_{\text{ph}}(442)$  and  $C_{\text{Chl-}a}$  values, especially during the first half of vegetation period and open parts of lake Peipsi.

## 9 Kasutatud kirjandus

**Alikas, K., Reinart, A., 2008.** Validation of the MERIS products on large European lakes: Peipsi, Vänern and Vättern. *Hydrobiologia* 599, 161–168 pp. DOI: 10.1007/s10750-007-9212-0.

**Alikas, K., Ansko, I., Reinart, A., Lill, E., Valdmets, K., 2008.** Testing Available MERIS Image Processor for Lakes. 2nd MERIS - (A)ATSR Workshop Proceedings; SP-666

**Alikas, K., Kangro, K., Reinart, A., 2010.** Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using Maximum Chlorophyll Index. *Oceanologia*, 52 (2), 237-257 pp.

**Astoreca, R., Rosseau, V., Lancelot, C., 2006.** „Specific phytoplankton absorption variability and implication for chlorophyll-a retrieval in Belgian waters (Southern North Sea)”, in *Proceedings of the Second meeting on MERIS and AATSR Calibration and Geophysical Validation (MAVT-2006)*, European Space Agency, SP-615.

**Attila, J., Koponen, S., Kallio, K., Lindfors, A., Kaitala, S., Ylöstalo, P., 2013.** MERIS Case II water processor comparison on coastal sites of the northern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 128, 138-140 pp. DOI: 10.1016/j.rse.2012.07.009

**Babin, M., Stramski, D., Ferrari, M., G., Claustre, H., Bricaud, A., Obolensky, G., Hoepffner N., 2003.** Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. *Journal of Geophysical Research*, 108 (C7). DOI:10.1029/2001JC000882.

**Beltrán-Abaunza1, M. J., Kratzer, S., Brockmann, C., 2013.** Evaluation of MERIS products from Baltic Sea coastal waters rich in CDOM. *Ocean Sci. Discuss.*, 10, 2157–2206 pp. DOI:10.5194/osd-10-2157-2013.

**Belzile, C., Vincent, F., W., Howard-Williams, C., Hawes, I., James, R., M., Kumagai, M., Roesler, S., C., 2004.** Relationships between spectral optical properties and optically active substances in a clear oligotrophic lake. *Water Resources Research*, 40, 1-12 pp. DOI:10.1029/2004WR003090

**Binding, C. E., Greenberg, T. A., Jerome, J. H., Bukata, R. P., Letourneau, G., 2011.** An assessment of MERIS algal products during an intense bloom in Lake of the Woods. *J. Plankton Res.*, 33(5), 793–806 pp.

**Blinova, I., 2001.** „Riverine load into Lake Peipsi”, in *Lake Peipsi – meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T (eds.), Sulemees Publishers, Tartu, 94-96 pp.

**Bricaud, A., Babin, M., Morel, A., Claustre, A., 1995.** Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization. *J. Geophys. Res.*, 100 (C7), 13321-13332 pp.

**Bricaud, A., Claustre, H., Ras, J., Oubelkheir, K., 2004.** Natural variability of phytoplanktonic absorption in oceanic waters: Influence of the size structure of algal populations. , *J. Geophys. Res.*, 109 (C11010), 1-12 pp. DOI:10.1029/2004JC002419.

**Brockmann Consult**, (viimati vaadatud: 22.02.14), <http://www.brockmann-consult.de/cms/web/beam/software>

**Bukata, P. R., 2005.** Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, introspection, future direction. Taylor and Francis Group, Boca Raton, 5-60 pp.

**Campbell, B. J., 1987.** Introduction to remote sensing. The Guilford Press, New York, 404-414 pp.

**Cao, W., Yang, Y., Liu, S., Xu, X., Yang, D., Zhang, J., 2005.** Spectral absorption coefficient of phytoplankton and its relation to chlorophyll a and remote sensing reflectance in coastal waters of southern China. *Prog. Nat. Sci.*, 15 (4), 342-350 pp.

**Ciotti, M., A., Lewis, R., M., Cullen, J., J., 2002.** Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. *Limnol. Oceanogr.*, 47(2), 404-417 pp.

**Copernicus, the Sentinels,** (viimati vaadatud: 20.04.14), [http://www.copernicus-masters.com/index.php?kat=about.html&anzeige=about\\_sentinels.html](http://www.copernicus-masters.com/index.php?kat=about.html&anzeige=about_sentinels.html)

**Doerffer, R., Brockmann, C., 2006.** MERIS Case2Regional Processor User Manual, Version 1.1, November 2006.

**Doerffer, R., Schiller, H., 2007.** The MERIS Case 2 algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, Vol 28(3-4), 517-535 pp. DOI: 10.1080/01431160600821127.

**Doerffer, R., Schiller, H., 2008.** Lake Water Algorithm for BEAM ATBD (Algorithm Theoretical Basis Document). 1.0. 17 pp.

**Duan, H., Ma, R., Simis, S., Zhang, Y., 2013.** Validation of MERIS Case-2 Water Products in Lake Taihu, China. *GIScience & Remote Sensing*, 49 (6), 873-894 pp.

**EL veepoliitika raamdirektiiv 2006/60/EÜ,** (viimati vaadatud: 10.05.2014), <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=375189/32000L0060ET.pdf>

**ESA, Copernicus – Overview,** (viimati vaadatud: 20.04.14), [http://www.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Overview3](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Overview3)

**ESA, Evolution of the MERIS IPF, 2012,** (viimati vaadatud: 14.03.13), [http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERIS\\_IPF\\_evolution.pdf](http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERIS_IPF_evolution.pdf)

**ESA, MERIS Product Handbook, 2006,** (viimati vaadatud: 16.04.14), [http://earth.esa.int/pub/ESA\\_DOC/ENVISAT/MERIS/meris.ProductHandbook.2\\_1.pdf](http://earth.esa.int/pub/ESA_DOC/ENVISAT/MERIS/meris.ProductHandbook.2_1.pdf)

**ESA, MERIS 3rd Data Reprocessing, 2011,** (viimati vaadatud: 14.03.14), [http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/meris\\_3rd\\_reproc/MERIS\\_3rd\\_Reprocessing\\_Changes.pdf](http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/meris_3rd_reproc/MERIS_3rd_Reprocessing_Changes.pdf)

**ESA, Sentinel-3 (SP-1322\_3),** (viimati vaadatud: 20.04.14), [http://esamultimedia.esa.int/multimedia/publications/SP-1322\\_3/](http://esamultimedia.esa.int/multimedia/publications/SP-1322_3/)

**ESA, Online News,** (viimati vaadatud: 20.04.14), [https://earth.esa.int/web/guest/news/-/asset\\_publisher/G2mU/content/good-bye-envisat-and-thank-you](https://earth.esa.int/web/guest/news/-/asset_publisher/G2mU/content/good-bye-envisat-and-thank-you)

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

**ICOL ATBD, 2010,** (viimati vaadatud: 13.03.14), [http://cloud.github.com/downloads/bcdev/beam-meris-icol/ICOL\\_ATBD.pdf](http://cloud.github.com/downloads/bcdev/beam-meris-icol/ICOL_ATBD.pdf)

**ICOL Software User Manual, 2010,** (viimati vaadatud: 13.03.14), [http://cloud.github.com/downloads/bcdev/beam-meris-icol/ICOL\\_SUM.pdf](http://cloud.github.com/downloads/bcdev/beam-meris-icol/ICOL_SUM.pdf)

**IOCCG, 2000.** Remote sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters. Sathyendranath, S. (Ed.). Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, nr. 3 IOCCG, Dartmouth, 5-46 pp.

**IOCCG, 2006.** Mission Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications. Lee, Z. (Ed.). Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, nr. 10 IOCCG, Dartmouth, 5-107 pp.

**IOCCG, 2010.** Atmospheric Correction for Remotely-Sensed Ocean Colour Products. Wang, M. (Ed.). Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, nr. 10 IOCCG, Dartmouth, 5-10 pp.

**IOCCG, 2012.** Mission Requirements for Future Ocean-Colour Sensors. McClain, C., Meister, G. (Ed.). Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, nr. 10 IOCCG, Dartmouth, 5-95 pp.

**ISO 10260, 1992 (E).** Water quality measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* concentration. Geneva, Switz., 1-6 pp.

**Jaani, A., 2001.** „The location, size and general characterization of Lake Peipsi”, in *Lake Peipsi–meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T. (eds.), Sulemees Publishers, Tartu, 10-37 pp.

**Jaani, A., Klaus, L., Pärn, O., Raudsepp U., Zadonskaja, O., Gronskaja, T., 2008.** „Hüdroloogia”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), Eesti Loodusfoto, Tartu, 113-155 lk.

**Jeffrey, S. W. & Humphrey, F., G., 1975.** New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2. *Biochem. Physiol. Pfl.*, 167, 194-204 pp.

**Järvet, A., Nõges, P., 1998.** „Research area and period”, in *Present State and Future Fate of Lake Võrtsjärv. Results from Finnish-Estonian joint project in 1993-1997*, Huttula, T., Nõges, T. (eds.), The Finnish Environment 209, Pirkanmaa Regional Environment Centre, Tampere, 11-30 pp.

**Järvet, A., 2003a.** „Võrtsjärve asend ja valgala loodusolud”, raamatust *Võrtsjärv – loodus, aeg, inimene*, Haberman, J., Pihu, E., Raukas, A. (toim.), Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 11-31 lk.

**Järvet, A., 2003b.** „Võrtsjärve valgala reostuskoormus”, raamatust *Võrtsjärv – loodus, aeg, inimene*, Haberman, J., Pihu, E., Raukas, A. (toim.), Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 181-215 lk.

**Keskkonnainfo, Peipsi järve 2010. aasta seirearuanne**, (viimati vaadatud: 22.01.14), [http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1844:2010-a&catid=1013:siseveekogude-seire-2010&Itemid=3648](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1844:2010-a&catid=1013:siseveekogude-seire-2010&Itemid=3648)

**Keskkonnainfo, Võrtsjärve 2010. aasta seirearuanne**, (viimati vaadatud: 22.01.14), [http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1869:2010-a&catid=1013:siseveekogude-seire-2010&Itemid=3648](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1869:2010-a&catid=1013:siseveekogude-seire-2010&Itemid=3648)

**Keskkonnainfo, Peipsi 2013. aasta seirearuanne**, (viimati vaadatud: 22.04.14), [http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2981:peipsi-jaerve-2013-a-eesti-vene-talvise-uehisekspeditsiooni-huedrokeemilised-uuringud&catid=1293:siseveekogude-seire-2013-&Itemid=5761](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2981:peipsi-jaerve-2013-a-eesti-vene-talvise-uehisekspeditsiooni-huedrokeemilised-uuringud&catid=1293:siseveekogude-seire-2013-&Itemid=5761)

**Keskkonnainfo, Siseveekogude seire**, (viimati vaadatud: 22.04.14), [http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=643&Itemid=182](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=643&Itemid=182)

**Keskkonnainfo, Vörtsjärve hüdrokeemiline ja hüdrobioloogiline seire**, (viimati vaadatud:22.04.14),[http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2115&Itemid=428](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2115&Itemid=428)

**Kirk, J. T. O., 2011 (3rd edition)**. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. University Press, Cambridge, 130-138 pp.

**Koponen, S., Ruiz-Verdu, A., Heege, T., Heblinski, J., Sorensen, K., Kallio, K., Pyhälähti, T., Doerffer, R., Brockmann, C., Peters, M., 2008**. Development of MERIS Lake Water Algorithms. Version 1.01. ESRIN Contract No. 20436/06/I-LG.

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

**Kratzer, S., Vinterhav, C., 2010**. 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), 211–236 pp.

**Kullus, L., 1964**. Peipsi-Pihkva järve uurimisest ajavahemikul 1850-1917, Eesti Geograafia Seltsi Aastaraamat 1963, Tartu, 148-158 lk.

**Laanen, L. M., 2007**. Yellow Matters – Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters. PhD dissertation, Vrije University, Amsterdam, 6-32 pp.

**Lalli, M. C., Parsons, R. T., 1994**. Biological Oceanography: An Introduction. Pergamon, Vancouver, 45-60 pp.

**Landsat Science: Landsat-8**, (viimati vaadatud: 19.05.2014), [http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page\\_id=4071](http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page_id=4071),

**Laugaste, R., Nõges, T., Nõges, P., Yastremskij, V. V., Milius, A., Ott, I., 2001**. „Algae”, in *Lake Peipsi – meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T. (eds.), Sulemees Publishers, Tartu, 31-49 pp.

**Laugaste, R., Nõges, T., Tõnno, I., 2008**. „Vetikad”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), Eesti Loodusfoto, Tartu, 251-270 lk.

**Laugaste, R., Panksep, K., Haldna, M., 2013**. Dominant cyanobacterial genera in Lake Peipsi (Estonia/Russia): effect of weather and nutrients in summer months. *Estonian Journal of Ecology*, 62 (4), 229-243 pp.

**Le, C., Li, Y., Zha, Y., Sun, D., 2009**. Specific absorption coefficient and the phytoplankton package effect in Lake Taihu, China, *Hydrobiologia*, 619, 27-37 pp. DOI: 10.1007/s10750-008-9579-6.

**Lohrenz, E., S., Weidemann, D., A., Tuel, M., 2003**. Phytoplankton spectral absorption as influenced by community size structure and pigment composition. *J. Pl. Res.*, 25 (1), 35-61 pp.

**Loisel, H., Lubac, B., Dessailly, D., Duforet-Gaurier, L., Vanterpottel, V., 2010**. Effect of inherent optical properties variability on the chlorophyll retrieval from ocean color remote sensing: an in situ approach. *Optics Express*, 18 (20), 20949-20959 pp.

**Lorenzen, C. J., 1967**. Determination of chlorophylls and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 343–346 pp.

**Ma, R., Tang, J., Dai, J., Zhang, Y., Song, Q., 2006**. Absorption and scattering

properties of water body in Taihu Lake, China: absorption. *Int. J. Remote Sens.*, 27:19, 4277-4304 pp. DOI: 10.1080/01431160600851835.

**Mercado, M., J., Ramirez, T., Cortes, D., 2008.** Changes in nutrient concentration induced by hydrological variability and its effect on light absorption by phytoplankton in the Alborán Sea (Western Mediterranean Sea). *J. Marine Sys.*, 71, 31-45 pp.

**MERIS ATBD 2.12, 1997,** (viimati vaadatud: 28.03.14), [https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd\\_2.12.pdf](https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.12.pdf)

**MERIS ATBD 2.25-V 1.0, 2011,** (viimati vaadatud: 14.03.14), [https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd\\_2.25\\_v1.0.pdf](https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.25_v1.0.pdf)

**MERIS ATBD 2.7, 2011,** (viimati vaadatud: 28.03.14), [https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd\\_2.7.pdf](https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.7.pdf)

**MERIS ATBD 2.9, 2011,** (viimati vaadatud: 10.05.14), [https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd\\_2.9.pdf](https://earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.9.pdf)

**MERIS Level 2 Detailed Processing Model, 2011,** (viimati vaadatud: 28.03.14), [http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/meris\\_3rd\\_reproc/MERIS-DPM-L2-i8r0B.pdf](http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/meris_3rd_reproc/MERIS-DPM-L2-i8r0B.pdf)

**MERIS QWG, 2005,** 2<sup>nd</sup> reprocessing: Changes Description, (viimati vaadatud: 28.03.14), <http://earth.eo.esa.int/pcs/envisat/meris/documentation/MERISRRsecondreprocessing-V2.pdf>

**MERIS 3rd Data Reprocessing – Changes Synthesis, 2011,** (viimati vaadatud: 28.03.14), <https://earth.esa.int/web/guest/-/meris-3rd-data-reprocessing-changes-synthesis-table-7930>

**Nõges, T., 2001.** „Introduction”, in *Lake Peipsi – meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T. (eds.), Sulemees Publishers, Tartu, 8-9 pp.

**Nõges, P., Laugaste, R., Nõges, T., 2003.** „Fütoplankton”, raamatust *Võrtsjärv – loodus, aeg, inimene*. Haberman, J., Pihu, E., Raukas, A. (toim.), Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 261-276 lk.

**Nõges, T., Nõges, P., 2008.** „Peipsi tervislik seisund”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), Eesti Loodusfoto, Tartu, 387-394 lk.

**Odermatt, D., Giardino, G., Heege, T., 2010.** Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2-Regional in perialpine lakes. *Remote Sens. Environ.*, 114, 607–617 pp.

**Odermatt, D., Gitelson, A., Brando, E. V., Schaepman, M., 2012.** Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sens. Environ.* 118, 116–126 pp.

**ODESA forum,** (viimati vaadatud: 12.03.14), <http://www.odesa-info.eu/services/terms.php>

**Pope, M. R., Fry, S. E., 1997.** Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Applied Optics*, 36 (33), 8710-8723 pp.

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

**Reinart, A., Paavel, B., Pierson, D., Strömbeck, N., 2004.** Inherent and apparent optical properties of Lake Peipsi, Estonia. *Boreal Environ. Res.*, 9, 429-445 pp.

**Reinart A., K. Valdmets., 2007.** Variability of optical water type in Lake Peipsi. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., 56, 33-46 pp.

**Reinart, A., 2008.** „Valgusväli Peipsi järves”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), Eesti Loodusfoto, Tartu, 217-226 lk.

**Riigi Teataja**, Veeseaduse määrus, 2009, (viimati vaadatud: 22.03.14)  
<https://www.riigiteataja.ee/akt/13210253?leiaKehtiv-%C3%B5igem>,

**Staehr, P. A., Markager, S., 2004.** Parameterization of the chlorophyll a specific in vivo light absorption coefficient covering estuarine, coastal and oceanic waters. Int. J. Remote Sens., 25:22, 5117-5130 pp. DOI: 10.1080/01431160410001716932.

**Seppälä, J., 2009.** Fluorescence properties of Baltic Sea phytoplankton. PhD dissertation in Aquatic Sciences, University of Helsinki, 10-51 pp.

**Shi, K., Li, Y., Li, L., Lu, H., 2013.** Absorption characteristics of optically complex inland waters: Implications for water optical classification. J. Geophys. Res.: Biogeosciences, 118, 860-874 pp. DOI:10.1002/jgrg.20071.

**Simis, G. H. S., Peters, W. M. S., Gons, J. H., 2005.** Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid waters. Limnol. Oceanogr., 50(1), 237-245 pp.

**Starast, H., Milius, A., Möls, T., Lindpere, A., 2001.** „Hydrochemistry”, in *Lake Peipsi-meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T. (eds.), Sulemees, Tartu, 97-131pp.

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

**Stuart, V., Sathyendranath, S., Platt, T., Maass, H., Irwin, D., B., 1998.** Pigments and species composition of natural phytoplankton populations: effect on the absorption spectra. J. Plankton Res., 20 (2), 187-217 pp.

**Tassan, S., and G. M. Ferrari. 1995.** An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. Limnol. Oceanogr., 40, 1358-1368 pp.

**Tassan, S., and Ferrari, G., M., 2002.** The sensitivity of „Transmission-Reflectance“ method for measuring light absorption of aquatic particles. J. Plankton Res., 24, 757-774 pp.

**Tilstone, G. H., G. F. Moore, K. Sørensen, R. Doerffer, R. Röttgers, K. G. Ruddick, R. Pasterkamp, Jørgensen, V., P., 2002.** REVAMP - Regional Validation of MERIS Chlorophyll products in North Sea coastal waters. Development of Generic Earth Observation Technologies, Contract: EVG1 – CT – 2001 – 00049

**Tilstone, H., G., Steef, W., M., P., Woerd, J., H., Eleveld, M., A., Ruddick, K., Schönfeld, W., Krasemann, H., Martinez-Vincente, V., Blondeau-Patissier, D., Röttgers, R., Sørensen, K., Jørgensen, P., Shutler, D., J., 2012.** Variability in specific-absorption properties and their use in a semi-analytical ocean colour algorithm for MERIS in North Sea and Western English Channel Coastal Waters. Remote Sens. Environ., 118, 320-338 pp.

**Tuvikene, L., Kisand, A., Tõnno, I., Nõges, P., 2003.** „Võrtsjärve vee ja põhjasetete keemia”, raamatust *Võrtsjärv – loodus, aeg, inimene*, Haberman, J., Pihu, E., Raukas, A. (toim.), Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 125-139 lk.

**Tuvikene, L., (koostaja) 2014.** Võrtsjärve hüdrobioloogiline seire ja uuringud. 2013. aasta aruanne, 22.01.14 (viimati vaadatud):  
[http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/2961/aru13\\_4.2.2\\_Vortsjarv.pdf](http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/2961/aru13_4.2.2_Vortsjarv.pdf)

## Lisa 1. Enimkasutatud lühendite loetelu

OAA	– optiliselt aktiivsed ained
Chl- <i>a</i>	– klorofüll- <i>a</i>
C <sub>Chl-<i>a</i></sub>	– klorofüll- <i>a</i> kontsentratsioon (mg/m <sup>3</sup> )
C <sub>feop.</sub>	– feopigmentide kontsentratsioon (mg/m <sup>3</sup> )
CDOM	– värvunud lahustunud orgaaniline aine või kollane aine (m <sup>-1</sup> )
<i>a</i> <sub>ph</sub> (λ)	– fütoplanktoni neeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
<i>a</i> * <sub>ph</sub> (λ)	– fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
<i>a</i> <sub>NAP</sub> (λ)	– triptoni neeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
<i>a</i> <sub>CDOM</sub> (λ)	– värvunud lahustunud orgaanilise aine neeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
<i>a</i> <sub>CDOM_NAP</sub> (λ)	– värvunud lahustunud orgaanilise aine neeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) koos triptoni neeldumiskoeffitsiendiga (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
<i>a</i> <sub>tot</sub> (λ)	– osakeste koguneeldumiskoeffitsient (m <sup>-1</sup> ) konkreetset lainepikkusel
MERIS	– <i>ME</i> diuM <i>R</i> esolution <i>I</i> maging <i>S</i> pectrometer; satelliitsensor
L1	– <i>Level 1</i> ; esimese tasandi satelliittulemid
L2	– <i>Level 2</i> ; teise tasandi satelliittulemid, hõlmavad veekvaliteedi produkte
MEGS	– <i>ME</i> RS <i>G</i> round <i>S</i> egment <i>d</i> ata <i>p</i> rocessing <i>p</i> rototype; MERIS standardprodukt
MEGS C2-BOA	– <i>ME</i> RS <i>C</i> ase 2- <i>B</i> ottom of <i>A</i> tmosphere; teise ümbertöötuse algoritmidega töödeldud MERIS standardtulem
MEGS 8.1	– kolmanda ümbertöötuse algoritmidega töödeldud MERIS standardtulem
ICOL	– <i>I</i> mproved <i>C</i> ontrast between <i>L</i> and and <i>O</i> cean; naabrusefekti korrektsioon
RMSE	– ruutkeskmine hälve ( <i>Root Mean Square Error</i> )
SE	– standardviga ( <i>Standard Error</i> )
δ	– keskmine kõrvalekalle ( <i>Mean Bias</i> )

## Lisa 2. Neeldumiskoeffitsientide arvutamine

Prooviga kaetud ja referentsfiltreid ei asetata mõõtmisteks spektromeetrisse üheaegselt, vaid mõõdetakse eraldi. Kiirgusvoo erinevused ( $\rho_{T,R,Tbl,Rbl}$ ) prooviga kaetud ja referentsfiltrite vahel arvutatakse järgnevalt:

$$\rho_T = \frac{1}{10^{(T_{sample}-T_{blank})}} \quad (1),$$

kus  $T_{sample}$  on prooviga kaetud filtri ja  $T_{blank}$  referentsfiltri spektrid, mille puhul on mõõdetud läbivat valgust;

$$\rho_R = \frac{1}{10^{(R_{sample}-R_{blank})}} \quad (2),$$

kus  $R_{sample}$  on prooviga kaetud filtri ja  $R_{blank}$  referentsfiltri spektrid, mille puhul on mõõdetud peegelduvat valgust;

$$\rho_{Tbl} = \frac{1}{10^{(T_{sample\_bl}-T_{blank\_bl})}} \quad (3),$$

kus  $T_{sample\_bl}$  on prooviga kaetud filtri ja  $T_{blank\_bl}$  pleegitatud referentsfiltri spektrid, mille puhul on mõõdetud läbivat valgust;

$$\rho_{Rbl} = \frac{1}{10^{(R_{sample\_bl}-R_{blank\_bl})}} \quad (4),$$

kus  $R_{sample\_bl}$  on prooviga kaetud filtri ja  $R_{blank\_bl}$  pleegitatud referentsfiltri spektrid, mille puhul on mõõdetud peegelduvat valgust. Järgnevalt arvutatakse prooviga kaetud filtri optiline neelduvus ( $\alpha$ ) (ingl.k. *absorbance*):

$$\alpha = \log_{10}\left(\frac{1}{\rho_T}\right) - \frac{1}{2}\log_{10}\left(\frac{1}{\rho_T(750)}\right) \quad (5),$$

kus  $\rho_T(750)$  on arvatud kiirgusvoo erinevus prooviga kaetud ja referentsfiltrite vahel 750 nm juures, mis on saadud algsel filtrite mõõtmisel läbilaskvas režiimis. *Case I* veekogude puhul korrigeeritakse vastava väärtusega optilise neelduvuse spektrit, kuna fütoplanktoni neeldumine sellel lainepikkusel on väheoluline ning hajumine ei ole lainepikkusest sõltuv. Tegelikult on 750 nm juures oluline triptoni neeldumine, mis on küll madal, kuid mitte ebaoluline. Kuna *Case I* vetes on triptoni osakaal võrdlemisi madal ning kovarieerub fütoplanktoni hulgaga, siis on vastav korrigeerimine õigustatud. *Case II* veekogudes võib heljum üsna suurel määral varieeruda, mistõttu tuleb korrigeerimist 750 nm juures ignoreerida ning kasutada arvutamiseks järgnevat valemit:

$$\alpha = \log_{10}\left(\frac{1}{\rho_T}\right) \quad (6),$$

Tegelikult tuleks filtrit mõõta mõlemalt poolt, et võtta arvesse filtrit läbinud paralleelset ja hajuskiirgust. See aga tooks kaasa materjalikao filtrilt ja täiendavad mõõtmisvead.

Kompenseerimaks vaid filtri ühe poole mõõtmist, rakendatakse arvutustes empiirilist seost (Tilstone *et al.*, 2002):

$$\tau = 1.171 - 0.2615 * \alpha + 0.00013 * \alpha^2 \quad (7)$$

Teades  $\tau$  väärtust, on võimalik arvutada proovi neeldumist ( $a_s$ ):

$$a_s = \frac{1 - \rho_T + (t_{R_{ref}})(\rho_T - \rho_R)}{1 + \rho_T \tau (t_{R_{ref}})} \quad (8),$$

kus  $t_{R_{ref}}$  on peegeldunud režiimis mõõdetud teisendatud referentsfiltri spekter:

$$t_{R_{ref}} = \frac{1}{10^{R_{blank}}} \quad (9)$$

Proovi neeldumine ( $a_s$ ) konverteeritakse proovi optiliseks neelduvuseks ( $A_s$ ) (ingl.k. *sample absorbance*):

$$A_s = \log\left(\frac{1}{1 - a_s}\right) \quad (10)$$

$A_s$  põhjal arvutatakse ekvivalentse proovi neelduvus suspensioonis ( $A_{sus}$ ) (ingl.k. *particle suspension absorbance*):

$$A_{sus} = 0.423 * A_s + 0.479 * A_s^2 \quad (11)$$

Seejärel on võimalik leida filtritel olevate osakeste koguneeldumiskoeffitsientide väärtused ( $a_{tot\_filter}(\lambda)$ ):

$$a_{tot\_filter}(\lambda) = 2.3 \left( \frac{A_{sus}(\lambda)}{XC} \right) \quad (12),$$

kus X on filtreeritud veehulga ( $m^3$ ) ja filtri pindala ( $m^2$ ) suhe. Sarnaselt arvutatakse  $a$ ,  $a_s$ ,  $A_s$ ,  $A_{sus}$  väärtused ka pleegitatud filtrite korral:

$$\alpha = \log_{10} \left( \frac{1}{\rho_{Tbl}} \right) \quad (13)$$

$$\tau = 1.171 - 0.2615 * \alpha + 0.00013 * \alpha^2 \quad (14)$$

$$a_s = \frac{1 - \rho_{Tbl} + (t_{R_{ref\_bl}})(\rho_{Tbl} - \rho_{Rbl})}{1 + \rho_{Tbl} \tau (t_{R_{ref\_bl}})} \quad (15)$$

$$t_{R_{ref}} = \frac{1}{10^{R_{blank\_bl}}} \quad (16)$$

$$A_s = \log\left(\frac{1}{1 - a_s}\right) \quad (17)$$

$$A_{sus} = 0.423 * A_s + 0.479 * A_s^2 \quad (18)$$

Sarnaselt osakeste koguneeldumisega on nüüd võimalik arvutada triptoni neeldumiskoeffitsientide väärtused ( $a_{NAP}(\lambda)$ ):

$$a_{NAP}(\lambda) = 2.3 \left( \frac{A_{sus}(\lambda)}{XC} \right) \quad (19)$$

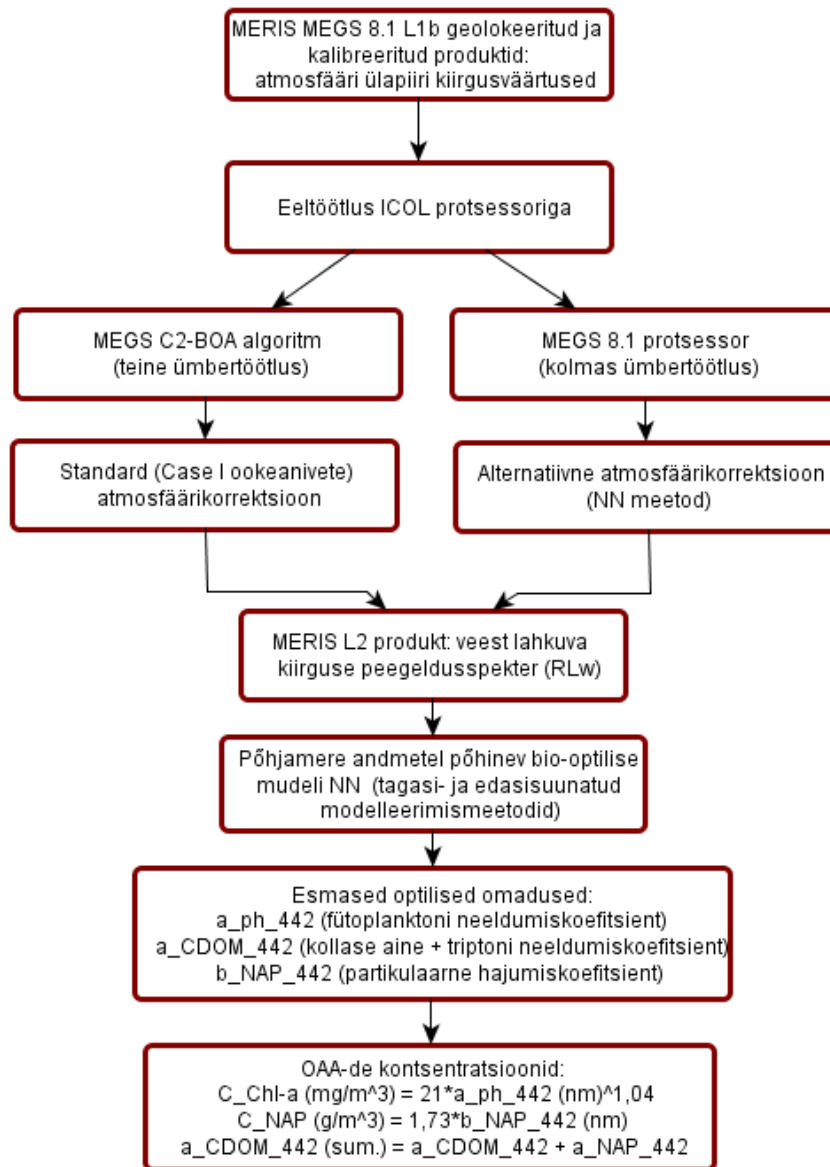
Filtril olevate osakeste koguneeldumise ja triptoni neeldumise põhjal on võimalik leida fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide väärtused ( $a_{ph}(\lambda)$ ):

$$a_{ph}(\lambda) = a_{tot\_filter}(\lambda) - a_{NAP}(\lambda) \quad (20)$$

Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide ja summaarse klorofüllü ( $C_{Chl-a} + C_{feop.}$ ) väärtuste põhjal arvutatakse fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi väärtused ( $a_{ph}(\lambda)$ ):

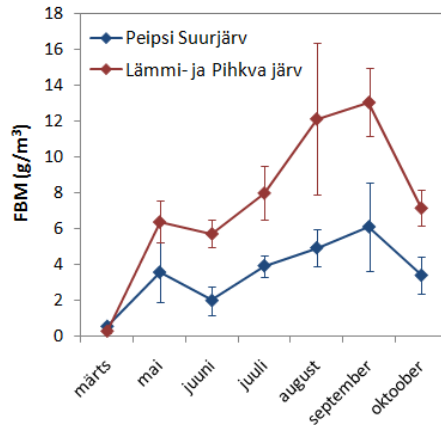
$$a^*_{ph}(\lambda) = \frac{a_{ph}(\lambda)}{C_{Chl-a} + C_{feop.}} \quad (21)$$

### Lisa 3. MERIS standardproduktide töötluste skeem

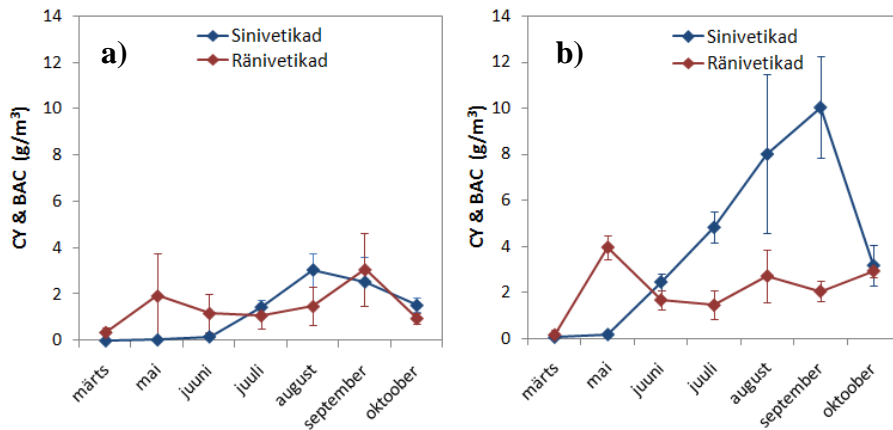


**Joonis 1.** MERIS standardproduktide (MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1) etapiviisiline töötlusskeem.

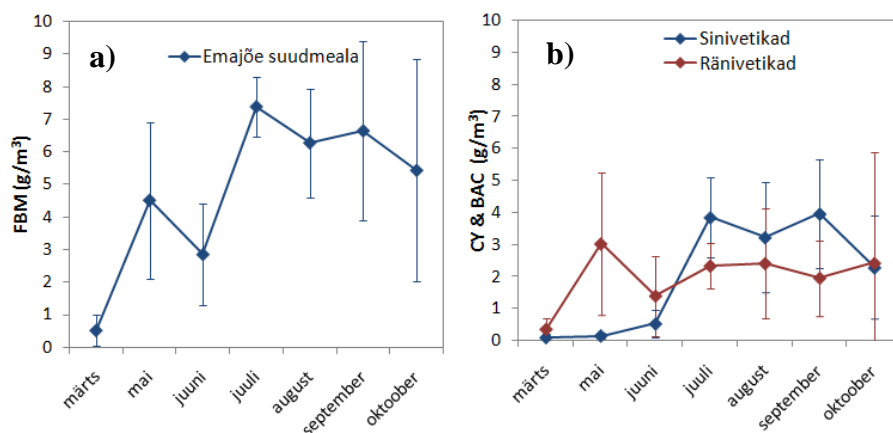
## Lisa 4. Biomassiväärtuste varieerumine Peipsi ja Võrtsjärves



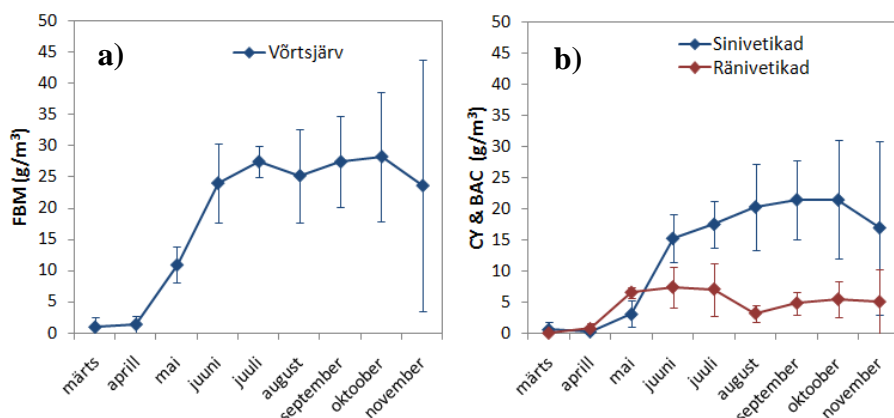
**Joonis 1.** Fütoplanktoni (FBM) biomassi väärtuste varieerumine Peipsi Suurjärves ning Lämmi- ja Pihkva järves vegetatsiooniperioodi lõikes 2010-2013. aasta andmete põhjal. Joonisel on märgitud ka standardhälbed.



**Joonis 2.** Sini- ja ränivetikate (CY, BAC) biomassi väärtuste varieerumine Peipsi avaosas (a) ning Lämmi- ja Pihkva järves (b) vegetatsiooniperioodi lõikes 2010-2013. aasta andmete põhjal. Joonisel on märgitud ka standardhälbed.

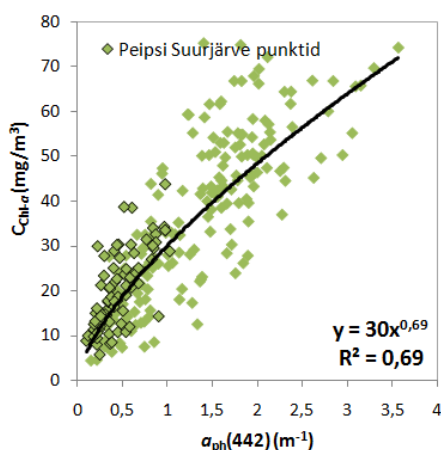


**Joonis 3.** Fütoplanktoni (FBM) (a) ning sini- ja ränivetikate (CY, BAC) biomassi (b) väärtuste varieerumine vegetatsiooniperioodi lõikes Emajõe suudmealal 2010-2013. aasta andmete põhjal. Joonisel on märgitud ka standardhälbed.



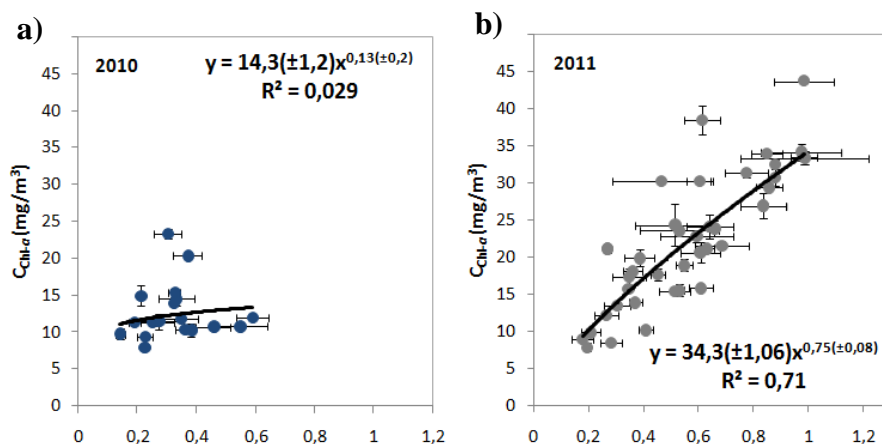
**Joonis 4.** Fütoplanktoni (FBM) (a) ning sini- ja ränivetikate (CY, BAC) biomassi (b) väärtuste varieerumine vegetatsiooniperioodi lõikes Võrtsjärves 2010-2013. aasta andmete põhjal. Joonisel on märgitud ka standardhälbed.

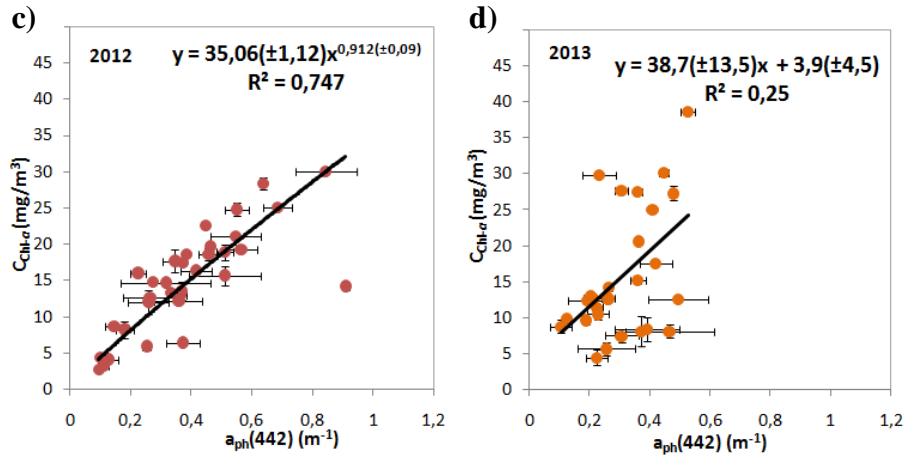
**Lisa 5. Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi ja klorofüll-*a* vaheline suhe vegetatsiooniperioodi teise poole andmete põhjal**



**Joonis 1.** Seos  $a_{ph(442)}$  ja  $C_{Chl-a}$  vahel vegetatsiooniperioodi teise poole andmete põhjal. Eraldi on markeritud Peipsi avaosa punktid.

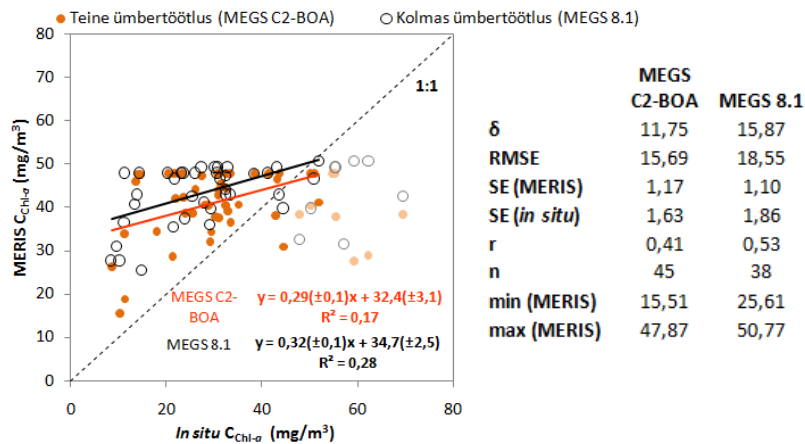
**Lisa 6. Peipsi avaosa  $a_{ph(442)}$  ja  $Chl-a$  seoste varieeruvus uuritavate aastate lõikes**





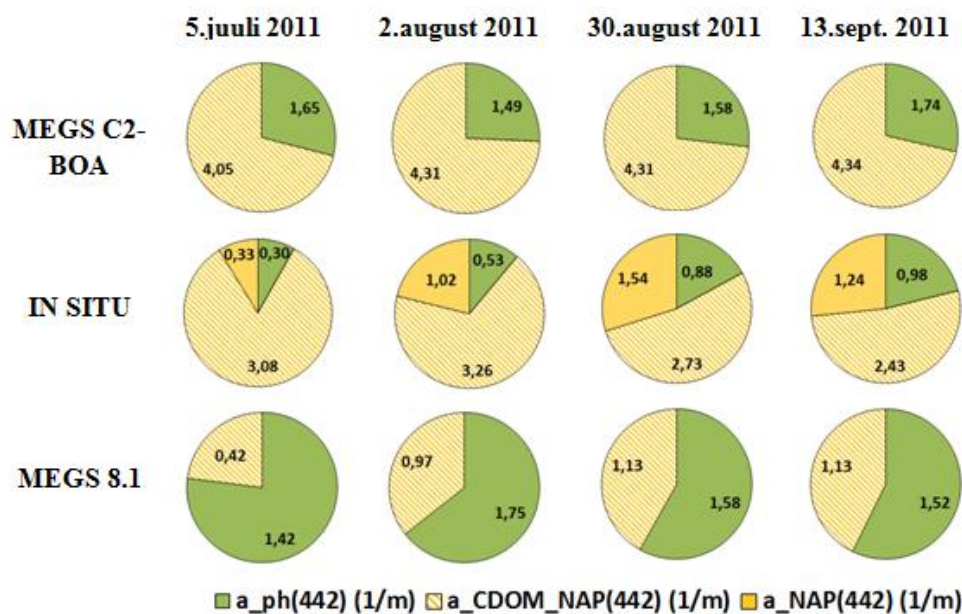
**Joonis 1.** Seos  $a_{ph}(442)$  ja Chl- $a$  kontsentratsiooni vahel 2010. (a), 2011. (b), 2012. (c) ja 2013. aasta (d) Peipsi järve avaosas andmete põhjal. Lisatud on iga punkti maksimaalne ja minimaalne väärtus mõlema parameetri korral.

### Lisa 7. Peipsi ja Võrtsjärve seostega töödeldud MEGS tulemid



**Joonis 1.** Korrelatsioon erineva ümbertöötamise läbinud ning Peipsi ja Võrtsjärve seostega töödeldud MEGS Chl- $a$  tulemite ja *in situ* Chl- $a$  väärtuste vahel. Lisatud on statistikute tabel. Statistiliste näitajate ( $\delta$ , RMSE, SE, min, max) ühikuks on  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Vertikaalne punktiirjoon näitab empiiriliste seostega töödeldud MEGS algoritmide treenimispiirkonna ülemist piiri.

## Lisa 8. Neeldumisväärtuste ajaline muutlikkus



Joonis 1. Peipsi järve mõõtmispunkti 4 neeldumisväärtuste ajalised muutlikkused *in situ*, MEGS C2-BOA ja MEGS 8.1 andmete põhjal.

## Lisa 9. MERIS töötluste treenimispiirkonnad ja Chl-*a* tulemite üleminekuvõrrandid

Tabel 1. MERIS standardprodukti ja protsessorite Chl-*a* konverteerimisfaktorid ning treenimispiirkonnad (Doerffer & Schiller, 2007; Doerffer & Schiller, 2008).

	Üleminekuvõrrand (Chl- <i>a</i> )	Chl- <i>a</i> treenimispiirkond (mg/m <sup>3</sup> )	$a_{ph}(442)$ treenimispiirkond (m <sup>-1</sup> )	$a_{CDOM}(442)$ treenimispiirkond (m <sup>-1</sup> )
MEGS	$21 * a_{ph}(442)^{1,04}$	0,02-43	0,001-2	0,005-5
C2R	$21 * a_{ph}(442)^{1,04}$	0,02-43	0,001-2	0,005-5
BOREAL	$62,6 * a_{ph}(442)^{1,29}$	0,5-50	0,02-0,84	0,25-10
EUTROPHIC	$26,32 * a_{ph}(442)$	1-120	0,04-4,56	0,1-3

## Lisa 10. Lihtlitsents lõputöö elektroonseks avaldamiseks

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Evelin Kangro,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Fütoplanktoni neeldumiskoefitsiendi ja klorofüll-*a* kontsentratsiooni vaheline seos kaugseire rakendusteks Eesti suurte järvede näitel”, mille juhendajateks on M.Sc. Krista Alikas ja Ph.D. Kersti Kangro,
  - 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, 27. mai 2014