

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Magistritöö loodusgeograafias ja maastikuökoloogias (30EAP)

**Tsüanobakterite biomassi hindamine optiliselt keerukast ja
madalast siseveekogust MERIS satelliiditulemite põhjal**

Silja Põldma

Juhendajad: MSc Evelin Kangro

PhD Kersti Kangro

Kaitsmisele lubatud:

Juhendajad:

Osakonna juhataja:

Tartu 2016

Tsüanobakterite biomassi hindamine optiliselt keerukast ja madalast siseveekogust MERIS satelliiditulemite põhjal

Kliima muutumise ja inimtegevuse tagajärjel on siseveekogudes üha enam hakanud levima sellised tsüanobakterid, mis võivad sobivate tingimuste koosmõjul moodustada ulatuslikke ja elusorganismidele ohtlikke õitsenguid. Töös kasutati Eesti suurimas siseveekogus, Peipsi järves, esinevate tsüanobakterite hindamiseks 2008-2011. aasta MERIS satelliiditulemeid, mida töödeldi spetsiaalsete algoritmidega (MCI, FLH, MPH). Enim sobisid tsüanobakterite biomassi hindamiseks FLH produktid ($R^2=0,50$) ning klorofüll-a kontsentratsiooni väärtuste määramiseks MCI tulemid ($R^2=0,50$). Lisaks uuriti MERIS produktide abil ka tsüanobakterite ruumilist ja ajalist varieerumist Peipsi järves. Muuhulgas hinnati satelliiditulemitelt erinevate keskkonnatingimuste (veetase, õhutemperatuur, veetemperatuur ja tuule kiirus) mõju tsüanobakterite muutlikkusele.

Märksõnad: MERIS, tsüanobakterid, klorofüll-a, Peipsi järv, kaugseire algoritmid

CERCS kood: P510 Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Detecting cyanobacterial blooms in optically complex and shallow lake using MERIS products

Rapidly changing climate and increasing anthropogenic impact on inland waters has provided suitable conditions for such cyanobacteria that can form extensive and hazardous blooms. In this study, MERIS satellite data products were processed with algorithms (FLH, MCI, MPH) to detect cyanobacterial blooms in Estonia's biggest lake, Lake Peipsi, over the years 2008-2011. It was found that cyanobacterial biomass was most successfully estimated by FLH ($R^2=0,50$) and chlorophyll-a concentration was most accurately determined by MCI ($R^2=0,50$). Moreover, cyanobacterial spatial and temporal variation in Lake Peipsi was analysed using MERIS products. In this study, the impact of environmental conditions (water level, air temperature, water temperature and wind speed) to the growth of cyanobacterial biomass was examined.

Keywords: MERIS, cyanobacteria, chlorophyll-a, Lake Peipsi, remote sensing algorithms

CERCS code: P510 Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

Sisukord

| | |
|--|----|
| Sissejuhatus | 5 |
| 1. Veekogude optilised omadused | 6 |
| 1.1. Fütoplankton | 7 |
| 1.2. Tripton ja kollane aine | 8 |
| 2. Uuritav veekogu | 9 |
| 3. Tsüanobakterid | 11 |
| 3.1. Tsüanobakterid ja nende levik | 11 |
| 3.2. Tsüanobakterite õitsengud ja toksilisus | 11 |
| 4. Kaugseire kasutamine tsüanobakterite leviku hindamiseks | 13 |
| 4.1. Passiivne kaugseire | 13 |
| 4.2. Satelliitkaugseire tsüanobakterite uurimiseks | 14 |
| 4.3. ENVISAT /MERIS | 15 |
| 4.4. MERIS tulemitele rakendatavad algoritmid | 16 |
| 4.4.1. MPH algoritm | 16 |
| 4.4.2. MCI algoritm | 17 |
| 4.4.3. FLH algoritm | 17 |
| 5. Materjal ja metoodika | 18 |
| 5.1. <i>In situ</i> andmed | 18 |
| 5.1.1. Proovivõtupunktide asukohad | 18 |
| 5.1.2. Fütoplanktoni biomassi ja pigment klorofüll-a mõõtmine | 19 |
| 5.2. Keskkonnatingimuste andmed | 19 |
| 5.3. Satelliidiandmed | 20 |
| 5.4. Analüüsimetoodika | 21 |
| 5.4.1. Satelliiditulemite valideerimine | 21 |
| 5.4.2. Uuritavate parameetrite ajalise ja ruumilise varieeruvuse analüüs | 21 |
| 5.4.3. Tsüanobakterite esinemise tõenäosuse analüüs | 22 |

| | | |
|--------|---|----|
| 5.4.4. | Keskkonnatingimuste mõju analüüs..... | 22 |
| 6. | Tulemused | 23 |
| 6.1. | Algoritmide valideerimine | 23 |
| 6.2. | Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ajaline varieeruvus..... | 25 |
| 6.2.1. | Sesoonne varieeruvus FLH tulemite põhjal | 25 |
| 6.2.2. | Parameetrite ajalise varieeruvuse uurimine kolme algoritmi põhjal | 27 |
| 6.3. | Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ruumiline varieeruvus..... | 28 |
| 6.3.1. | Klorofüll-a kontsentratsioon..... | 28 |
| 6.3.2. | Tsüanobakterite biomass | 29 |
| 6.4. | Tsüanobakterite muutlikkus visualiseeritud satelliiditulemite põhjal..... | 30 |
| 6.5. | Keskkonnatingimuste mõju ilmingud satelliiditulemitelt..... | 32 |
| 7. | Arutelu ja järeldused..... | 33 |
| 7.1. | Algoritmide valideerimine | 33 |
| 7.2. | Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ajaline varieeruvus..... | 35 |
| 7.3. | Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ruumiline varieeruvus..... | 37 |
| 7.4. | Tsüanobakterite muutlikkus visualiseeritud satelliiditulemite põhjal..... | 38 |
| 7.5. | Keskkonnatingimuste mõju ilmingud satelliiditulemitelt..... | 39 |
| | Kokkuvõte | 42 |
| | Summary..... | 44 |
| | Kasutatud kirjandus | 45 |
| | Lisad | 52 |

Sissejuhatus

Siseveekogudel, eelkõige järvedel, on keskkonnas täita mitmeid rolle. Need on elupaigaks erinevatele liikidele, moodustavad olulise lüli vee-, toiteainete- ja süsinikuringes ning pakuvad inimestele mitmeid ökosüsteemi teenuseid – joogivesi, kalastus, transport. Samas on siseveekogud ohustatud inimõjust, mille üheks tagajärjeks on näiteks veekogude eutrofeerumine. Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ) kohustab liikmesriike võtma kasutusele meetmeid, et saavutada pinnaveekogude hea seisund aastaks 2027. Suurenenud toiteainete sisaldus, soojad ja tuulevaiksed ilmad loovad sobivad tingimused tsüanobakterite arenguks. Tsüanobakterid ehk kõnekeeles sinivetikad on vees laialdaselt levinud mikroorganismide grupp, mis mõjutavad veekogu valgustingimusi, hapnikurežiimi ning võivad sisaldada vee-elustikule ja inimestele ohtlikke toksine. Seetõttu on oluline selliste veekogude pidev monitooring. Teavet veekeskonna seisundi kohta on võimalik saada traditsiooniliste meetoditega, mis hõlmab veeproovide kogumist konkreetsetest mõõtmispunktidest ja hilisemat proovide laboratoorset analüüsi. Samas on kontaktmõõtmised aja- ja ressursimahukad ning ei võimalda hinnata vee kvaliteeti mõjutavate parameetrite sisaldust veekogus tervikuna. Seevastu pakub kaugseire piisava ajalise ja ruumilise lahutusega infot, hindamaks tsüanobakterite levikut. Passiivse kaugseire puhul on limiteerivaks teguriks pilvkate, mil uuritava veekogu kohta ei ole võimalik andmeid koguda, lisaks on heade tulemuste jaoks vaja korrigeerida atmosfääri ja naabrusefekti mõju.

Peipsi järves esineb igal suvel tsüanobakterite õitsenguid, mis avaldavad negatiivset mõju veekogu seisundile. Spetsiaalselt veekogude seireks konstrueeritud satelliitsensoriga MERIS (vt. lühendite loetelu Lisas 1) on saadud häid tulemusi fütoplanktoni, sealhulgas tsüanobakterite leviku hindamisel (Alikas & Reinart, 2008; Alikas, Kangro, Reinart, 2010). Ka käesolevas töös rakendatakse MERIS tulemitele algoritme, mis on arendatud fütoplanktoni pigmendi klorofüll-a tuvastamiseks ning on seeläbi tundlikud ka tsüanobakterite biomassi hulga suhtes. Regulaarselt kogutud referentsandmete hulk Peipsi järves võimaldab satelliiditulemite usaldusväärset edukalt hinnata.

Käesoleva töö eesmärkideks on (1) MERIS tulemitele rakendatud algoritmide (MCI, FLH, MPH) abil hinnata Peipsi järves tsüanobakterite biomassi aastatel 2008-2011 ja leida Peipsi jaoks sobivaim algoritm; (2) uurida tsüanobakterite ruumilist ja ajalist varieerumist Peipsi järves satelliiditulemite põhjal; (3) hinnata keskkonnatingimuste (tuul, õhutemperatuur, veetemperatuur ja veetase) mõju tsüanobakterite biomassi muutlikkusele Peipsi järves.

1. Veekogude optilised omadused

Nähtav valgus on elektromagnetilise kiirguse vahemik umbes 400-700 nm juures, millele inimese silm on tundlik ning mida taimsed organismid kasutavad fotosünteesimiseks. Elektromagnetkiirguse energiakandjateks on kvandid või footonid. Nii koosneb päikesevalguse kiir õhus järjestikku paiknevatest footonitest, mille kiirus on $3 \cdot 10^8$ m/s (Kirk, 2011).

Footon võib veesambasse tungides neelduda või hajuda ning seda väljendatakse lainepikkusest sõltuvate neeldumis- ($a(\lambda)$) ja hajumiskoeffitsentidega ($b(\lambda)$). Kuna need parameetrid sõltuvad vaid veekeskkonna keemilistest ja füüsikalistest omadustest, siis nimetatakse neid esmasteks optilisteks omadusteks (ingl *Inherent Optical Properties*, IOP). Nõrgenemiskoeffitsent $c(\lambda)$ avaldatakse neeldumis- ja hajumiskoeffitsendi põhjal (Valem 1) (IOCCG, 2006; Kirk, 2011).

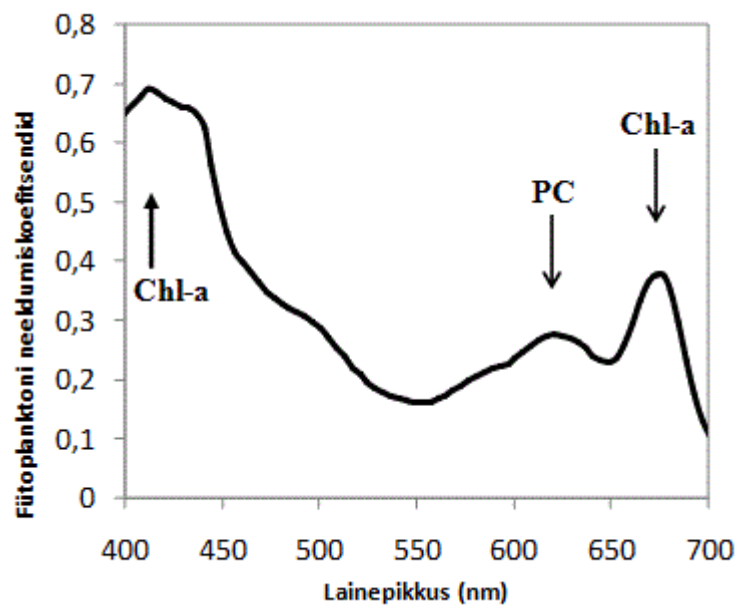
$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda) \quad (1)$$

Lisaks esmastele optilistele omadustele eristatakse ka tuletatud optilisi omadusi (ingl *Apparent Optical Properties*, AOP), mis sõltuvad nii vee optilistest parameetritest kui ka valgustingimustest veepinna kohal. Üheks selliseks omaduseks on kaugseire peegeldustegur, mis on veest lähtuva kiirguse ja pinnale langeva kiiritustiheduse suhe (Lindell *et al.*, 1999).

Veekogu optilisi omadusi mõjutavad lisaks veemolekulidele vees olevad või veekeskkonnas lahustunud ained, mis hajutavad või neelavad veesambasse tunginud kiirgust ning määravad veepinna kohal mõõdetava peegeldusteguri. Tegemist on optiliselt aktiivsete ainetega (OAA), mille hulka kuuluvad fütoplankton, tripton ja värvunud lahustunud orgaaniline aine (ingl *Colored Dissolved Organic Matter*, CDOM) (Bukata, 2005). Vastavalt veekogu kvaliteeti mõjutavate OAA-de sisaldusele vees eristatakse Tüüp I (*Case I*) ja Tüüp II (*Case II*) veekogusid (Morel & Prieur, 1977). Tüüp I gruppi kuuluvad veekogud, mille optilisi omadusi mõjutavad fütoplankton (Chl-a) ja mõningal määral selle laguproduktid. Tüüp II veekogusid nimetatakse optiliselt keerukateks veekogudeks, sest nende optilisi omadusi mõjutavad fütoplankton, tripton ja CDOM üksteisest sõltumatult. Tüüp II veekogudeks peetakse rannikumerd ja siseveekogusid (IOCCG, 2000; Kratzer & Vinterhav, 2010).

1.1. Fütoplankton

Fütoplanktoni moodustavad peamiselt veekogude ülemises valgustatud kihis vabalt hõljuvad mikrokoopilised organismid. Need veekeskkonnas elavad taimset päritolu fotosünteesivad organismid moodustavad baaslüli toiduahelas ning on olulised komponendid ülemaailmses süsinikuringes (IOCCG, 2000; Beer, Björk, Beardall, 2014). Veekogudest on leitud tuhandeid mikrovetikate liike, mis erinevad suuruse, kuju ja füsioloogiliste omaduste poolest ning mille koosseis ja kontsentratsioon võivad ajas ja ruumis muutuda (IOCCG, 2000). Klorofüll-a (Chl-a) on fotosünteesiline pigment, mis esineb kõikides fütoplanktoni liikides, mistõttu kasutatakse seda fütoplanktoni biomassi hindamiseks (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Chl-a neelab valgust intensiivselt spektri lühematel lainepikkustel (440 nm ümbruses) ja pikematel lainepikkustel (punases spektripiirkonnas, 675 nm juures). Peipsi järve iseloomulik fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide spekter on toodud Joonisel 1.



Joonis 1. Fütoplanktoni neeldumiskoeffitsientide spekter Peipsi järves. Chl-a: klorofüll-a maksimaalsed neeldumispikiid; PC: tsüanobakterite põhilise pigmendi fükotsüaniini maksimaalne neeldumine (Zimba & Gitelson, 2006 näitel).

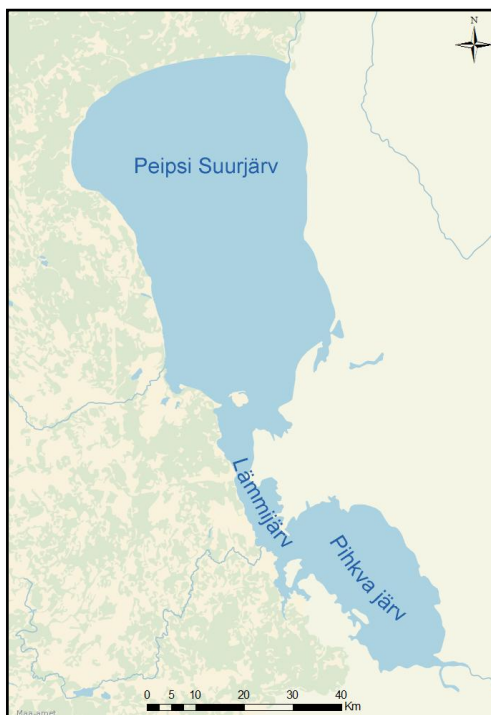
1.2. Tripton ja kollane aine

Looduslikes veekogudes oleva triptoni (ingl *tripton* või *non algal particles*, NAP) moodustavad mineraalne ja surnud orgaaniline aine ehk detriit (Kirk, 2011). Madalates ranniku- ning siseveekogudes võivad põhjasetted tuule ja hoovuste tagajärjel veesambasse seguneda ja see mõjutab veekogude värvust ning läbipaistvust. Orgaaniline aine on enamasti autohtoonse ehk kohapealse päritoluga (IOCCG, 2000). Tripton neelab valgust tugevalt sinises ja ultravioletses osas ning neeldumise intensiivsus väheneb pikemate lainepikkuste suunas (Kirk, 2011).

Värvunud lahustunud orgaaniliseks aineks nimetatakse fraktsiooni, mis läbib filtrit poorisuurusega 0,2 µm (Laanen, 2007). Tihti viidatakse sellele kirjanduses ka kui kollasele ainele (ingl *Yellow substance*), kuna CDOM sisaldab põhikomponentidena veekogule pruunikat või kollakat värvust andvaid humiini- ja fulvohappeid. Looduslikesse veekogudesse satub kollane aine tavaliselt valgaladelt, kus mullas vihmavee mõjul lahustunud humiinained välja uhutakse. Kollane aine võib olla tekkinud ka fütoplanktoni rakkude lagunemisel veekeskkonnas. CDOM neelab valgust tugevalt spektri ultravioletses ja sinises piirkonnas (Kirk, 2011; Tiwari & Shanmugam, 2011).

2. Uuritav veekogu

Peipsi järv on Eesti suurim siseveekogu, mis paikneb kahe riigi, Eesti ning Venemaa, piiril. Järv koosneb kolmest osast – eutroofsest Peipsi Suurjärvest, hüpertroofsest Pihkva järvest ning nende vahele jäävast eutroofsest Lämmijärvest (Nõges *et al.*, 2007) (Joonis 2).



Joonis 2. Peipsi järv ja selle osad (Aluskaart: Maa-amet).

Peipsi järve suubub üle 200 vooluveekogu, millest Emajõgi, Velikaja, Võhandu ja Želtša jõgi moodustavad 80% järve sissevoolust ning reguleerivad seetõttu järve veerežiimi (Jaani, 2001). Peipsi järve suubuvaid jõgesid iseloomustavad kõrged toiteainete ja orgaanilise aine kontsentratsioonid. Velikaja ja Emajõe kaudu jõuab veekogusse suurem osa lämmastik- ja fosforühendeid (Nõges *et al.*, 2004; Nõges *et al.*, 2007), mille alusel kuulub Peipsi järv kesisesse seisundiklassi (Eesti Keskkonnauuringute Keskus, 2016). Uuritava veekogu ainuke väljavool on Narva jõgi, mille kaudu voolab vesi Soome lahte (Nõges *et al.*, 2007). Peipsi järve morfomeetrilised näitajad ning nende võrdlus erinevate järveosade vahel on esitatud Tabelites 1 ja 2.

Tabel 1. Peipsi järve morfomeetrilised näitajad (Jaani, 2001; Laugaste & Lessok, 2004; Haberman, Timm, Raukas, 2008).

| Parameeter | Peipsi järv |
|---|-------------|
| Pindala (km ²) | 3555 |
| Eesti alal oleva järve pindala (km ²) | 1570 |
| Eesti alal oleva järve osakaal (%) | 44 |
| Veemaht (km ³) | 25,1 |
| Keskmine sügavus (m) | 7,1 |
| Maksimaalne sügavus (m) | 15,3 |
| Valgala suurus (koos järvega) (km ²) | 47800 |

Tabel 2. Morfomeetrilised parameetrid järve erinevates osades (Jaani, 2001; Laugaste & Lessok, 2004; Haberman, Timm, Raukas, 2008; Alikas, Kangro, Reinart, 2010).

| Parameeter | Peipsi Suurjärv | Lämmijärv | Pihkva järv |
|----------------------------|-----------------|-----------|-------------|
| Pindala (km ²) | 2611 | 236 | 708 |
| Osakaal kogu järvest (%) | 73 | 7 | 20 |
| Veemaht (km ³) | 21,8 | 0,6 | 2,7 |
| Keskmine sügavus (m) | 8,3 | 2,5 | 3,8 |
| Maksimaalne sügavus (m) | 12,9 | 15,3 | 5,3 |

Peipsi on planktonijärv, kus primaarproduksioonis on olulisim osa fütoplanktonil (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Primaarproduksioon on autotroofide (vetikate ja suurtaimede) poolt fütosünteesi käigus toodetud orgaaniline aine (Lalli & Parsons, 1997). Peipsi järves esineb mitmeid vetikaliike, millest osad domineerivad teatud perioodidel (ränivetikad, tsüanobakterid) ning teised moodustavad vähemusrühma (rohe-, kold-, neel-, vaguvibur- ja eriviburvetikad). Aprillis, pärast lumikatte kadumist, tekib peamiselt ränivetikatest tingitud kevadine arengutipp, vähem leidub neelvetikaid ja tsüanobaktereid. Juunist hakkab tsüanobakterite biomass kasvama, saavutades maksimumi juulikuu lõpus või augustikuus (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2011).

Lisaks fütoplanktonile mõjutavad Peipsi järve optilisi omadusi tugevalt resuspendeeritud mineraalne heljum ning jõgedega sissekantud ja kohapealse tekkega lahustunud orgaaniline aine. Nende ainete sisaldused on suurimad järve lõunapoolsetes osades (Kangur & Möls, 2008).

3. Tsüanobakterid

3.1. Tsüanobakterid ja nende levik

Tsüanobakterid on laialt levinud fotosünteesivate mikroorganismide grupp, mis moodustab ühe osa fütoplanktoni biomassist. Tsüanobaktereid leidub tavaliselt soojades, toiteainerikastes veekogudes, kus nad võivad muutuda fütoplanktonis domineerivaks (Shi *et al.*, 2015). Chl-a kõrval on tsüanobakterite peamiseks valgust neelavaks pigmendiks fükotsüaniin, mille neeldumismaksimum asub 620 nm juures (Joonis 1) (Randolph *et al.*, 2008).

Ujuvuse reguleerimine, õhulämmastiku sidumise võime ja elektromagnetkiirguse pikemate lainepikkuste kasutamine fotosünteesiks aitavad tsüanobakteritel ka ebasobivates oludes hakkama saada. Seevastu sobilike tingimuste korral võivad nad moodustuda ulatuslikke õitsenguid (Havens, 2008; Ruiz-Verdu *et al.*, 2008).

Peipsi järves leidub palju erinevaid tsüanobakterite liike. Suurjärve põhjapoolses osas on kesksuvisel ajal levinud paari-kolme millimeetrise läbimõõduga *Gloeotrichia echinulata* kolooniad, mis eelistavad mõõdukat troofsust. Selle domineeriva liigi õitsengud esinevad tavaliselt juulist septembrini, saavutades maksimumi augustis (Jaanus *et al.*, 2009). Lisaks on suvel tavalised perekondade *Microcystis* ja *Anabaena* liigid, mis moodustavad sageli palja silmaga nähtavaid kolooniaid. Peipsi järves esinevad ka väikestest rakkudest koosnevad kolooniad, kuuludes perekondadesse *Aphanocapsa*, *Aphanothece* ja *Cyanodictyon*. Pihkva järves tekitavad augustis ja septembris õitsenguid *Aphanizomenon flos-aquae* liigid (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008).

3.2. Tsüanobakterite õitsengud ja toksilisus

Veeõitsengu all mõistetakse vee läbipaistvuse vähenemist ning värvuse muutumist hõljuvate vetikate tõttu. Magevees põhjustavad veeõitsenguid tavaliselt tsüanobakterid (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Esimene tsüanobakterite õitseng tuvastati Peipsi järves 1895. aastal, kuid alates 1959. aastast hakati õitsenguid igal aastal regulaarselt registreerima (Nõges *et al.*, 2004). Veeõitsengu tekkimiseks peavad olema täidetud teatud eeldused – piisav toiteainete kogus, soojad ilmad ning nõrk tuulekiirus. Tsüanobakterite elutegevuseks on vajalik veetemperatuur vähemalt 17 °C, kuid õitsenguks sobivaim temperatuur jääb vahemikku 20-25 °C (O'Neil *et al.*, 2012; Beaulieu, Pick, Gregory-Eaves, 2013). Yang jt. (2016) töös

näidati, et tsüanobakterite biomassis toimuvaid muutusi mõjutavad enim veetaseme kõikumine, vee pH ning fosfori sisaldus. Kõrge veetaseme korral väheneb fosfori kontsentratsioon, suureneb lämmastik-fosfori suhe ning tsüanobakterite biomass on madalam. Vee kõrge pH aga soodustab tsüanobakterite kasvu. Oma aktiivsel eluperioodil kogunevad tsüanobakterid paari meetri paksusesse ülemisse veekihti, moodustades veepinnal sinakasrohelisi laiike ja muutes lagunedes vee piimjaks (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008).

Osa tsüanobakterite liike on mürgised ning toksiinid hakkavad vette eralduma tavaliselt vetikate lagunemisel, mõjutades seejärel zooplanktonit, kalu ja inimesi. Potentsiaalselt mürgised on ka enamik Peipsis domineerivatest tsüanobakteritest – perekonnad *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* ja *Gloeotrichia* (Laugaste, Nõges, Tõnno, 2008). Tsüanobakterite mürkide hulka kuuluvad maksa- ja neurotoksiinid. Mürgid võivad põhjustada mitmeid probleeme, nende seas seedetrakti häireid, nahaärritusi, akuutset mürgistust, maksa kahjustusi ning ka kasvajate teket (Backer, 2002). Inimesed puutuvad tsüanobakterite ja nendes sisalduvate mürkidega kokku tavaliselt juhusliku allaneelamise kaudu või kokkupuutel nahaga (Kutser *et al.*, 2006; Hunter *et al.*, 2010). Tsüanobakterite õitsengud suurendavad hapnikutarvet, mille tagajärjel võib kaladel tekkida hapnikupuudus. Lisaks vähendavad veepinnal olevad õitsengud valguse jõudmist põhjaelustikuni, mis mõjutab kogu toiduahelat (Lee, Rollwagen-Bollens, Bollens, 2015). Muuhulgas takistavad vetikaõitsengud veekogude rekreatsioonilist kasutust ja vähendavad esteetilist väljanägemist (Kudela *et al.*, 2015).

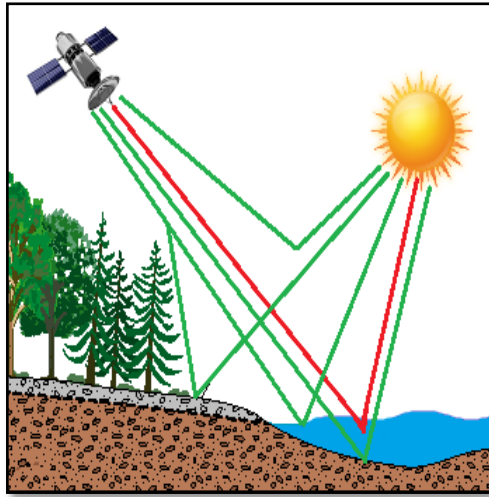
4. Kaugseire kasutamine tsüanobakterite leviku hindamiseks

4.1. Passiivne kaugseire

Kaugseire on maapinnal olevate objektide omaduste mõõtmine seadmega, mis ei ole uuritava objektiga kontaktis (Lillesand, Kiefer, Chipman, 2015). Vastavalt meetodikale eristatakse aktiivset ning passiivset kaugseiret, millest viimasele keskendutakse ka käesolevas töös. Passiivse kaugseire puhul registreerib satelliidil või kõrgemal platvormil paiknev sensor selleni jõudnud Päikeselt lähtuva elektromagnetkiirguse. Veekogude seires leiab peamiselt kasutust nähtav- ja lähisinfrapunane lainela (390-750 nm). Skanneerimisseadmed ning platvormi enese liikumine muudavad võimalikuks andmete kogumise maakera erinevatest punktides. Passiivse kaugseire abil informatsiooni hankimist takistavad päevavalguse puudumine ning tihe pilvkate (IOCCG, 2000; Lillesand, Kiefer, Chipman, 2015).

Sõltuvalt satelliitsensori kõrgusest võib üle 80% sensorini jõudvast kiirgusest olla mõjutatud atmosfääris hajumisest (IOCCG, 2000) (Joonis 3). Tegemist on Rayleigh hajumisega, mille korral valguskiirgus hajub atmosfääris olevate gaaside molekulidelt ja teistelt väikestelt osakestelt (Lillesand, Kiefer, Chipman, 2015). Seetõttu on atmosfääri mõju korrigeerimine satelliidiandmete töötlemisel väga oluline (Doerffer, Schiller, 2008b). Lisaks võib kiirgus enne sensorisse jõudmist peegelduda vahetult veepinnalt, veekogu lähedalt maapinnalt (naabrusefekt) või põhjast. Naabrusefektiks nimetatakse uuritavat piirkonda ümbritsevalt alalt pärineva kiirguse mõju satelliitkaugseire mõõtmistulemustele. Naabrusefekti mõju tuleb korrigeerida siseveekogude puhul, sest vesi paistab nähtavas ning lähisinfrapunases spektripiirkonnas tumedamana kui seda ümbritsev maapind ning sensor võib registreerida atmosfääris toimuva footonite hajumise tõttu nii maismaalt kui ka veest pärineva kiirguse (Santer, Zagolski, Gilsoni, 2007; Kratzer & Vinterhav, 2010).

Vaid veekogu ülemistest kihtidest tagasihajunud valguskiirgus kannab endas teavet vee kvaliteeti määravate optilistelt aktiivsete ainete kohta. Kuna veekogust pärinev signaal on väga nõrk, siis on spetsiaalselt veeseireks konstrueeritud sensoritel võrreldes taimkatte monitooringuks sobilike instrumentidega teistsugune spektraalne, radiomeetriline ja ruumiline lahutus (IOCCG, 2000).



Joonis 3. Sensorisse jõudnud valguskiirguse võimalikud levikuteekonnad. Punasega on märgitud vees hajunud ja ülesuunduv kiirgus, mis annab informatsiooni vees leiduvate OAA-de kohta (IOCCG, 2000 näitel).

4.2. Satelliitkaugseire tsüanobakterite uurimiseks

Satelliitkaugseire võimaldab tänasel päeval hinnata ka siseveekogude kvaliteeti ja on hea vahend uurimaks fütoplanktoni parameetreid, mis on tundlikud keskkonnatingimuste suhtes (Alikas, Kangro, Reinart, 2010). Tsüanobakterite hulga tuvastamiseks veekogudest on arendatud mitmeid kaugseire algoritme, mis põhinevad fükotsüaniini optilistel omadustel (Simis, Peters, Gons, 2005; Kutser *et al.*, 2006; Randolph *et al.*, 2008; Li, Li, Song, 2015). Paraku ei ole laboratoorselt mõõdetud fükotsüaniini kontsentratsioonid ja ka tsüanobakterite biomassi väärtused alati kättesaadavad, raskendades seeläbi selliste algoritmide valideerimist. Seetõttu kasutatakse tsüanobakterite biomassi hindamiseks kaugseirepõhise Chl-a kontsentratsioone (Alikas, Kangro, Reinart, 2010; Binding *et al.*, 2011; Binding, Greenberg, Bukata, 2013; Medina-Cobo *et al.*, 2014; Palmer *et al.*, 2015a). Selline lähenemine on õigustatud veekogude puhul, kus tsüanobakterid domineerivad fütoplanktoni biomassis (Kutser *et al.*, 2006), nagu näiteks Peipsis (Jaanus *et al.*, 2009).

Tsüanobakterite biomassi laboratoorne määramine *in situ* mõõtmiste käigus kogutud veeproovidest on väga aja- ja ressursimahukas (Li, Li, Song, 2015). Kuna vastava vetikarühma populatsioon suudab sobivate tingimuste olemasolul paljuneda väga kiiresti, siis võivad õitsengud lühikese aja jooksul palju muutuda ning proovide kogumise tihedus ei võimalda hinnata tsüanobakterite leviku dünaamikat (Kutser *et al.*, 2006; Shi *et al.*, 2015). Seetõttu annab kaugseire olulist lisainformatsiooni nende ajalise ja ruumilise varieeruvuse kohta.

4.3. ENVISAT /MERIS

MERIS (ingl *ME*diuM *RE*solution *IM*aging *SP*ectrometer) on harjaskanneri meetodil (ingl *push-broom method*) põhinev spektromeeter, mis mõõtis mööda 800 km kõrgust päikesesünkroonset orbiiti liikuva satelliidi ENVISAT (ingl *ENV*ironmental *SAT*ellite) pardal maapinnalt lähtuvat päikesekiirgust. Euroopa Kosmoseagentuur (ingl *European Space Agency*, ESA) lennutas satelliidi orbiidile 2002. aastal ning missioon kestis kuni 2012. aasta kevadeni. MERISE 15 spektraalkanalit olid programmeeritavad nii positsioonis kui laiuses, kattes sellega spektriala vahemikus 390-1040 nm. Instrumendi kõrge spektraalne ja radiomeetiline resolutsioon võimaldasid seda edukalt optiliselt keerukate veekogude seireks rakendada (Matthews, Bernard, Winter, 2010). MERIS suutis maakera skanneerida kahe kuni kolme päevaga (ESA, 2006), keskendudes ranniku- ning sisevete uurimisele (Bukata, 2005). MERISE põhieesmärkideks oli veekogude värvuse mõõtmine, et hinnata optiliselt aktiivsete ainete sisaldust ning tuvastada vetikate õitsenguid (ESA, 2006).

MERISE produktid on kättesaadavad kahesuguse ruumilise lahutusega: 300- (ingl *Full Resolution*, FR) ja 1200-meetrise lahutusega (ingl *Reduced Resolution*, RR). Andmeid eristatakse kuni nelja erineva tulemite tasandina: tasand 0 (*Level 0*, L0), tasand 1 (L1), tasand 2 (L2) ja tasand 3 (L3). L0 tulemi toorandmeid kasutatakse järgmise tasandi tulemite saamiseks ning need ei ole tavakasutajale kättesaadavad. L1 tasandi produktid on 15 spektraalkanalisis mõõdetud ning geograafiliselt määratletud asukohaga atmosfääri ülaosa kiirguse väärtused. Atmosfäärikorrektsiooni rakendamisel L1 produktidele on tulemuseks L2 tasand, mis hõlmab klassifitseeritud (maa-, vee- ja pilvepiksel) geofüüsikaliste suuruste produktide gruppe nagu OAA-de kontsentratsioonid ja erinevad atmosfääriparameetrid. L3 tulemid on ajaliselt ja ruumiliselt kombineeritud ning keskmistatud L2 produktid, mida kasutatakse sempoossete või pikaajaliste muutuste uurimiseks (ESA, 2006).

Ranniku- ning siseveekogude seiret jätkab Sentinel-3, mis saadeti orbiidile 2016. aasta 16. veebruaril. Missiooni põhieesmärkideks on ookeanide ja merepinna temperatuuri ning värvuse mõõtmine, siseveekogude vee kvaliteedi ja reostatuse seire (ESA, 2016). Satelliidil paikneva OLCI (ingl *Ocean and Land Colour Instrument*) konstrueerimisel on aluseks võetud MERISE tehnilised parameetrid, mistõttu on võimalik MERISE jaoks välja töötatud algoritme edukalt rakendada ka OLCI tulemitel (Donlon *et al.*, 2012).

4.4. MERIS tulemitele rakendatavad algoritmid

Spetsiaalselt optiliselt keerukate veekogude jaoks välja töötatud MERISE Tüüp II vete algoritm põhineb bio-optilise võrrandi närvivõrgustikul (ingl Neural Network, NN), mis tuletab esmased optilised omadused (IOP) veest lahkuva kiirguse peegeldusspektri alusel. Algoritmi väljundiks on neeldumis- ja hajumiskoeffitsendi väärtused, mille abil arvutatakse OAA-de kontsentratsiooniväärtused (Doerffer & Schiller, 2007; Doerffer & Schiller, 2008a). Chl-a kontsentratsioon avaldub fütoplanktoni neeldumiskoeffitsendi ($a_{\text{pigment}(443)}$) kaudu järgmiselt (Valem 2) (Doerffer & Schiller, 2007):

$$\text{Chl} - a = 21 * a_{\text{pigment}(443)}^{1.04} \quad (2)$$

Mitmetes uuringutes on hinnatud erinevate algoritmide efektiivsust Chl-a kontsentratsiooni määramisel (Alikas & Reinart, 2008; Binding *et al.*, 2011; Binding, Greenberg, Bukata, 2013). Palmer jt. (2015a) töös selgus, et võrreldes standardalgoritmiga andsid peegeldustegurite kanalite põhjal arendatud algoritmid täpsemaid tulemusi. Analoogseid kanalisuhte algoritme kasutatakse ka käesolevas magistritöös.

4.4.1. MPH algoritm

MPH (ingl *Maximum Peak Height*) algoritm võimaldab kvantitatiivselt mõõta optiliselt keerukate veekogude troofilist staatust Chl-a väärtuste alusel (Matthews, Bernard, Robertson, 2012) ning tuvastada tsüanobakterite õitsenguid (Matthews & Odermatt, 2015). Algoritm sobib kasutamiseks erineva troofsusega veekogude puhul, sealhulgas ka madalate Chl-a kontsentratsioonide korral ($C_{\text{chl-a}} < 20 \text{ mg/m}^3$) (Matthews, Bernard, Robertson, 2012).

MPH arvutab maksimaalse kõrgusega piigi asukoha MERISE peegeldustegurite kanalites 681, 709 ja 753 nm, mis asuvad punases ja lähisinfrapunases spektrialas. Algoritm arvutab piigi kõrguse lainepikkuste 665 ja 885 nm suhtes (Matthews, Bernard, Robertson, 2012). MPH arvutusprotsessi käigus kasutatakse erinevaid läviväärtusi, mille põhjal klassifitseeritakse tulemused lainepikkuste iseloomulike piikide järgi, vahetulemustena väljastatakse MPH indeksi väärtused ning seejärel arvutatakse vastava valemiga Chl-a väärtused. Muuhulgas on algoritmi üheks väljundiks ka tsüanobakterite tõenäosuse indeksi (ingl *Immersed Cyanobacteria Index*) produkt (Matthews & Odermatt, 2015).

4.4.2. MCI algoritm

MCI (ingl *Maximum Chlorophyll Index*) algoritmi kasutatakse optiliselt keerukates, erineva troofsusastmega veekogudes vetikaõitsengute hindamiseks. MCI võimaldab tuvastada intensiivseid tsüanobakterite õitsenguid ning sobib seetõttu rakendamiseks veekogude puhul, kus Chl-a kontsentratsioon jääb vahemikku 10-300 mg/m³ (Binding, Greenberg, Bukata, 2013).

MCI arvutab atmosfääri ülapiiri kiirguse väärtuste alusel piigi kõrguse lainepikkusel 709 nm lainepikkuste 681 ja 753 nm suhtes (Alikas, Kangro, Reinart, 2010). MCI arvutamise valem on järgmine (Valem 3) (Gower, King, Goncalves, 2008):

$$MCI = L_{709} - 1,005 * [L_{681} + (L_{753} - L_{681}) * ((709 - 681) / (753 - 681))] \quad (3),$$

kus L_x on atmosfääri ülaosa kiirgus vastavatel lainepikkustel. Arv 1,005 on konstant, millega vähendatakse kiudpilvede mõju tulemusele (Palmer *et al.*, 2015a; Palmer *et al.*, 2015b).

4.4.3. FLH algoritm

FLH (ingl *Fluorescence Line Height*) algoritmi kasutatakse samuti Chl-a kontsentratsiooni määramiseks ning vetikaõitsengute tuvastamiseks. Sarnaselt MCI algoritmile sobib FLH kasutamiseks veekogude puhul, kus Chl-a väärtus on suurem kui 10 mg/m³. FLH negatiivsed indeksi väärtused viitavad tsüanobakterite esinemisele (Palmer *et al.*, 2015b).

FLH algoritm kasutab Chl-a fluorestsentsi, mis avaldub lainepikkusel 681 nm (Xing *et al.*, 2007). Algoritm arvutab 681 nm juures asuva piigi kõrguse 665 ja 709 nm suhtes (Gower, Doerffer, Borstad, 1999). FLH arvutamise valem on järgmine (Valem 4):

$$FLH = L_{681} - 1,005 * [L_{665} + (L_{709} - L_{665}) * ((681 - 665) / (709 - 665))] \quad (4),$$

kus L_x on atmosfääri ülaosa kiirgus vastavatel lainepikkustel (Palmer *et al.*, 2015a).

5. Materjal ja metoodika

5.1. *In situ* andmed

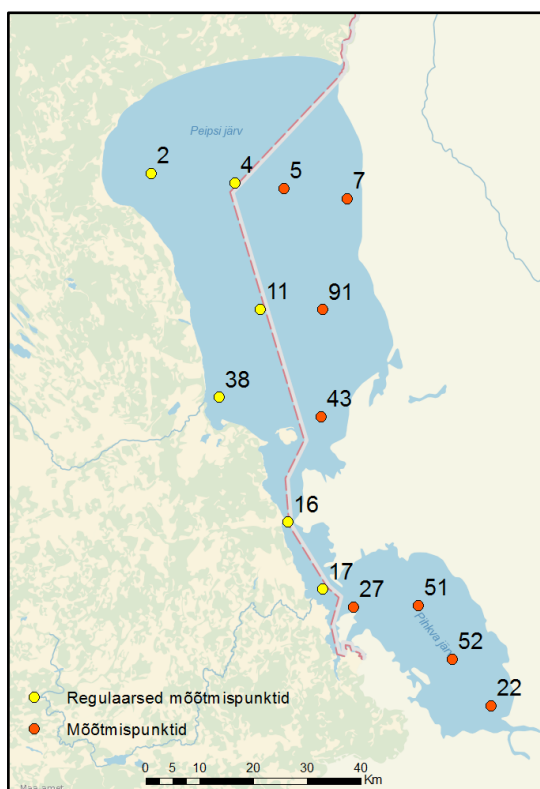
Töösse kaasati fütoplanktoni parameetrite, milleks on fütoplanktoni biomassi (FBM, g/m³), tsüanobakterite biomassi (CY, g/m³) ja klorofüll-a kontsentratsiooni (C_{chl-a}, mg/m³), väärtused aastatel 2008-2011. Veeproovid on kogutud riikliku keskkonnaseire raames ja vastavad laboratoorsed analüüsid on läbi viidud Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskuses. Tabelis 3 on esitatud 162 proovivõtu jaotumine aastate lõikes kuude kaupa. Aastatel 2009-2011 ei kogutud jääkatte tõttu aprillis proove (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2012).

Tabel 3. Proovide võtmise arv aastate lõikes kuude kaupa.

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Aprill | 6 | 0 | 0 | 0 |
| Mai | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Juuni | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Juuli | 6 | 6 | 6 | 6 |
| August | 14 | 14 | 14 | 14 |
| September | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Kokku | 44 | 38 | 38 | 38 |

5.1.1. Proovivõtupunktide asukohad

Riikliku keskkonnaseire programmi raames kogutakse Peipsi järves proove igal kuul mõõtmispunktidest 2, 4, 11, 16, 17 ja 38. Lisaks võetakse augustis täiendavalt proove Suurjärve punktidest 5, 7, 91 ja 43 ning Pihkva järve punktidest 22, 27, 51 ja 52 (Joonis 4) (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2015).



Joonis 4. Peipsi järve mõõtmispunktide asukohad. Kollasega on märgitud igakuised mõõtmispunktid ja oranžiga augustis toimuva seire täiendavad proovivõtukohtad (Aluskaart: Maa-amet).

5.1.2. Fütoplanktoni biomassi ja pigment klorofüll-a mõõtmine

Veeproovid kogutakse batomeetriga integreerituna erinevatelt sügavustelt. Fütoplanktoni biomassi määramiseks kasutatakse Utermöhli (1958) meetodikat, mis põhineb vetikarakkude loendamisel (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2015). Chl-a kontsentratsiooni määramiseks filtreeritakse proov esmalt läbi Whatman tüüpi GF/F filtri. Pigmentid ekstraheeritakse 96% etanoolis, misjärel analüüsitakse neid spektrofotomeetriliselt (ISO 10260, 1992 (E)). Chl-a kontsentratsiooni arvutamiseks kasutatakse Jeffrey & Humphrey (1975) võrrandit.

5.2. Keskkonnatingimuste andmed

Keskkonnatingimuste mõju hindamiseks päriti Keskkonnaagentuurist õhutemperatuuri 2008-2011. aasta andmed Vasknarva, Praaga ja Mehikoorma hüdrometriaajaamadest ning Tiirikoja järvejaamast (Joonis 5) (Riigi Ilmateenistus, Vaatlusvõrk). Täiendavalt kasutati Praaga ja Mehikoorma hüdrometriaajaamade kaldaäärse veetemperatuuri ning veetaseme andmeid (2008-2011) (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2009; 2010; 2011; 2012). Tuule

kiiruse andmed (2008-2011) saadi Riigi Ilmateenistuse kodulehelt (Riigi Ilmateenistus, Vaatlusandmed).



Joonis 5. Töös kasutatud keskkonnaandmete mõõtmiskohad (Aluskaart: Maa-amet).

5.3. Satelliidiandmed

Käesoleva töö raames laeti MERIS andmebaasist (<http://merisfrs-mercids.eo.esa.int/merci/queryProducts.do>) alla 276 täislahutusega (FR) 2008-2011. aasta L1 standardprodukti, millele rakendati esmalt radiomeetrilist korrektsiooni ja naabrusefekti minimeerimiseks ICOL (ingl *Improved Contrast between Land and Ocean*) korrektsiooni. Satelliidiandmetega on kaetud periood aprillist (2011. aastal maist) septembri lõpuni kõikidel uuritavatel aastatel. L1 tulemitelt päritud atmosfääri ülapiiri kiirguse väärtustele rakendati MCI (Valem 3) ja FLH (Valem 4) algoritme (Lisa 2). Seejärel töödeldi kõiki L1 pilte MPH protsessoriga (Lisa 3), mis nõuab sisendiks spetsiaalse atmosfääri korrektsiooni läbinud tulemeid. Satelliidiandmete töötlemiseks, tulemitelt väärtuste pärimiseks ja tulemite visualiseerimiseks kasutati tarkvara BEAM 5.0 (Brockmann Consult). Kõikide tulemitega viidi enne analüüsi läbi ka kvaliteedikontroll ehk piksliväärtustele rakendati spetsiaalseid kvaliteedimärgendeid. MCI ja FLH puhul arvestati järgnevaid kvaliteedimärgendeid: *bright*, *glint_risk*, *suspect* ning MPH puhul arvestati kvaliteedimärgenditest *mph_adjacency*, *invalid*, *bright*, *suspect*, *glint_risk* (Tabel 4).

Tabel 4. MCI, FLH ja MPH algoritmide kvaliteedikontrollis kasutatud kvaliteedimärgendid ja nende tähendused.

| Kvaliteedimärgend | Tähendus |
|-------------------|------------------------|
| BRIGHT | Piksel on ere |
| GLINT_RISK | Pikslil on päikesehelk |
| SUSPECT | Piksel on kahtlane |
| MPH_ADJACENCY | Naabrusefekt |
| INVALID | Piksel on sobimatu |

5.4. Analüüsimetoodika

5.4.1. Satelliiditulemite valideerimine

Satelliiditulemite valideerimiseks kasutati *in situ* andmeid (vt. peatükk 5.1.), mille mõõtmiskuupäevad on vastavuses satelliidi ülelennuga või ühepäevase erinevusega. MCI ja FLH indekseid valideeriti *in situ* fütoplanktoni biomassi, tsüanobakterite biomassi ja Chl-a väärtustega ning kuna MPH algoritm väljastab ühe lõpptulemina ka Chl-a kontsentratsiooni väärtused, kasutati tulemuste võrdlemiseks vaid *in situ* Chl-a väärtusi.

MCI, FLH ja kolme *in situ* parameetri vahel viidi läbi lineaarne regressioonanalüüs, et leida nendevahelised seosed ning seoste tugevus (R^2). MPH Chl-a ja *in situ* Chl-a vahel viidi läbi seoste tugevuse hindamiseks korrelatsioonanalüüs. Analüüsi käigus arutati lisaks seose standardviga ja olulisuse tõenäosus. Andmete töötlemiseks ja analüüsi teostamiseks kasutati programmi MS Excel 2007.

5.4.2. Uuritavate parameetrite ajalise ja ruumilise varieeruvuse analüüs

MCI ja FLH indeksi väärtused konverteeriti leitud regressiooniseoste põhjal *in situ* parameetritega võrreldavaks. Selleks arutati nelja aasta (2008-2011) ja eraldi iga uuritud aasta seoste põhjal *in situ* parameetrite hinnangud, mille visualiseerimiseks kasutati aegridasid. Aegridade abil võrreldi uuritavate aastate vegetatsiooniperioodi jooksul satelliiditulemitelt pärit tsüanobakterite biomassi, Chl-a väärtuste ja *in situ* parameetrite omavahelist muutlikkust erinevates Peipsi järve mõõtmispunktides. Andmete esitamiseks arutati iga punkti ühe kuu aritmeetiline keskmine. Lisaks võrreldi omavahel kõikide uuritud aastate ja eraldi ühe konkreetse aasta FLH seoste ajalist varieeruvust *in situ* väärtustega. Aegridade koostamiseks kasutati statistikaprogrammi STATISTICA 10.0 (StatSoft).

Ruumilise varieeruvuse analüüsimiseks koostati saadud regressiooniseoste põhjal lintdiagrammid, mille abil võrreldi erinevatest järve osadest valitud mõõtmispunktide keskmistatud *in situ* ja satelliiditulemite väärtusi.

5.4.3. Tsüanobakterite esinemise tõenäosuse analüüs

MPH produkt annab ühe väljundina ka tsüanobakterite esinemise tõenäosuse tulemi ning nende andmete põhjal koostati kuukeskmised L3 visualiseeritud tulemid kahe uuritava aasta (2009 ja 2010) kohta, perioodil mai-september. Valikusse kaasati vaid pilvevabad pildid. Visualiseeritud tulemeid võrreldi samadel aastatel kogutud *in situ* tsüanobakterite biomassi ja Chl-a väärtustega.

5.4.4. Keskkonnatingimuste mõju analüüs

Tsüanobakterite biomassi mõjutavate teguritena uuriti veetaseme, kaldaäärse veetemperatuuri, õhutemperatuuri ja tuule kiiruse muutumist nelja aasta (2008-2011) jooksul. Selleks leiti seosed erinevate keskkonnaparameetrite ja MCI tulemitelt päritud ja vastavate aastate regressiooniseoste põhjal ümber arvutatud tsüanobakterite biomassi hinnangute vahel. Analüüsis kasutati mõõtmispunktide 2, 16 ja 38 andmeid, mis olid hüdromeetriaajaamadele lähimad. Tuule mõju uurimiseks kasutati lisaks visualiseeritud MCI produkte.

6. Tulemused

6.1. Algoritmide valideerimine

Esmalt uuriti MERIS satelliiditulemitel rakendatud algoritmide FLH, MCI ja MPH seost *in situ* andmetega, milleks olid fütoplanktoni ja tsüanobakterite biomassi ning Chl-a kontsentratsiooni väärtused. Regressiooniseoseid iseloomustavad determinatsioonikordaja (R^2) väärtused kõikide uuritavate aastate põhjal ning iga aasta jaoks eraldi erinevate parameetrite korral on toodud Tabelis 5. Saadud regressiooniseosed on statistiliselt olulised ($p < 0,05$). Lisas 4 on esitatud täiendavad andmed (regressioonivõrrand, standardviga, mõõtmispunktide arv) uuringus kasutatud seoste kohta.

Tabel 5. Satelliiditulemitelt pärinevate väärtuste ja *in situ* mõõtmistulemuste vahelised determinatsioonikordaja väärtused. Paksus kirjas (*Bold*) on märgitud tugevaimad seosed ($R^2 \geq 0,50$).

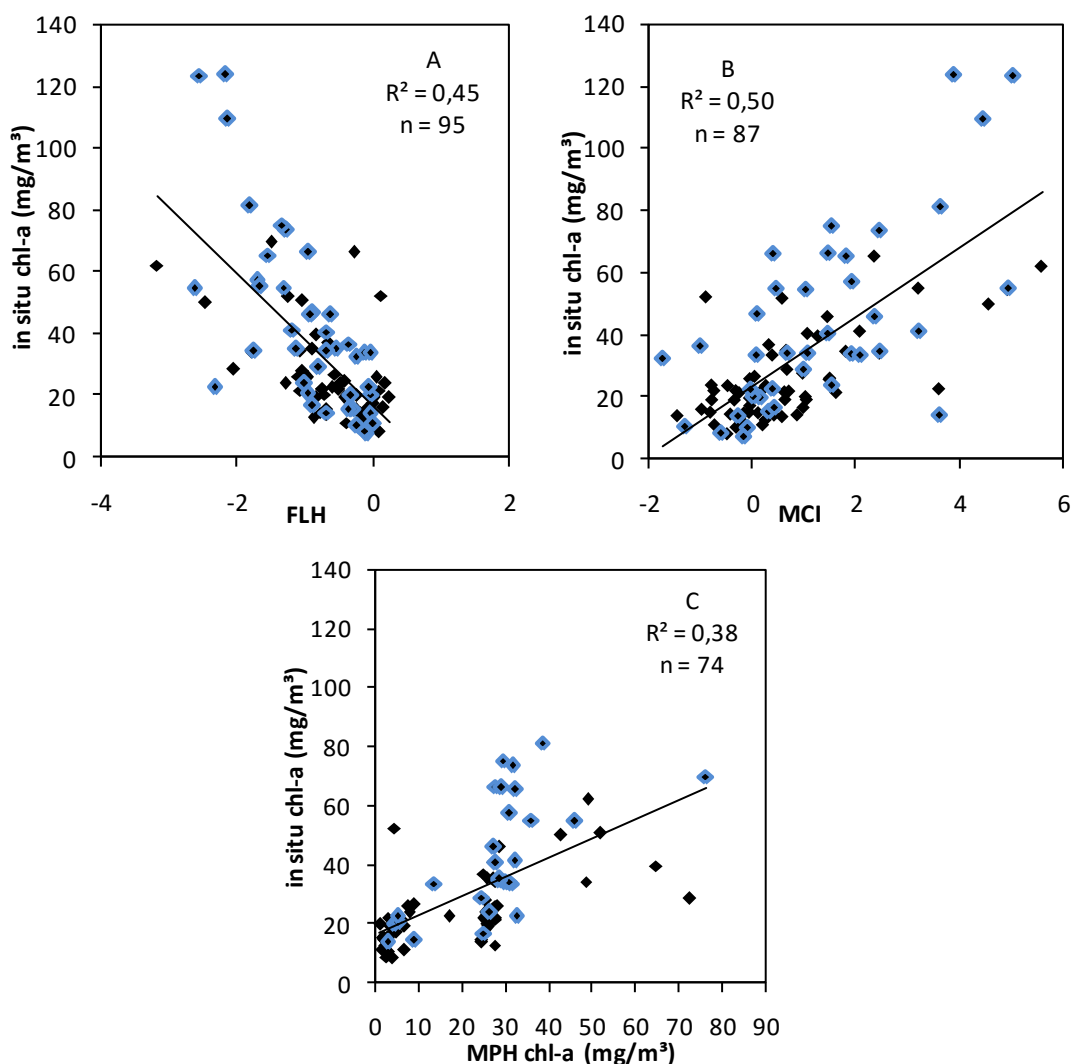
| FLH | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2008-2011 |
|------------|-------------|-------------|-------------|------|-------------|
| FBM | 0,49 | 0,58 | 0,44 | 0,20 | 0,37 |
| CY | 0,64 | 0,74 | 0,49 | 0,36 | 0,50 |
| Chl-a | 0,49 | 0,66 | 0,70 | 0,19 | 0,45 |

| MCI | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2008-2011 |
|------------|-------------|-------------|-------------|------|-------------|
| FBM | 0,53 | 0,54 | 0,30 | 0,25 | 0,33 |
| CY | 0,48 | 0,53 | 0,31 | 0,45 | 0,38 |
| Chl-a | 0,51 | 0,76 | 0,73 | 0,14 | 0,50 |

| MPH | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2008-2011 |
|------------|------|------|-------------|-------------|-----------|
| Chl-a | 0,22 | 0,23 | 0,62 | 0,54 | 0,38 |

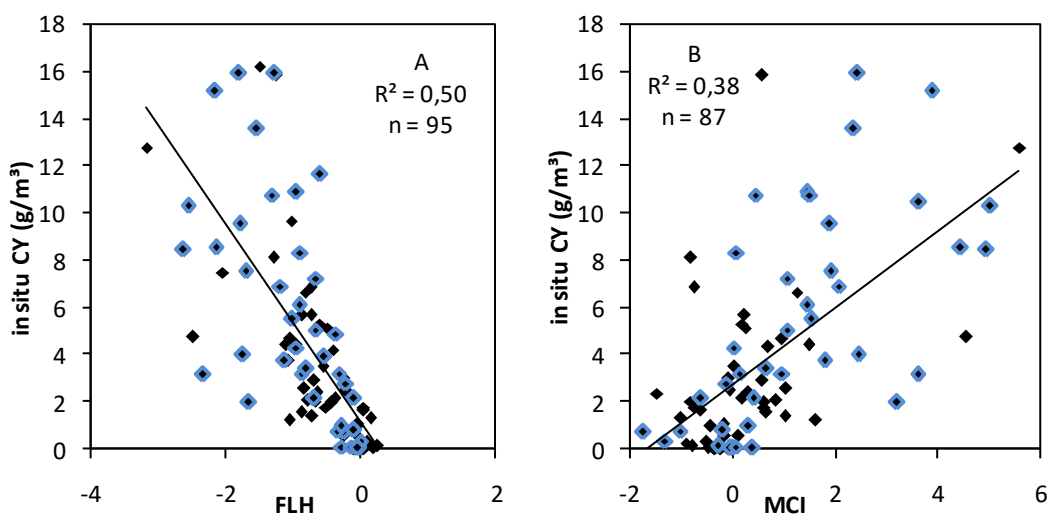
Klorofüll-a määramisel saadi tugevaim seos MCI algoritmiga ($R^2=0,50$), millele järgnes FLH ($R^2=0,45$). Tsüanobakterite biomassi määramisel saadi tugevaim seos FLH algoritmiga ($R^2=0,50$). Aastate omavahelises võrdluses saadi 2009. aastal MCI ja FLH algoritmidega tugevad seosed kõigi kolme parameetri puhul. Samas kõige nõrgemad seosed leiti 2011. aastal, mil vaid MPH algoritmiga ($R^2=0,54$) saavutati tugev seos. MPH algoritmi Chl-a väärtuste nelja aasta andmete põhjal saadud seos oli mõnevõrra nõrgem ($R^2=0,38$) kui MCI ja FLH Chl-a seos. Kuna fütoplanktoni biomassiga ei saadud tugevaid seoseid (MCI $R^2=0,33$; FLH $R^2=0,37$), siis ei kaasatud selle parameetri andmeid edasisse uurimistöösse.

Joonisel 6 on esitatud regressioonigraafikud, mis iseloomustavad *in situ* Chl-a ja FLH, MCI indeksi ning MPH Chl-a hinnangute omavahelisi seoseid nelja aasta andmete põhjal. Kõige paremini tuvastati Chl-a kontsentratsiooni väärtusi MCI algoritmiga ($R^2=0,50$) (Joonis 6B) ning graafikult on näha, et väärtused on ühtlaselt hajunud ja positiivne trend tuleb paremini esile. Hea seos ($R^2=0,45$) saadi ka FLH algoritmi rakendamisel (Joonis 6A), kus indeksi negatiivsed väärtused viitavad tsüanobakterite esinemisele. Joonistelt 6A ja 6B on näha, et maksimaalsed Chl-a väärtused pärinevad tulemitelt, mis erinevad *in situ* mõõtmisajast ühe päeva võrra (joonisel sinisega). MPH Chl-a seos vastavate *in situ* väärtustega on mõnevõrra nõrgem ($R^2=0,38$) (Joonis 6C). Jooniselt on näha, et väärtuste põhjal eristuvad kaks piirkonda (0 kuni 10 mg/m^3 ja 20 kuni 40 mg/m^3), kus MPH Chl-a väärtused ei ole *in situ* Chl-a kontsentratsioonide muutlikkuse suhtes tundlikud.



Joonis 6. *In situ* Chl-a ja FLH (A), MCI (B) indeksi väärtuste ning MPH (C) algoritmi Chl-a hinnangute omavahelised seosed nelja aasta (2008-2011) andmete põhjal. Sinisega on ümbritsetud need väärtused, mille puhul satelliidiandmete kuupäev erineb *in situ* mõõtmiste kuupäevast ühe ööpäeva võrra.

Joonisel 7 on esitatud *in situ* tsüanobakterite biomassi ja FLH ning MCI väärtuste regressioonigraafikud nelja aasta andmete põhjal. Tsüanobakterite biomassi iseloomustab paremini FLH, kus regressiooniseos on tugevam ($R^2=0,50$). MCI puhul on tsüanobakterite biomassi väärtused rohkem hajunud, vähendades seose tugevust ($R^2=0,38$). Biomassi suurimad väärtused (üle 15 g/m^3) pärinevad tulemitelt, mis erinevad *in situ* andmete mõõtmisajast ühe päeva võrra.



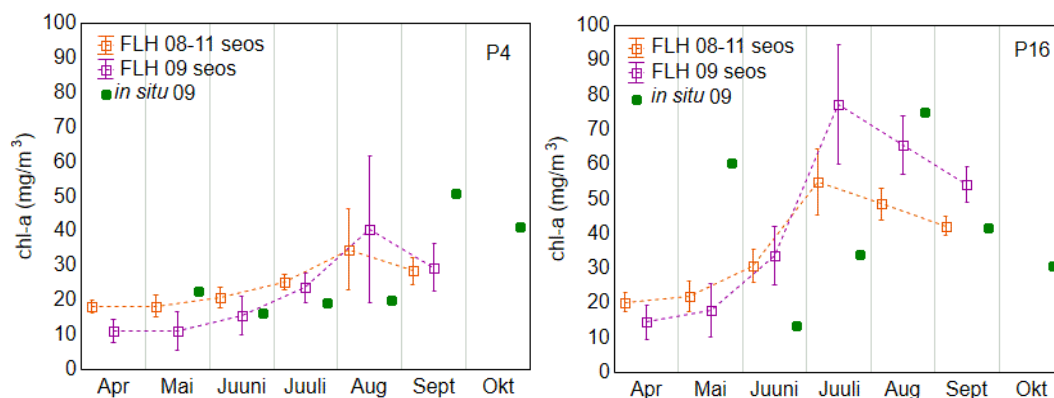
Joonis 7. *In situ* CY ja FLH (A), MCI (B) indeksi väärtuste omavahelised seosed nelja aasta (2008-2011) andmete põhjal. Sinisega on ümbritsetud need väärtused, mille puhul satelliidiandmete kuupäev erineb *in situ* mõõtmiste kuupäevast ühe ööpäeva võrra.

6.2. Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ajaline varieeruvus

6.2.1. Sesonne varieeruvus FLH tulemite põhjal

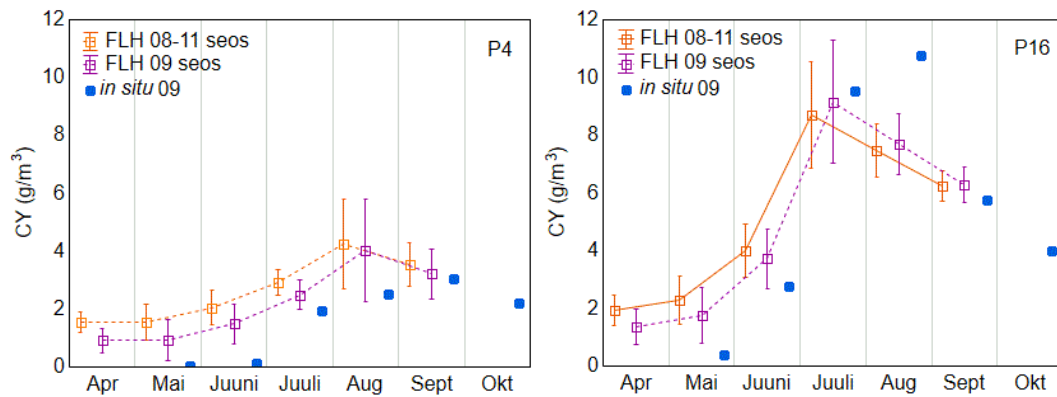
Joonisel 8 on toodud kahe Peipsi järve mõõtmispunkti (nr. 4 ja nr. 16) 2009. aasta Chl-a kontsentratsiooni väärtuste aegread. FLH hinnangute saamiseks arvutati 2009. aasta algoritmi väärtused ümber Chl-a väärtusteks kasutades nelja aasta (2008-2011) ($R^2=0,45$) ning uuritava aasta andmete põhjal saadud seost ($R^2=0,66$). Kasutatud regressiooniseosed on statistiliselt olulised ($p<0,05$) (Lisa 4). Joonisel on näha, et mõlema seosega saadud tulemused iseloomustavad Chl-a muutlikkust vegetatsiooniperioodi jooksul hästi, küll aga on 2009. aasta seos *in situ* väärtuste muutumisele tundlikum. Chl-a kontsentratsioon on kevadel madalam kui suvel, saavutades maksimaalsed väärtused juulis (punktis 16) või augustis (punktis 4), kusjuures 2009. aasta seos kirjeldab seda dünaamikat paremini. Maksimaalsete väärtuste esinemisel on ka standardhälve suurim. Mõlemal mõõtmispunkti andmeid kujutaval joonisel järgivad seosed sama muutumist, alahinnates kevadel *in situ* Chl-a väärtusi, juunis-juulis

ülehinnaates ning maksimaalsete Chl-a väärtuste esinemisel jällegi alahinnates *in situ* väärtusi. *In situ* maksimaalsed väärtused esinevad kuu võrra hiljem kui satelliiditulemitelt pärinevad maksimaalsed Chl-a kontsentratsioonid. Punktis 16 on mais kontaktmõõtmiste käigus saadud klorofüll-a väärtuseks $60,63 \text{ mg/m}^3$, mida FLH tulemused ei tuvasta.



Joonis 8. FLH nelja aasta ja 2009. aasta andmete põhjal saadud regressiooniseoste abil arvutatud Chl-a hinnangute võrdlus *in situ* väärtustega Peipsi järve kahes mõõtmispunktis (P4 ja P16). Satelliiditulemite kuukeskmistele väärtustele on lisatud standardhälbed.

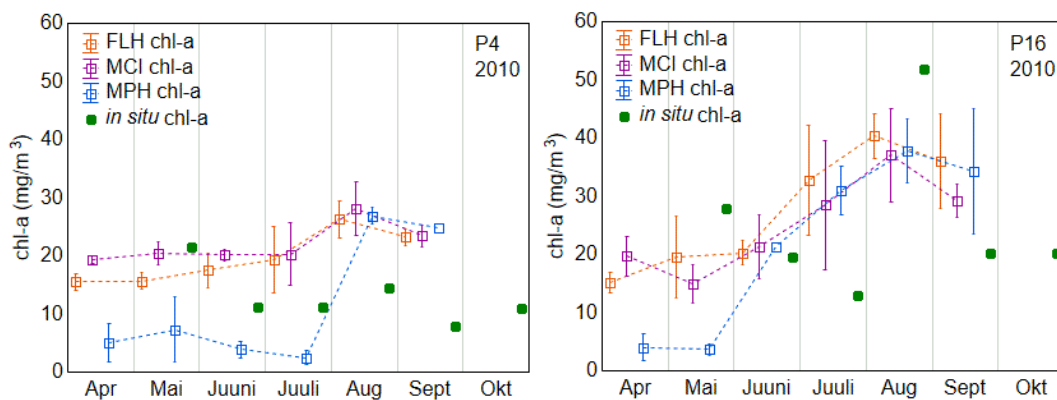
Joonisel 9 on esitatud kahe regressiooniseose abil arvutatud tsüanobakterite biomassi väärtuste võrdlus. Mõlema seose tulemused järgivad hästi *in situ* andmete muutumist vegetatsiooniperioodi lõikes, kuid kõrgema determinatsioonikordajaga ($R^2=0,74$) 2009. aasta seos on tundlikum ning iseloomustab tsüanobakterite biomassi muutlikkust paremini. Nagu ka eelnevalt esitatud Chl-a joonisel (Joonis 8), on standardhälve punktis 4 suurim augustis ja punktis 16 suurim juulis ning maksimum esineb *in situ* väärtustest kuu võrra varem. Punktis 4 ülehindavad mõlemad regressiooniseoste põhjal arvutatud väärtused *in situ* väärtusi kogu vegetatsiooniperioodi jooksul, vahe väheneb septembris. Siiski iseloomustavad FLH algoritmi regressiooniseosed mõlemas mõõtmispunktis üldmuutlikkust hästi. Punktis 16 ülehindavad FLH tulemused mais ja juunis *in situ* väärtusi, kuid alates juulist alahindavad kuni septembrini. Punktis 16 jääb tsüanobakterite biomassi maksimaalne väärtus seoste abil arvutatud tulemustel tabamata.



Joonis 9. FLH nelja aasta ja 2009. aasta andmete põhjal saadud regressiooniseoste abil arvutatud tsüanobakterite biomassi hinnangute võrdlus *in situ* väärtustega Peipsi järve mõõtmispunktides P4 ja P16. Tulemite kuukeskmistele väärtustele on lisatud standardhälbed.

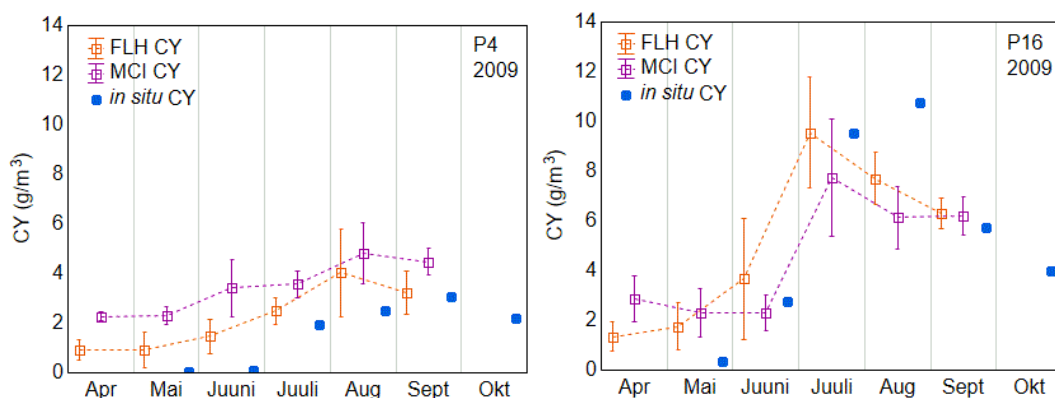
6.2.2. Parameetrite ajalise varieeruvuse uurimine kolme algoritmi põhjal

Joonisel 10 on toodud FLH, MCI ja MPH tulemitelt pärit kuukeskmiste Chl-a väärtuste võrdlus *in situ* andmetega kahes Peipsi järve mõõtmispunktis (nr. 4 ja nr. 16) 2010. aastal. Uuringusse valiti 2010. aasta, sest siis saadi tugev seos kõigi kolme algoritmi puhul (Tabel 5). FLH ja MCI Chl-a väärtused muutuvad vegetatsiooniperioodi lõikes sarnaselt, ülehinnates üldiselt *in situ* Chl-a väärtuseid mõlemas punktis. Suurem erinevus tekib maksimaalsete *in situ* väärtuste puhul, mais ja augustis. Sellisel juhul alahindavad kõik algoritmid *in situ* väärtusi (v.a august punktis 4), FLH ja MCI siiski vähem kui MPH. MPH Chl-a väärtused alahindavad punktis 4 *in situ* väärtuseid vegetatsiooniperioodi esimeses pooles, kuid teises pooles üldiselt ülehinnavad. Punktis 16 esineb aprillist maini sama efekt, alates juunist käitub MPH sarnaselt FLH ja MCI väärtustega. 2010. aasta *in situ* andmetes esineb nähtus, kus vahetult enne augustikuist maksimumi langevad Chl-a väärtused madalamale maikuus mõõdetud väärtustest ning algoritmide põhjal saadud tulemused seda muutlikkust ei järgi.



Joonis 10. FLH, MCI, MPH algoritmide Chl-a hinnangute võrdlus *in situ* Chl-a väärtustega 2010. aastal kahes Peipsi järve punktis (P4 ja P16). Satelliiditulemite kuukeskmistele väärtustele on lisatud standardhälbed.

MCI ja FLH tulemitelt pärit tsüanobakterite biomassi aegridade koostamiseks kasutati 2009. aasta seoseid, sest sellel aastal olid need tugevaimad mõlema algoritmi puhul (MCI $R^2=0,53$, FLH $R^2=0,74$) (Tabel 5). Jooniselt 11 on näha, et mõlemad algoritmid iseloomustavad biomassi muutlikkust hästi, järgides vegetatsiooniperioodi jooksul *in situ* väärtustega sama trendi. Punktis 4 ülehindavad mõlemad algoritmid tsüanobakterite biomassi väärtuseid, MCI rohkem kui FLH. Punktis 16 aga ei saavuta augustis satelliiditulemitelt saadud andmed sama kõrgeid väärtuseid kui *in situ* andmed, siiski on FLH väärtused täpsemad kui MCI.

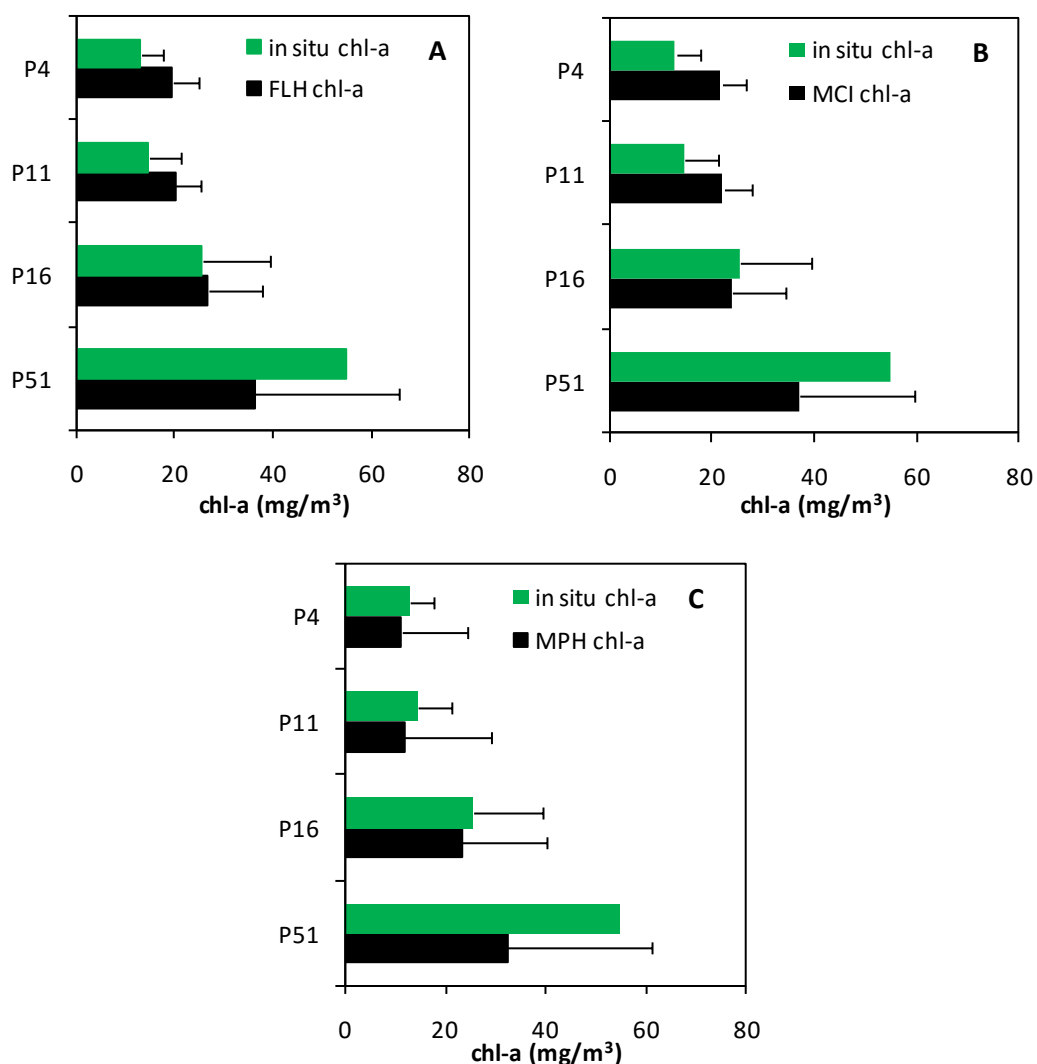


Joonis 11. FLH ja MCI algoritmide tsüanobakterite biomassi hinnangute võrdlus *in situ* väärtustega 2009. aastal kahes Peipsi järve punktis (P4 ja P16). Satelliiditulemite kuukeskistele väärtustele on lisatud standardhälbed.

6.3. Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ruumiline varieeruvus

6.3.1. Klorofüll-a kontsentratsioon

Chl-a kontsentratsiooni väärtuste muutlikkus keskmistatud *in situ* andmete ja satelliiditulemite põhjal 2010. aastal on toodud Joonisel 12. Ruumilise varieeruvuse hindamiseks valiti Peipsi järve erinevatest osadest (Joonis 2) mõõtmispunktid, millest kolmes (punktid 4, 11 ja 16) teostatakse seiret regulaarselt ning mõõtmispunkti 51 kord vegetatsiooniperioodi jooksul augustis. Jooniselt on näha *in situ* ja satelliiditulemite Chl-a väärtuste põhja-lõunasuunaline muutlikkus, kus madalamad Chl-a hinnangud on saadud Suurjärve osas (mõõtmispunktid 4 ja 11) ja kõrgemad väärtused Lämmijärves ja Pihkva järves (mõõtmispunktid 16 ja 51). FLH (Joonis 12A) ja MCI (Joonis 12B) tulemitelt saadud väärtused on väga sarnased, kuid ülehindavad *in situ* Chl-a kontsentratsioone (v.a punktis 51, kus algoritmid alahindavad väärtusi). Keskmistatud MPH (Joonis 12C) Chl-a tulemid alahindavad *in situ* väärtusi kõikides punktides ning on ka üldiselt suurema varieeruvusega võrreldes FLH ja MCI tulemitelt pärit väärtustega.



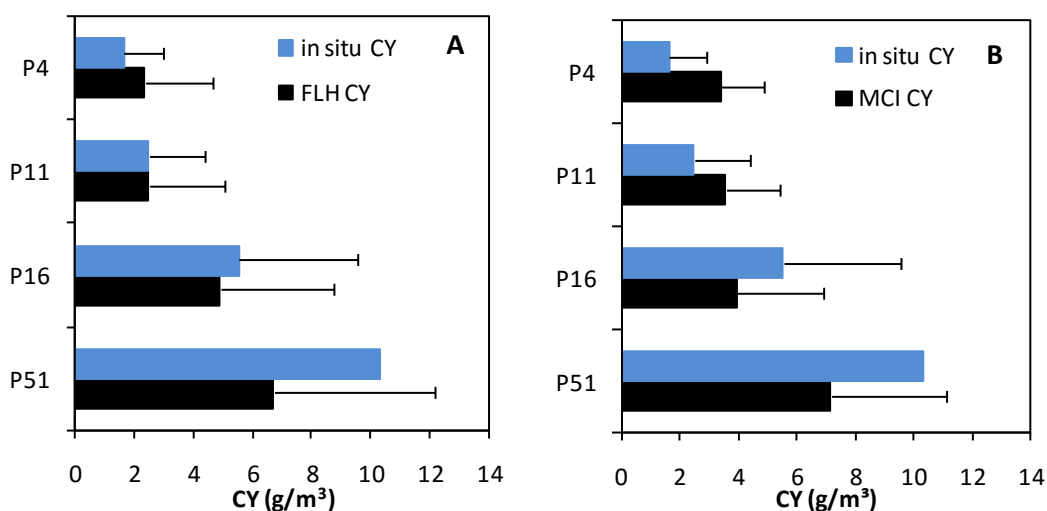
Joonis 12. *In situ* ja FLH (A), MCI (B), MPH (C) tulemite Chl-a väärtuste võrdlus 2010. aastal Peipsi järve neljas punktis (P4, P11, P16 ja P51). Keskmistele väärtustele on lisatud ka standardhälbed (v.a P51 *in situ* väärtus, kuna mõõtmisi tehti vaid augustis).

Sarnast tendentsi on näha Lisas 5, kus on toodud *in situ* Chl-a väärtuste miinimum- ning maksimumväärtused ja mediaan Peipsi järve kolme osa kohta. Lisas on näha, et Suurjärves, Lämmijärves ning Pihkva järves erinevad leitud statistilised suurused märgatavalt, olles väikseimad Suurjärves ning suurimad Pihkva järves.

6.3.2. Tsüanobakterite biomass

Tsüanobakterite biomassi ruumilise varieeruvuse hindamisel kasutati 2009. aasta keskmistatud satelliiditulemeid ning *in situ* väärtusi. Joonisel 13 on näha sarnaselt Chl-a väärtustega ka tsüanobakterite biomassiga esinev tendents, kus selgelt eristuvad Peipsi Suurjärv (punktid 4 ja 11), Lämmijärv (punkt 16) ja Pihkva järv (punkt 51). Suurjärve mõõtmispunktid on tsüanobakterite esinemise poolest väga sarnased, siiski on Suurjärve

põhjapoolses osas (punkt 4) biomass madalam kui keskosas (punkt 11). Suurimad biomassi väärtused on saadud Peipsi järve lõunapoolsemates osades, eriti Pihkva järves. Joonisel esitatud andmete põhjal ilmnevad algoritmide omavahelised erinevused, kus FLH on Suurjärve punktides ning Lämmijärve punktis andnud täpsemaid tulemusi kui MCI. Punktides 4 ja 11 ülehindavad algoritmid tsüanobakterite biomassi väärtusi, kuid punktides 16 ja 51 on *in situ* väärtused kõrgemad.



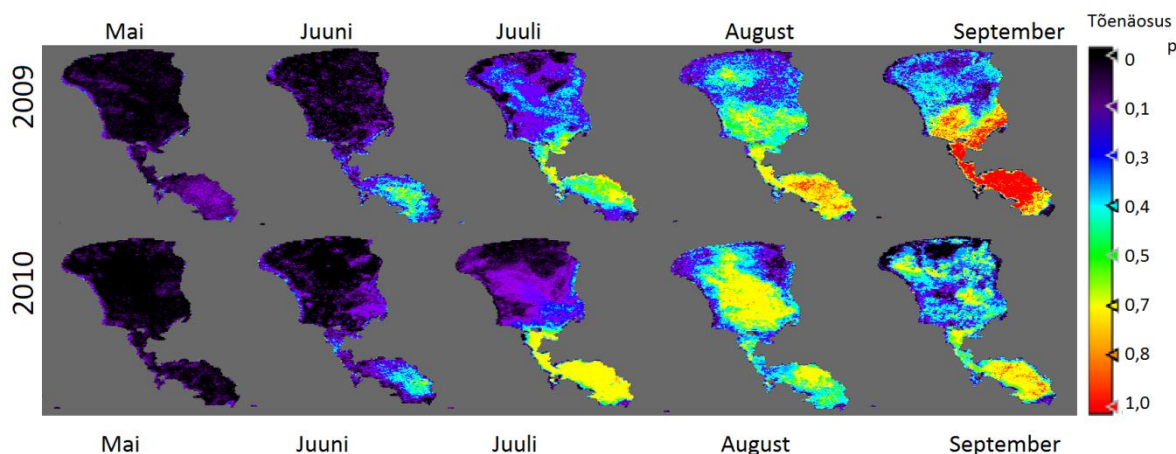
Joonis 13. *In situ* ja FLH (A) ja MCI (B) tulemite tsüanobakterite biomassi väärtuste võrdlus 2009. aastal Peipsi järve neljas punktis (P4, P11, P16 ja P51). Keskmistele väärtustele on lisatud ka standardhälbed (v.a P51 *in situ* väärtus, kuna mõõtmisi tehti vaid augustis).

Järveosade vaheline erinevus esineb ka Joonistel 8-11, kus on kujutatud satelliiditulemite põhjal saadud Chl-a ja tsüanobakterite biomassi väärtuseid kahes punktis, mis iseloomustavad Peipsi Suurjärve (punkt 4) ja Lämmijärve (punkt 16). Joonistelt on näha mõlema parameetri puhul, et punktis 16 esinevad tunduvalt kõrgemad väärtused. Lisaks eristuvad tsüanobakterite biomassi väärtused kevadisel ja varasuvisel perioodil (aprill-juuni) ning tsüanobakterite arengu tippajal (juuli-september) (Lisa 6).

6.4. Tsüanobakterite muutlikkus visualiseeritud satelliiditulemite põhjal

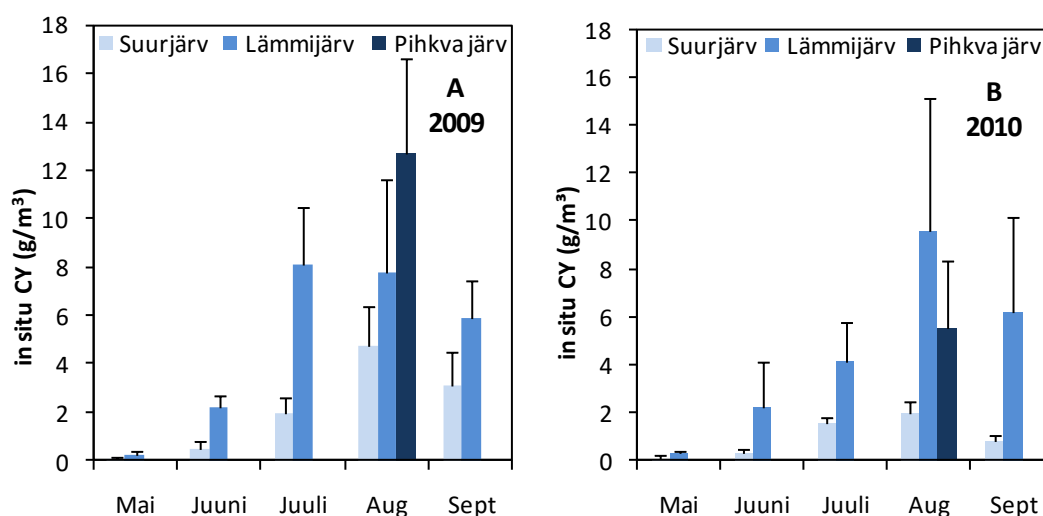
2009. ja 2010. aasta MPH tsüanobakterite esinemistõenäosuse (edaspidi ka kui tsüanobakterite indeks) kuukeskmiste produktide põhjal ilmneb tsüanobakterite selge ruumiline ja ajaline varieeruvus (Joonis 14). Kevadel on tsüanobakterite esinemise tõenäosus üldiselt madal ning see hakkab tõusma alates juunist esmalt Pihkva järve lõunapoolses osas ja juulis on tsüanobakterite indeks kõrgem ka Lämmijärves. Augustis ja septembris esinevad tsüanobakterid tõenäolisemalt üle kogu järve, sealhulgas ka Suurjärves. Jooniselt on näha, et

2009. aastal oli tsüanobakterite indeks kõrgem kui 2010. aastal, eelkõige järve lõunapoolsemates osades augustis ja septembris.



Joonis 14. Tsüanobakterite esinemise tõenäosuse indeks MPH produktidelt 2009. ja 2010. aastal.

Joonisel 15 on esitatud *in situ* tsüanobakterite biomassi väärtused aastatel 2009 ja 2010. Vegetatsiooniperioodi lõikes on näha sarnaseid muutusi nagu Joonisel 14, kus kevadel on biomass madal ning see hakkab tõusma juunist Lämmijärves ja tõenäoliselt ka Pihkva järves. Siinkohal täiendavad tsüanobakterite indeksi väärtused *in situ* andmeid, kuna Pihkva järve puhul on biomassi väärtusi vaid augusti kohta. Vegetatsiooniperioodi jooksul on tsüanobakterite biomass kõrgeim juulis ja augustis. Joonisel nähtub ka aastatevaheline erinevus, kus 2009. aastal on Suurjärves ning Pihkva järves suveperioodil (august-september) mõõdetud tunduvalt kõrgemad tsüanobakterite biomassi väärtused kui 2010. aastal. Lämmijärve väärtused on kõrgemad juulis, kuid augustis ja septembris on väärtused sarnased.

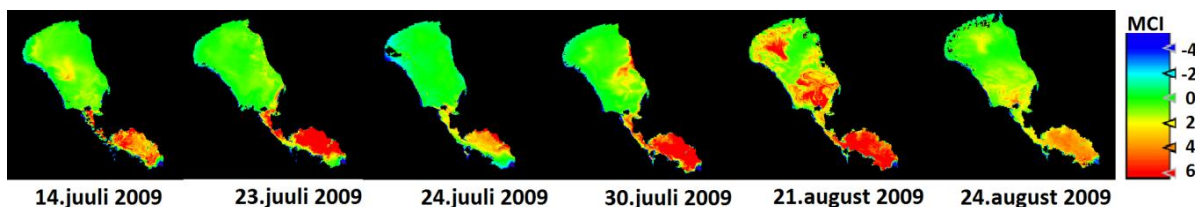


Joonis 15. Kuukeskmised *in situ* tsüanobakterite biomassi väärtused Peipsi järve kolmes osas aastatel 2009 (A) ja 2010 (B). Kuukeskmistele väärtustele on lisatud ka standardhälbed.

Lisas 7 on esitatud *in situ* Chl-a väärtused vegetatsiooniperioodi lõikes kahel aastal (2009 ja 2010), millelt on näha Chl-a väärtuste muutlikkuse sarnasus tsüanobakterite biomassi andmetega ning et Chl-a iseloomustab hästi tsüanobakterite biomassi ning selle varieeruvust. Samuti tuleb Chl-a andmete jooniselt välja kahe aasta erinevus, kus 2009. aastal oli Chl-a kontsentratsioon kõrgem.

6.5. Keskkonnatingimuste mõju ilmingud satelliiditulemitelt

Tsüanobakterite esinemist ning biomassi hulka mõjutavad erinevad keskkonnas valitsevad tingimused. Lisas 8 on esitatud tsüanobakterite biomassi seoste tugevused erinevate keskkonnatingimustega, nagu veetase, õhutemperatuur, veetemperatuur ja tuule kiirus. Tugevad negatiivsed seosed saadi tsüanobakterite biomassi ning veetaseme (2011a. $R^2=0,60$) ning tuule kiiruse (2009a. $R^2=0,73$) vahel. Tugev positiivne seos ilmnes biomassi väärtuste ja õhutemperatuuri (2008a. $R^2=0,53$) ning veetemperatuuri (2008a. $R^2=0,51$) vahel. Tulemustest eristub 2011. aasta, mil saadud seosed olid nõrgemad (v.a veetase) võrreldes teiste aastatega. 2009. aasta tuule kiiruse tugeva seose tõttu visualiseeriti juuli ning augustikuu MCI indeksi tulemeid, millelt pärinevat muutlikkust saab seostada tsüanobakterite biomassi varieeruvusega vaadeldavatel kuudel (Joonis 16).



Joonis 16. 2009. aasta MCI väärtustega satelliidipildid perioodil juuli kuni august.

Jooniselt on näha, et 14. ja 23. juulil on MCI väärtus kõrge Lämmijärves ning Pihkva järves. Riigi Ilmateenistuse andmetel oli keskmine tuule kiirus sel perioodil 1,9 m/s. 24. juulil on MCI väärtus Lämmijärves ning Pihkva järve läänepoolsel kaldal langenud. 24. juuli varahommikul alates kella neljast tõusis tuul märgatavalt ning keskmiseks tuulekiiruseks (kella neljast kuni üheksani) oli 5,2 m/s (puhanguti kuni 8,1 m/s). Perioodil 24-30. juuli mõõdeti keskmiseks tuule kiiruseks 2,0 m/s ning MCI indeksi väärtused näitasid tõusutendentsi. 30. juulil on MCI väärtus tõusnud Pihkva järves, Lämmijärves ning ka Suurjärve idaosas. 21. augusti pildi järgi on MCI indeksid suurenenud kõikides Peipsi järve osades. 22. augustil tõusis tuul kell 9 hommikul ning keskmine tuule kiirus kuni pärastlõunani oli 3,8 m/s (puhanguti kuni 7,3 m/s). 24. augusti pildil on MCI väärtus Suurjärves ning samuti Lämmijärves ja Pihkva järves silmnähtavalt vähenenud.

7. Arutelu ja järeldused

7.1. Algoritmide valideerimine

Uurimuse aluseks võetud aastad erinesid nii keskkonnatingimuste kui ka fütoplanktoni parameetrite väärtuste poolest. Ka töös uuritud MERIS satelliitulemitele rakendatud algoritmid erinesid fütoplanktoni ja tsüanobakterite biomassi ning Chl-a väärtuste muutlikkuse iseloomustamisel vegetatsiooniperioodide jooksul. Erinevused algoritmide rakendamise tulemuslikkuses on ühelt poolt tingitud nende erinevast arvutuseeskirjast. MCI ja FLH algoritmid on analoogsed, andes lõppväljundina indeksid atmosfääri ülapiiri kiirguse väärtuste põhjal valitud lainepikkustel. MPH algoritm on mitmeetapiline ja seetõttu keerulisem. Vahetulemusena saadud MPH indekseid ja peegeldustegurite väärtuste põhjal arvutatakse lõppväärtusena Chl-a kontsentratsioon. Kui MCI ja FLH algoritmide puhul arvutatakse piigi kõrgus ühe lainepikkuse põhjal (MCI 709 nm ja FLH 681 nm juures) referentslainepikkuste suhtes (Palmer *et al.*, 2015a; Palmer *et al.*, 2015b), siis MPH piigi kõrguse arvutamiseks ei kasutata konkreetset lainepikkust, vaid esmalt leitakse maksimaalse kõrgusega piigi asukoht lainepikkustel 681 nm, 709 nm ja 753 nm ning seejärel arvutatakse selle kõrgus referentslainepikkuste suhtes (Matthews, Bernard, Robertson, 2012).

Varasemalt on leitud, et optiliselt keerukate veekogude seireks sobivad algoritmid, mis kasutavad Chl-a määramiseks punase ja lähisinfrapunase spektriala lainepikkuseid (Gilerson *et al.*, 2010). Sellistes veekogudes mõjutavad optilisi omadusi üksteisest sõltumatult veekeskkonnas olevad optiliselt aktiivsed ained, mis omavad kõik tugevaid neeldumispunkte lühemas lainelas (Kratzer & Vinterhav, 2010). Kasutades Chl-a määramiseks pikemaid lainepikkusi (Joonis 1), vähendatakse teiste optiliselt aktiivsete ainete mõju ning tulemused on täpsemad. Lisaks mõjutab atmosfäär pikemaid lainepikkuseid vähem kui sinist ja rohelist spektriala (Xing *et al.*, 2007).

FLH ja MCI algoritmid andsid häid tulemusi nii Chl-a kui ka tsüanobakterite biomassi hindamisel. Varasema uurimuse põhjal (Alikas, Kangro, Reinart, 2010) esines Peipsi järves kevadel tsüanobakterite biomassi ja Chl-a vahel väga nõrk seos ($R^2=0,10$), kuid suvel (juuni-september) oli see tugev ($R^2=0,69$). Seetõttu sobib Chl-a vähemalt suveperioodil Peipsi järves tsüanobakterite biomassi iseloomustama. Lisaks esineb tsüanobakterite kahe põhilise pigmendi, fükotsüaniini ja klorofüll-a, vahel tugev seos ($R=0,88$) (Randolph *et al.*, 2008).

Tsüanobakterite õitsengute ning selle ulatuse hindamiseks kasutavad klorofüll-a kontsentratsiooni ka teised autorid. Palmer jt. (2015b) töös rakendati MCI ja FLH algoritme Ungari järve Balatoni puhul, kus saavutati aastatel 2007-2012 häid tulemusi (FLH $R^2=0,78$, MCI $R^2=0,62$). Järves Lake of the Woods (Kanada/USA) esineb ulatuslikke tsüanobakterite õitsenguid ning 2009. aasta septembrikuus leiti tugev seos Chl-a ning MCI tulemite vahel ($R^2=0,74$) (Binding, Greenberg, Bukata, 2013). MCI algoritmi kasutades hinnati fütoplanktoni parameetreid viies suures Euroopa järves (Peipsi, Võrtsjärv, Vänern, Vättern, Mälaren). Neist parim tulemus saadi Peipsi järve puhul (Chl-a $R^2=0,80$ ning FBM $R^2=0,80$), mis koos Võrtsjärvega olid uuritud järvedest suurima toitelisusega (Alikas *et al.*, 2015).

Peipsi järves on ka varasemalt (aastatel 2002-2008) MCI algoritmiga fütoplanktoni parameetreid hinnatud. Kõige edukam oli MCI tsüanobakterite biomassi tuvastamisel ($R^2=0,73$), sellele järgnesid fütoplanktoni biomass ($R^2=0,70$) ning klorofüll-a kontsentratsioon ($R^2=0,64$) (Alikas, Kangro, Reinart, 2010). Aastatel 2002-2008 olid tsüanobakterite biomassi ja Chl-a kontsentratsiooni keskmised väärtused tunduvalt kõrgemad kui käesolevas töös. EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituudi andmetel (2011) esines aastatel 2005-2007 fütoplanktoni biomassi kõrgperiood.

MPH algoritm kasutab Chl-a väärtuste arvutamiseks kolme erineva veekogude tüübi referentsandmeid: 1) segunenud oligotroofne või mesotroofne veekogu ($C_{chl-a} < 20 \text{ mg/m}^3$); 2) eutroofne või hüpertroofne veekogu ($C_{chl-a} > 20 \text{ mg/m}^3$); 3) väga kõrge biomassiga veekogu ($C_{chl-a} > 350 \text{ mg/m}^3$) (Matthews, Bernard, Robertson, 2012). Sellise jaotuse alusel kuulub Peipsi järv kevadel ja varasuvel esimesse tüüpi ning õitsengute esinemisel (mai, juuli, august, september) teise tüüpi. Käesolevas töös jagunesid MPH Chl-a väärtused samuti kahte gruppi (Joonis 6C) – Chl-a väärtused jäid vahemikesse 0 kuni 10 mg/m^3 ning 20 kuni 40 mg/m^3 . Kuna algoritm kasutab arvutusprotsessi käigus erinevaid läviväärtusi, klassifitseeritakse tulemused esmalt veekogu tüübi järgi ning alles seejärel arvutatakse Chl-a väärtused. Vetikaõitsengud võivad Peipsi järves lühikese aja jooksul suurel määral muutuda (Kutser, 2004) ning seetõttu ei pruugi MPH algoritm parimaid tulemusi anda. Siiski on MPH algoritmi kasutatud edukalt ($R^2=0,58$) muutlikku troofusega veekogude puhul, kus Chl-a väärtused on vahemikus 33 kuni 362 mg/m^3 (Matthews, Bernard, Robertson, 2012).

MERIS Tüüp II standardalgoritmi abil Chl-a määramisel saadakse üldjuhul nõrgemaid seoseid kui kanalisuhte algoritmidega. Seda näitas Palmer jt. (2015b), kus FLH ja MCI kasutamisel saadi häid tulemusi (vastavalt $R^2=0,87$ ja $R^2=0,62$), kuid MERIS Tüüp II

standardalgoritmiga ei suudetud Chl-a väärtusi edukalt määrata ($R^2=0,29$) ja algoritm alahindas *in situ* andmeid (Binding *et al.*, 2011). Samas andis MERISE standardalgoritmi rakendamine Peipsi, Vänerni ja Vätterni järvedes Chl-a tuvastamisel võrdlemisi häid tulemusi ($R^2=0,52$, $N=76$), kuid järvesid eraldi uurides olid seosed nõrgemad (Alikas & Reinart, 2008).

Käesolevas töös ei saadud fütoplanktoni biomassi hindamisel MCI ja FLH algoritmidega tugevaid seoseid. Selle üheks põhjuseks võib olla fütoplanktonis kevadel domineerivad ränivetikad, mis sisaldavad lisaks pigmenti karotinoidi (neelab valgust lainepikkuste 440-520 nm vahemikus) (Kirk, 2011). Täpsemaks algoritmide sobivuse hindamiseks kindla vetikaliigi puhul oleks vaja teha liigilise koosseisu analüüs, et tuvastada nende spektraalseid iseärasusi (Alikas, Kangro, Reinart, 2010).

MCI ja FLH on andnud häid tulemusi lisaks Peipsile (Alikas, Kangro, Reinart, 2010) ka teistes järvedes, eriti eutroofsetes veekogudes (Binding *et al.*, 2011; Binding, Greenberg, Bukata, 2013; Palmer *et al.*, 2015a). Kui MERIS standardalgoritmide abil Chl-a valideerimisel ei ole saadud täpseid tulemusi (Matthews, Bernard, Winter, 2010; Binding *et al.*, 2011), on regionaalselt arendatud kanalisuhte algoritme kasutatud edukalt erinevate järvede fütoplanktoni parameetrite hindamiseks (Alikas *et al.*, 2015). Kuna järved erinevad oma optiliste tingimuste ja muude morfoomeetriliste parameetrite poolest, siis on raske leida universaalset kanalisuhte algoritmi, mis oleks fütoplanktoni parameetrite tuvastamiseks sobilik. Kui *in situ* proove kogutakse enamasti kõikide järvede puhul sama metoodikat kasutades, siis satelliitkaugseire andmete analüüs ja interpretatsioon on sageli veekoguspetsiifiline.

7.2. Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ajaline varieeruvus

Peipsi järvele on iseloomulik fütoplanktoni parameetrite suur varieerumine vegetatsiooniperioodi jooksul (aprill-september). Töös eristusid kasutatud andmete põhjal selgesti kaks ajajärku – varasuvine (aprill-juuni) ning õitsengute esinemise periood (juuli-september) (Lisad 5 ja 6). Kevadel pärast lumikatte kadumist esineb tõus fütoplanktoni biomassis, sest lumesulamisveega transporditakse valgalalt järve toiteaineid. Siis on domineerivaks liigiks tavaliselt ränivetikad, vähem leidub neelvetikaid ja tsüanobaktereid. Kevadel esineb ränivetikate tõttu tõus ka Chl-a kontsentratsioonis. Kevadine õitseng kestab juunini, mil vetikad on suurveega järve transporditud toiteained ära tarbinud ning seejärel on fütoplanktoni biomass taas madal. Biomass hakkab kasvama veetemperatuuri tõusmisel juuni

teises pooles või juulis, saavutades maksimumi juuli lõpus või augustikuus. Suvel mõjutavad fütoplanktoni biomassi tsüanobakterid (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2011).

Tsüanobakterite biomassi varieeruvust vegetatsiooniperioodi jooksul kirjeldasid edukalt nii FLH kui ka MCI tulemid. Mõlemad algoritmid järgisid Peipsi järve tsüanobakterite biomassi muutlikkusele iseloomulikke käike, kus kevadel on biomass madalam, hakates kasvama juulist ning saavutades maksimumi hilissuvel. Tsüanobakterite biomassi iseloomustamisel olid FLH algoritmi põhjal arvatud hinnangute väärtused täpsemad kui MCI hinnangud. Chl-a kontsentratsioon muutub vegetatsiooniperioodi lõikes sarnaselt tsüanobakterite biomassiga ning FLH ja MCI andsid häid tulemusi ka Chl-a määramisel. MPH Chl-a väärtustes esines suuremaid erinevusi, kus MPH alahindas vegetatsiooniperioodi alguses tugevamalt klorofüll-a väärtusi kui MCI ja FLH, kuid perioodi lõpus käitus MPH sarnaselt teiste algoritmidega. Kuna MPH arvestab Chl-a väärtuste arvutamisel veekogu troofsusega (Matthews, Bernard, Robertson, 2012) ning selle alusel kasutab vastavat Chl-a võrrandit, rakendatakse ka Peipsi järves erinevatel ajajärgudel (madala biomassi periood ja kõrgperiood) Chl-a arvutamiseks sama meetodikat. Lisaks mõjutab tulemuste täpsust ka seose tugevus, mis võrreldes MCI ja FLH algoritmidega oli MPH puhul nõrgem.

Ajalise varieeruvuse analüüsis selgus, et algoritmid ülehindavad tsüanobakterite biomassi ja Chl-a kontsentratsiooni väärtusi madalamate *in situ* väärtuste korral (aprillis ja juunis), kuid kõrgemate väärtuste esinemisel (mai, juuli-september) alahindavad algoritmide põhjal saadud parameetrite hinnangud tulemusi. 2009. aasta mais mõõdeti punktis 16 Chl-a kõrgem väärtus (60,63 mg/m³), mis on tingitud kevadisest õitsengust (Joonis 8). Töös kasutatud algoritmid aga ei tuvastanud kevadist suuremat Chl-a kontsentratsiooni. Üheks põhjuseks on asjaolu, et satelliitkaugseire abil kogutakse informatsiooni veekogude ülemisest kihist ning kui fütoplanktoni biomass on veesambas hajunud, ei tuvasta satelliidiandmed kõrgeid kontsentratsiooni väärtusi. Teiseks põhjuseks on tsüanobakterite omadus gaasivakuoolide abil veesambas liikuda, mistõttu ei ole kogu biomass veekogu ülemises kihis esindatud (Kutser, 2004). Lisaks põhjustab *in situ* väärtuste suhtes erinevusi satelliiditulemite kuukeskmiste väärtuste arvutamine. *In situ* andmeid kogutakse enamasti kuu keskel ning juulikuu mõõtmiste läbiviimise ajal tsüanobakterite õitsenguid tavaliselt veel ei esine. Biomass võib mitmekordistuda kuu lõpus ning tulemite väärtuste kuukeskmist mõjutavad kogu kuu biomassi andmed, mistõttu võib algoritmide põhjal arvatud juulikuu väärtus olla kõrgem kui *in situ* väärtus. Augusti keskel esineb tavaliselt ulatuslikke tsüanobakterite õitsenguid, kuid

algoritmide tulemite keskmise arvutamisel arvestatakse kogu kuu lõikes saadud väärtusi, mis augusti lõpus võivad olla väiksemad biomassi vähenemise tõttu.

Tsüanobakterite ajaline varieeruvus erineb ka liigiti. *Gloeotrichia echinulata* on võimeline veesambas vertikaalselt liikuma, mistõttu transpordib ta fosforit veekogu põhjas olevatest setetest ülemistesse kihtidesse. Selline omadus võimaldab tal areneda teistest liikidest (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*) kiiremini juunis, kui toiteainete sisaldus on madal. *G.echinulata* kasutab ka õhulämmastikku (N_2) ning üheskoos fosfori transportimisega suurendab veesamba ülemistes kihtides toiteainete sisaldust, parandades nii ka teiste õhulämmastikku siduvate liikide (*Anabaena* ja *Aphanizomenon*) tingimusi. *Microcystis*, kes õhulämmastikku ei seo, kuid vajab kõrget toiteainete kontsentratsiooni, hakkab levima teistest liikidest hiljem, augustis või septembris (Nõges *et al.*, 2004).

Kuna *in situ* andmeid kogutakse aprillist kuni septembrini kord kuus, saab kaugseire abil paremini hinnata parameetrite sempoonsust ja muutlikkust. Näiteks 2008. aastal oli satelliidiandmeid perioodil aprill-september 75 päeva kohta kui *in situ* andmeid samal aastal samal perioodil oli 12 päeva kohta. Satelliidiandmete tihedus suurendab ajalist järjepidavust ning nii saab tuvastada ka väiksema ulatusega muutusi.

7.3. Chl-a ja tsüanobakterite biomassi ruumiline varieeruvus

Peipsi järve moodustavad kolm osa – Peipsi Suurjärv, Lämmijärv ning Pihkva järv, kus valitsevad erinevad tingimused. Suurjärv ning Lämmijärv on eutroofsed veekogud ning Pihkva järv on hüpertroofne (Nõges *et al.*, 2007). Suurjärv on neist suurima pindalaga ning sügavaim (Tabel 2). Suurima sissevoolu Peipsi järve moodustavad kaks jõge – Velikaja ning Emajõgi, mis mõjutavad järve kantavaid toiteainete koguseid (Nõges *et al.*, 2004). Aastatel 1970-2005 tehtud uuring (Kangur & Möls, 2008) näitas lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide erinevust Peipsi järve osade vahel. Suurjärve toiteainete sisaldus oli oluliselt ($p < 0,05$) väiksem kui lõunapoolsemas Pihkva järves. Lämmastiku hulk (ka järve enda varud) on aastate lõikes püsinud stabiilsena. Fosfori sisaldus ei ole Suurjärves aastate jooksul muutunud, kuid Pihkva järves, kuhu suubub Velikaja jõgi, on fosfori kontsentratsioon tõusnud. Seetõttu esinevad ka tsüanobakterite õitsengud järveosades erinevalt. Enim esines tsüanobakterite õitsenguid aastatel 2008-2011 Pihkva järves (mõõtmispunkt nr. 51), kus tsüanobakterite biomass jäi vahemikku $8,5 \text{ g/m}^3$ kuni $16,2 \text{ g/m}^3$. Pihkva järvele järgnes Lämmijärv (mõõtmispunkt nr. 16), kus tsüanobakterite biomass jäi vahemikku 4 g/m^3 kuni

15,9 g/m³ ning kõige vähem oli õitsenguid Peipsi Suurjärves (punktid nr. 4 ja nr. 11), kus biomass oli vahemikus 0,7 g/m³ kuni 7,2 g/m³.

Käesolevas töös vaadeldi ruumilise varieeruvuse hindamisel nelja mõõtmispunkti tulemusi (Joonised 12 ja 13). Suurjärve punktid on sarnased Chl-a ja tsüanobakterite biomassi väärtuste põhjal olles tunduvalt väiksemad kui Lämmijärves ja Pihkva järves, millest viimases on saadud suurimad parameetrite väärtused. FLH ja MCI andsid omavahelises võrdluses sarnaseid tulemusi, kuid MPH erineb neist kahest *in situ* väärtuste alahindamise tõttu. FLH iseloomustas tsüanobakterite biomassi väärtusi Suurjärve ja Lämmijärve mõõtmispunktides täpsemalt kui MCI (Joonis 13). FLH andis paremaid tulemusi ka Chl-a kontsentratsiooni määramisel (Joonis 12).

Tsüanobakterite biomass sõltub ka kaugusest järve kaldast. Suveperioodil esineb Peipsi järve kaldaäärses vees kõrgema veetemperatuuri ning tuule mõju tõttu rohkem tsüanobaktereid (proovis 25-35 liiki) kui avavees (15-25 liiki) (Laugaste & Lessok, 2004). Seetõttu võib olla biomass kõrgem nendes proovides, mis on kogutud kaldaäärsetest seirejaamadest – Suurjärve mõõtmispunkt 38, Lämmijärve mõõtmispunktid 16 ja 17 ning Pihkva järve mõõtmispunkt 27 (Joonis 4).

Tsüanobakterite ruumilise varieeruvuse hindamiseks Peipsi järves on satelliidiandmete kasutamine hea võimalus saada informatsiooni üle kogu järve, sealhulgas ka Venemaa alale jäävatelt mõõtmispunktidelt, milles viiakse üldjuhul kontaktmõõtmisi läbi vaid augustis.

Järveosade vahelisi toiteainete erinevusi põhjustavad ka erinevused looduslikes tingimustes – topograafia, järve sügavus, valgalade suhteline suurus. Need mõjutavad järveosade tundlikkust ning reageerimist eutrofeerumisele ja keskkonnas toimuvatele muutustele (Kangur & Möls, 2008).

7.4. Tsüanobakterite muutlikkus visualiseeritud satelliiditulemite põhjal

MPH tsüanobakterite esinemise tõenäosuse indeks iseloomustab Peipsi järves tsüanobakterite ruumilist ja ajalist varieerumist ning on hea vahend, et hinnata õitsengute ulatust. Visualiseeritud tulemite põhjal (Joonis 14) on näha, et kevadel on biomassi väärtused madalad ning juunist hakkab tsüanobakterite esinemise tõenäosus suurenema Pihkva järves, laienedes ka Lämmijärve. Augustis-septembris, kui esineb tsüanobakterite arengutipp, on tsüanobakterite indeks kõrge üle kogu järve. Indeksi valideerimiseks kasutati *in situ*

tsüanobakterite biomassi andmeid (Joonis 15), mis kirjeldavad hästi vegetatsiooniperioodi lõikes esinevaid muutusi, kus suurim biomass on tuvastatud augustis ja septembris Lämmijärves ning Pihkva järves. Tõenäosuse indeksi andmed visualiseeriti kahe aasta (2009 ja 2010) kuukeskmiste andmete põhjal, et hinnata ka aastate vahelisi erinevusi. Jooniselt 14 ilmneb asjaolu, et 2009. aastal oli tsüanobakterite indeks kõrgem kui 2010. aastal. Eriti selge on erinevus augusti ning septembri andmete järgi. EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituudi (2011) andmetel oli 2010. aastal fütoplanktoni biomass ning Chl-a kontsentratsioon madalam kui 2009. aastal kõikides Peipsi järve osades. Augustis oli aastate vaheline erinevus Chl-a kontsentratsiooni väärtustes suurim Pihkva järves. Põhjus seisneb erinevates keskkonnatingimustes kahe aasta vahel, mistõttu esinesid 2009. aastal tsüanobakterite arenguks soodsamad tingimused. Täpsemalt arutletakse keskkonnatingimuste mõjust tsüanobakterite biomassile ning 2010. aastal esinenud erisustest järgmises alapeatükis.

7.5. Keskkonnatingimuste mõju ilmingud satelliiditulemitelt

Peipsi järve väikese sügavuse ja suhteliselt pika veevahetusperioodi (u. 2 aastat) tõttu mõjutavad järve ökoloogilist seisundit ka muutused keskkonnatingimustes (Kangur & Möls, 2008). Töös analüüsiti tsüanobakterite biomassi mõjutavate keskkonnateguritena veetaset, õhutemperatuuri, veetemperatuuri ning tuule kiirust. Vee temperatuur ja veetase mõjutavad toiteainete sisaldust ning elustikku (planktonit, kalasid). Kõrge temperatuur aitab kaasa fosfori vabanemisele setetest, seetõttu väheneb lämmastik-fosfori suhe, ning nii luuakse sobivad tingimused tsüanobakterite kasvuks (Haldna *et al.*, 2008). Nõges jt. (2004) töös näidati, et tsüanobaktereid ei mõjuta niivõrd lämmastik-fosfori suhe kui fosfori kontsentratsioon, sest paljud tsüanobakterite liigid (*Gloeotrichia echinulata*, *Anabaena* ja *Aphanizomenon*) on võimelised siduma õhulämmastikku.

Töös kasutatud satelliiditulemite ja keskkonnatingimuste andmete põhjal läbiviidud regressioonanalüüsi tulemused ei ole küll statistiliselt olulised ($p > 0,05$), kuid saadud seosed on küllaltki tugevad, andes võimaluse hinnata iga keskkonnatingimuse mõju biomassile (Lisa 8). Tsüanobakterite ning veetaseme vahel esines tugev negatiivne seos (2011. aastal $R^2 = 0,60$) ehk kõrgema veetaseme korral on biomass madalam. Kõrgem veetase põhjustab madalamat toiteainete kontsentratsiooni (lahjendusefekt), mis pärsib tsüanobakterite arengut (Haldna *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2016). Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi andmetel mõõdeti kõrgeim veetase 2010. aastal (Mehikoorma HJ vegetatsiooniperioodi keskmine 253 cm), millele järgnes 2011. aasta (keskmine 218 cm). Tsüanobakterite biomassi

alusel eristub 2010. aasta, mil mõõdeti nelja aasta võrdluses madalaimad tsüanobakterite biomassi väärtused. Kuigi 2011. aastal oli vegetatsiooniperioodi keskmine veetase kõrge, langes see septembris nelja aasta madalaimale tasemele, soodustades tsüanobakterite sügisest arengut. Kõige madalam keskmine veetase mõõdeti 2008. aastal (206 cm), mis oli üheks põhjuseks tsüanobakterite ulatuslikule levikule. Madal veetase mõjutab eriti tugevalt madalaid veekogusid, sest fosfori vabanemine setetest on intensiivsem. Lisaks soojeneb vesi madalas veekogus kiiremini. Seetõttu on soodustatud Pihkva järves ning Lämmijärves ulatuslikumad tsüanobakterite õitsengud.

Yang jt. (2016) töös leiti, et tsüanobakterite osakaal fütoplanktoni biomassis oli kõrgem madala veetaseme korral. Madal veetase põhjustab vee läbipaistvuse vähenemist (sogast vett) ning fütoplanktonil on piiratud fotosünteesiks vajaliku valguse kättesaadavus. Kuna tsüanobakterid suudavad reguleerida paiknemist veesambas gaasivakuolide abil, on neil kohastumuslikud eelised teiste fütoplanktoni liikide suhtes (Havens, 2008). Vegetatsiooniperioodi jooksul saavutab Peipsi järv madalaima veetaseme augustis või septembris, mil esineb ka tsüanobakterite arengutipp (EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2011).

Tuule kiiruse ja tsüanobakterite vahel esines enamasti negatiivne seos (aastatel 2009-2011). Tugev tuul põhjustab tsüanobakterite segunemist veesambas, vähendades nende biomassi veekogu ülemises kihis, kust satelliitkaugseirega infot kogutakse. Webster ja Hutchinson (1994) andmetel põhjustab tuule kiirus suurem kui 2-3 m/s vetikarakkude hajumist veesambasse. Seetõttu arenevad tsüanobakterite õitsengud tuulevaiksete ilmade korral väga kiiresti (Ruiz-Verdu *et al.*, 2008). Ilmastikutingimuste, eelkõige tuule ja fütoplanktoni parameetrite vahel esinev seos on tugevam Lämmijärve ja Pihkva järve puhul (Haldna *et al.*, 2008). Rahulikes tingimustes esinevad gaasivakuolidega tsüanobakterid veepinnal laiguti. Samas on tsüanobakterid mõjutatud keskkonnas valitsevatest tingimustest, mida ilmestab Jooniselt 16 nähtav satelliiditulemitelt saadud tsüanobakterite biomassi vähenemine tugevama tuule esinemisel. Nii on võimalik, et veeproovid võetakse kohast, kus biomass on madal, kui natuke maad eemal võib biomass olla mitu korda kõrgem. Kutser (2004) töös näidati, et kontaktmõõtmiste käigus ei saa koguda esinduslikke proove iseloomustamiseks looduslikku tsüanobakterite biomassi jaotumist, sest kasutatavad laevad ning proovivõtmine ise mõjutavad seda.

Tsüanobakterite seos õhutemperatuuri ning veetemperatuuriga andis samuti häid seoseid enamikel aastatel, eriti tugev seos oli 2008. aastal (õhutemp. $R^2=0,53$, veetemp. $R^2=0,51$), mil mõõdeti ka suurim tsüanobakterite biomass. Kõrgem õhutemperatuur tõstab ka veetemperatuuri ning soodustab tsüanobakterite arengut. Kõrgemad temperatuurid (alates 20 °C) pärsivad enamike fütoplanktoni liikide kasvu ning loovad eeldused tsüanobakterite domineerimiseks (O'Neil *et al.*, 2012).

Analüüsil eristub kõige rohkem 2011. aasta, kus veetasemega saadi tugevaim seos, kuid teiste keskkonnateguritega seosed puuduvad (vt. Lisa 8). Samuti saadi algoritmide valideerimisel fütoplanktoni parameetritega sellel aastal kõige nõrgemad seosed enamike parameetrite ja algoritmide puhul (Tabel 5). Selle põhjus võib osaliselt olla tingitud paljude keskkonnatingimuste koosmõjust, mistõttu vähenes seose tugevus kindla parameetri uurimisel. Algoritmide tulemuste korrektseks tõlgendamiseks on vaja teada informatsiooni veekogu enda ning seda mõjutavate tingimuste kohta (dominantne fütoplanktoni liik, toitetus, OAA-d, keskkonnatingimused) (Alikas, Kangro, Reinart, 2010).

Kokkuvõte

Kliima pideva muutumise ja inimtegevuse tõttu on järjest enam hakanud siseveekogudes levima sellised tsüanobakterite liigid, mis võivad sobivate tingimuste esinemisel moodustada ulatuslikke õitsenguid. Osa tsüanobakterite liike eritavad lagunedes toksiine, mis avaldavad negatiivset mõju erinevatele ökosüsteemi lülidele, s.h. ka inimestele. Peipsi järves esineb igal suvel tsüanobakterite õitsenguid, mistõttu on oluline nende leviku pidev jälgimine. Peipsi seisundi hindamiseks traditsiooniliste meetoditega kogutakse esmalt kindlatest mõõtmispunktidest veeproovid, millega viiakse läbi laboratoorsed analüüsid. Seevastu kaugseire metoodika arendamine siseveekogude uuringuks võimaldab saada parema ajalis-ruumilise lahtusega teavet. Käesolevas töös rakendati MERIS satelliiditulemitele algoritme (MCI, FLH, MPH), mis on arendatud fütoplanktoni pigmendi Chl-a tuvastamiseks ja on seetõttu tundlikud ka tsüanobakterite biomassi hulga suhtes.

Töö uurimusliku osa tulemused näitasid, et rakendatud algoritmidest on Peipsi järve jaoks sobilikumad FLH ja MCI. Chl-a kontsentratsiooni iseloomustas kõige paremini MCI ($R^2=0,50$) ning tsüanobakterite biomassi puhul saadi *in situ* väärtustega tugevaim seos FLH ($R^2=0,50$) algoritmi kasutades. MPH Chl-a tulemi puhul oli seos referentsandmetega nõrgem ($R^2=0,38$), võrreldes teiste algoritmidega. Üldiselt võib töös saadud tulemuste põhjal väita, et Chl-a sobib tsüanobakterite biomassi iseloomustamiseks Peipsi järves. Aegriidade analüüsi põhjal selgus, et FLH ja MCI tsüanobakterite biomassi ja Chl-a hinnangud järgisid hästi *in situ* väärtuste üldist muutlikkust vegetatsiooniperioodi jooksul. Mõnevõrra tundlikumad olid FLH ja MCI algoritmid tsüanobakterite biomassi muutlikkuse suhtes. Ruumilise varieeruvuse analüüsil eristusid algoritmide ja *in situ* tulemuste põhjal selgesti Peipsi järve erinevad osad, mille kohaselt madalaimad väärtused pärinevad Suurjärvest ning kõrgemad lõunapoolsematest järveosadest. Kokkuvõttes ülehindasid algoritmide põhjal saadud fütoplanktoni parameetrite hinnangud madalamaid *in situ* väärtusi (Suurjärv; aprill ja juuni) ning alahindasid kõrgemaid referentsandmete tulemusi (Lämmijärv, Pihkva järv; mai, juuli-september).

Nelja aasta lõikes uuriti ka erinevate keskkonnatingimuste mõju ilminguid satelliiditulemite põhjal saadud tsüanobakterite biomassi hinnangutele. Töösse kaasati veetaseme, õhu- ja veetemperatuuri ning tuule kiiruse parameetrid. 2010. aastal mõõdeti Peipsi järves kõrgeim veetase ning ühtlasi päriti MCI tulemitelt madalaimad tsüanobakterite biomassi väärtused. Negatiivne seos tuule kiiruse ja biomassi vahel on tingitud tsüanobakterite hajumisest

veesambas, mistõttu ülemises satelliitsensori poolt mõõdetavas veekihis biomassi väärtused vähenevad. Temperatuuride ja MCI biomassi hinnangute vahel oli tulemuseks positiivne seos, mis näitab kõrgema temperatuuri soodsat mõju tsüanobakterite arengule.

Satelliitkaugseire kasutamisel tsüanobakterite biomassi hindamiseks on mitmeid eeliseid. Andmeid saab koguda suure ruumilise ulatusega ning piisavalt tiheda ajalise intervalliga, et hinnata tsüanobakterite levikut ning selle ajalist ja ruumilist muutlikkust. Samas kogutakse satelliitsensoritega infot vaid veekogu pindmisest kihist ning pilvkatte tõttu pole võimalik andmeid saada. Seetõttu pakuvad traditsiooniliste meetoditega kogutud andmed kaugseirele head täiendust, võimaldades muuhulgas ka erinevate algoritmide sobilikkust optiliselt keerukamates veekogudes hinnata.

Tänuavaldused

Autor soovib tänu avaldada käesoleva magistritöö juhendajatele Evelin Kangrole ja Kersti Kangrole. Juhendajate asjatundlikkus, abivalmidus ja konstruktiivsed nõuanded tagasid töö sujuva valmimise. Eriline tänu kuulub meeldiva koostöö eest Evelin Kangrole.

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

Detecting cyanobacterial blooms in optically complex and shallow lake using MERIS products

Silja Põldma

Summary

Rapidly changing climate and increasing anthropogenic impact on inland waters has induced suitable conditions for cyanobacterial blooms. Dominant cyanobacterial species of Estonian lake Peipsi are potentially toxic, affecting different parts of ecological network.

The main purpose of this master's thesis was to assess cyanobacterial biomass in lake Peipsi using special remote sensing algorithms and to find the most suitable algorithm. Moreover, cyanobacterial spatial and temporal variation were analysed and the impact of environmental conditions based on assessment of the cyanobacterial biomass from satellite products was examined.

In this study different band-ratio algorithms (FLH, MCI, MPH) were applied to MERIS L1 images and used to detect cyanobacterial blooms from 2008 to 2011. The products were then validated against *in situ* measured cyanobacterial biomass, phytoplankton biomass and chlorophyll-a concentration, acquired from the National Environmental Monitoring.

The results of this study indicated that Chl-a concentration was best described by MCI ($R^2=0,50$) and cyanobacterial biomass was most successfully detected by FLH ($R^2=0,50$) algorithm. MPH algorithm was used to obtain Chl-a concentration ($R^2=0,38$) but the results were not as good as with MCI and FLH products. It was also shown, that Chl-a concentration is a suitable parameter for estimating cyanobacterial values in lake Peipsi. MCI ja FLH followed also temporal and spatial variations of *in situ* Chl-a and cyanobacterial biomass rather good. It was found that cyanobacteria was most affected by water level and wind speed (negative impact) as well as temperature (positive impact).

All in all, it can be said that satellite remote sensing is an effective method for detecting cyanobacterial blooms in optically complex inland water bodies, however, it is also important to use *in situ* data to validate satellite products and to improve remote sensing algorithms.

Kasutatud kirjandus

Alikas, K., Reinart, A., 2008. Validation of the MERIS products on large European lakes: Peipsi, Vänern and Vättern. *Hydrobiologia*, 599, 161-168.

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

Alikas, K., Kangro, K., Randoja, R., Philipson, P., Asuküll, E., Pisek, J., Reinart, A., 2015. Satellite-based products for monitoring optically complex inland waters in support of EU Water Framework Directive. *International Journal of Remote Sensing*, 36, 17, 4446-4468.

Backer, L.C., 2002. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (CyanoHABs): Developing a Public Health Response. *Lake and Reservoir Management*, 18, 1, 20-31.

Beaulieu, M., Pick, F., Gregory-Eaves, I., 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*, 58, 5, 1736-1746.

Beer, S., Björk, M., Beardall, J., 2014. *Photosynthesis in the Marine Environment*, John Wiley & Sons, Incorporated, Somerset, New York, 2, 15-17.

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. *Journal of Plankton Research*, 33, 5, 793-806.

Binding, C.E., Greenberg, T.A., Bukata, R.P., 2013. The MERIS Maximum Chlorophyll Index; its merits and limitations for inland water algal bloom monitoring. *Journal of Great Lakes Research Supplement*, 39, 100-107.

Bukata, R.P., 2005. *Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, introspection, future direction*. Taylor and Francis Group, Boca Raton, 2-5.

Doerffer, R., Schiller, H., 2007. The MERIS Case 2 water algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 3-4, 517-535.

Doerffer, R., Schiller, H., 2008a. MERIS Lake Water Algorithm for BEAM. *Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD)*. 1.0, 5-16.

- Doerffer, R., Schiller, H., 2008b. MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project Atmospheric Correction ATBD. Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). 1.0, 7-26.
- Donlon, C., Berruti, B., Buongiorno, A., Ferreira, M.-H., Femenias, P., Frerick, J., Goryl, P., Klein, U., Laur, H., Mavrocordatos, C., Nieke, J., Rebhan, H., Seitz, B., Stroede, J., Sciarra, R., 2012. The Global Monitoring for Environment and Security (GMES) Sentinel-3 mission. *Remote Sensing of Environment*, 120, 37-57.
- Eesti Keskkonnauuringute Keskus, 2016. Peipsi järve hüdrokeemiline seire. Tartu, 9-22.
- Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2009. Hüdroloogiline aastaraamat 2008. Tallinn, 71-75.
- Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2010. Hüdroloogiline aastaraamat 2009. Tallinn, 75-79.
- Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2011. Hüdroloogiline aastaraamat 2010. Tallinn, 75-79.
- Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2012. Hüdroloogiline aastaraamat 2011. Tallinn, 89-92.
- EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2011. Piiriveekogude (Peipsi järv ja Narva veehoidla) hüdrobioloogiline seire ja uuringud 2010. a. Tartu, 20-32.
- EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2012. Piiriveekogude (Peipsi järv ja Narva veehoidla) hüdrobioloogiline seire ja uuringud 2011. a. Tartu, 21-35.
- ESA, 2006. MERIS Product Handbook, 11-42.
- Euroopa Parlament ja nõukogu. Veepoliitika raamdirektiiv, 2000/60/EÜ, 1-27.
- Gilerson, A.A., Gitelson, A.A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., Ahmed, S.A., 2010. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, 18, 23, 1-17.
- Gower, J.F.R., Doerffer, R., Borstad, G.A., 1999. Interpretation of the 685 nm peak in water-leaving radiance spectra in terms of fluorescence, absorption and scattering, and its observation by MERIS. *International Journal of Remote Sensing*, 20, 9, 1771-1786.

- Gower, J.F.R., King, S., Goncalves, P., 2008. Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 21, 6209–6216.
- Haberman, J., Timm, T., Raukas, A., 2008. „Saateks”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), Eesti Loodusfoto, Tartu, 7-10.
- Haldna, M., Milius, A., Laugaste, R., Kangur, K., 2008. Nutrients and phytoplankton in Lake Peipsi during two periods that differed in water level and temperature. *Hydrobiologia*, 599, 3-11.
- Havens, K.E., 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 733-747.
- Hunter, P.D., Tyler, A.N., Carvalho, L., Codd, G.A., Maberly, S.C., 2010. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2705-2718.
- 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, No. 3, IOCCG, Dartmouth, 5-46.
- IOCCG, 2006. Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications. Lee, Z.-P. (ed.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 5, IOCCG, Dartmouth, 3-10.
- ISO 10260, 1992 (E). Water quality measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-a concentration. Geneva, Switz., 1-6.
- Jaani, A., 2001. „The location, size and general characterization of Lake Peipsi” in *Lake Peipsi – meteorology, hydrology, hydrochemistry*, Nõges, T. (eds.), Sulemees Publishers, Tartu, 10-17.
- Jaanus, A., Toming, K., Hällfors, S., Kaljurand, K., Lips, I., 2009. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. *Hydrobiologia*, 629, 157-168.

- Jeffrey, S.W., Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167, 191-194.
- Kangur, K., Möls, T., 2008. Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Hydrobiologia*, 599, 31-39.
- Kirk, J.T.O., 2011. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, New York, 3-13, 65-90.
- 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.
- Kudela, R.M., Palacios, S.L., Austerberry, D.C., Accorsi, E.K., Guild, L.S., Torres-Perez, J., 2015. Application of hyperspectral remote sensing to cyanobacterial blooms in inland waters. *Remote Sensing of Environment*, 167, 196-205.
- Kutser, T., 2004. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnology and Oceanography*, 49, 6, 2179-2189.
- Kutser, T., Metsamaa, L., Strömbeck, N., Vahtmäe, E., 2006. Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 303-312.
- Laanen, M.L., 2007. *Yellow Matters - Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters*. PhD dissertation. Vrije University, Amsterdam, 6-32.
- Lalli, C.M., Parsons, T.R., 1997. *Biological Oceanography: An Introduction*. Butterworth-Heinemann, Vancouver, 46-48.
- Laugaste, R., Lessok, K., 2004. Planktonic algae and epiphyton of the littoral in Lake Peipsi, Estonia. *Limnologica*, 34, 90-97.
- Laugaste, R., Nõges, T., Tõnno, I., 2008. „Vetikad”, raamatust *Peipsi*, Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.), *Eesti Loodusfoto*, Tartu, 251-270.

- Lee, T.A., Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S.M., 2015. Environmental influence on cyanobacteria abundance and microcystin toxin production in a shallow temperate lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114, 318-325.
- Li, L., Li, L., Song, K., 2015. Remote sensing of freshwater cyanobacteria: An extended IOP Inversion Model of Inland Waters (IIMIW) for partitioning absorption coefficient and estimating phycocyanin. *Remote Sensing of Environment*, 157, 9-23.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., Chipman, J.W., 2015. Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, Inc. Seventh edition, 1-9.
- Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G., Zilioli, E., 1999. Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques. European Communities, 50-54.
- Matthews, M.W., Bernard, S., Winter, K., 2010. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2070-2087.
- Matthews, M.W., Bernard, S., Robertson, L., 2012. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 124, 637-652.
- Matthews, M.W., Odermatt, D., 2015. Improved algorithm for routine monitoring of cyanobacteria and eutrophication in inland and near-coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 156, 374-382.
- Medina-Cobo, M., Domínguez, J.A., Quesada, A., de Hoyos, C., 2014. Estimation of cyanobacteria biovolume in water reservoirs by MERIS sensor. *Water Research*, 63, 10-20.
- Morel, A., Prieur, L., 1977. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and oceanography*, 22, 4, 709-722.
- Nõges, T., Tõnno, I., Laugaste, R., Loigu, E., Skakalski, B., 2004. The impact of changes in nutrient loading on cyanobacterial dominance in Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Archiv Fur Hydrobiologie*, 160, 2, 261-279.

- Nõges, T., Järvet, A., Kisand, A., Laugaste, R., Loigu, E., Skakalski, B., Nõges, P., 2007. Reaction of large and shallow lakes Peipsi and Võrtsjärv to the changes of nutrient loading. *Hydrobiologia*, 584, 253-264.
- O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334.
- Palmer, S.C.J., Hunter, P.D., Lankester, T., Hubbard, S., Spyrakos, E., Tyler, A.N., Presing, M., Horvath, H., Lamb, A., Balzter, H., Toth, V.K., 2015a. Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169.
- Palmer, S.C.J., Odermatt, D., Hunter, P.D., Brockmann, C., Presing, M., Balzter, H., Toth, V.R., 2015b. Satellite remote sensing of phytoplankton phenology in Lake Balaton using 10 years of MERIS observations. *Remote Sensing of Environment*, 158, 441-452.
- Randolph, K., Wilson, J., Tedesco, L., Li, L., Pascual, D.L., Soyeux, E., 2008. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. *Remote Sensing of Environment*, 112, 4009-4019.
- Ruiz-Verdu, A., Simis, S.G.H., de Hoyos, C., Gons, H.J., Pena-Martinez, R., 2008. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3996-4008.
- Simis, S.G.H., Peters, S.W.M., Gons, H.J., 2005. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50, 1, 237-245.
- Shi, K., Zhang, Y., Li, Y., Li, L., Lv, H., Liu, X., 2015. Remote estimation of cyanobacteria-dominance in inland waters. *Water Research*, 68, 217-226.
- Zimba, P.V., Gitelson, A., 2006. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. *Aquaculture*, 256, 272-286.

Tiwari, S.P., Shanmugam, P., 2011. An optical model for the remote sensing of coloured dissolved organic matter in coastal/ocean waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93, 396-402.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1–38.

Webster, I.T., Hutchinson, P.A., 1994. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnology and Oceanography*, 39, 2, 365-373.

Xing, X-G., Zhao, D-Z., Liu, Y-G., Yang, J-H., Xiu, P., Wang, L., 2007. An overview of remote sensing of chlorophyll fluorescence. *Ocean Science Journal*, 42, 1, 49-59.

Yang, J., Lv, H., Yang, J., Liu, L., Yu, X., Chen, H., 2016. Decline in water level boosts cyanobacteria dominance in subtropical reservoirs. *Science of The Total Environment*, 557-558, 445-452.

Internetiallikad

EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, 2015. Peipsi järve hüdrobioloogiline seire ja uuringud.

http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=3188:peipsij_arvehydrokeemilinejahydrobioloogilineseire2014&catid=1280:siseveekogude-seire-2014-&Itemid=5790 (29.09.15)

ESA, 2016. Sentinel-3. <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-future-missions/sentinel-3> (15.03.16)

Riigi Ilmateenistus. Vaatlusandmed – tuul.

<http://www.ilmateenistus.ee/ilm/ilmavaatlused/vaatlusandmed/> (31.03.16)

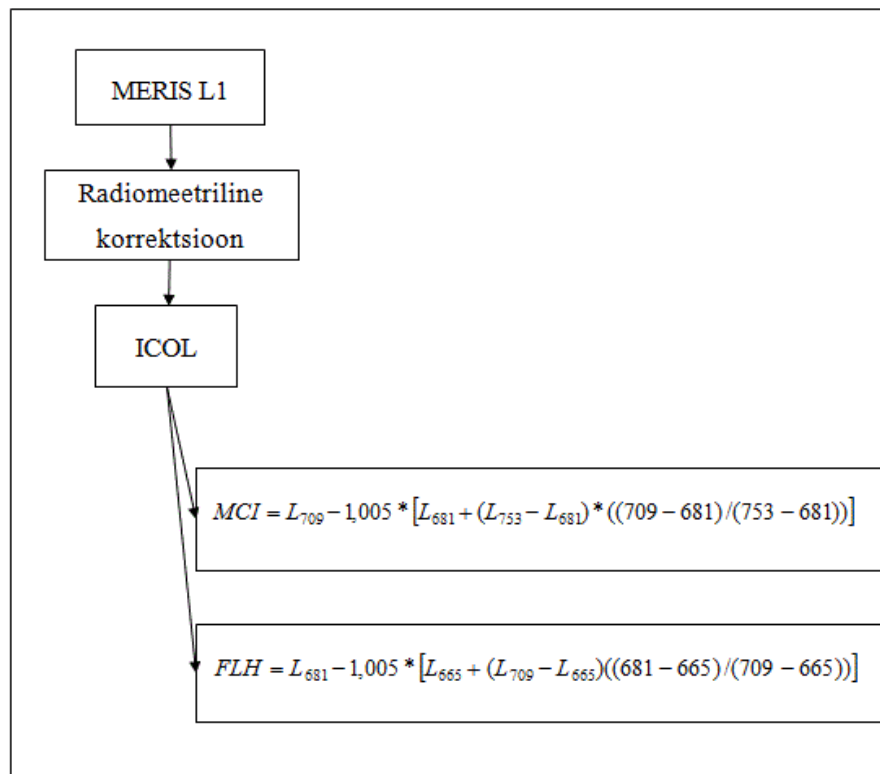
Riigi Ilmateenistus. Vaatlusvõrk. <http://www.ilmateenistus.ee/ilmateenistus/vaatlusvork/> (11.02.16)

Lisad

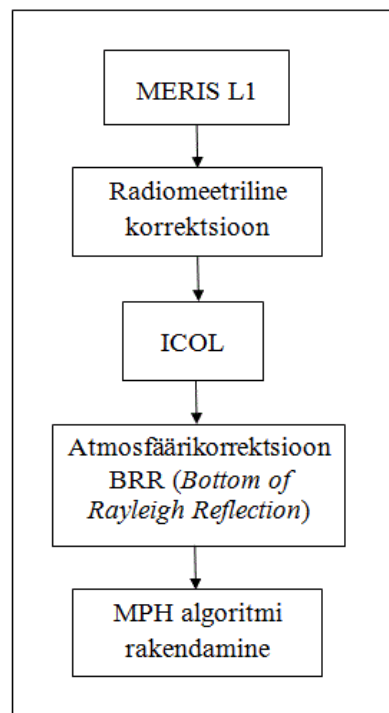
Lisa 1. Enimkasutatud lühendite loetelu

| | |
|--------------------|---|
| AOP | – <i>Apparent Optical Properties</i> ; tuletatud optilised omadused |
| Chl-a | – klorofüll-a (mg/m^3) |
| $C_{\text{chl-a}}$ | – klorofüll-a kontsentratsioon |
| CDOM | – värvunud lahustunud orgaaniline aine või kollane aine (m^{-1}) |
| CY | – tsüanobakterite biomass (g/m^3) |
| FBM | – fütoplanktoni biomass (g/m^3) |
| FLH | – <i>Fluorescence Line Height</i> ; algoritm |
| HJ | – Hüdromeetriaajaam |
| ICOL | – <i>Improved Contrast between Land and Ocean</i> ; naabrusefekti korrektsioon |
| IOP | – <i>Inherent Optical Properties</i> ; esmased optilised omadused |
| MERIS | – <i>MEdium Resolution Imaging Spectrometer</i> ; satelliitsensor |
| MCI | – <i>Maximum Chlorophyll Index</i> ; algoritm |
| MPH | – <i>Maximum Peak Height</i> ; algoritm |
| NN | – <i>Neural Network</i> ; bio-optilise võrrandi närvivõrgustik |
| OAA | – optiliselt aktiivsed ained |
| TSM | – <i>Total Suspended Matter</i> ; heljum |

Lisa 2. MCI ja FLH algoritmide rakendamise skeem



Lisa 3. MPH algoritmi rakendamise skeem



Lisa 4. Töös kasutatud regressiooniseoste andmed – võrrand, standardviga (SE), determinatsioonikordaja (R²) ning mõõtmispunktide arv (N).

| x | Parameeter | Aasta | Võrrand (p<0,05) | SE | R ² | N |
|-----|--------------------------------------|-----------|-----------------------|------|----------------|----|
| FLH | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2009 | $y = -38,57x + 7,94$ | 21,6 | 0,66 | 21 |
| FLH | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2010 | $y = -14,79x + 15,39$ | 9,4 | 0,70 | 23 |
| FLH | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2008-2011 | $y = -21,39x + 16,58$ | 17,6 | 0,45 | 95 |
| FLH | Tsüanobakterite biomass (CY) | 2009 | $y = -4,79x + 0,54$ | 2,2 | 0,74 | 21 |
| FLH | Tsüanobakterite biomass (CY) | 2008-2011 | $y = -4,17x + 1,22$ | 3,1 | 0,50 | 95 |
| MCI | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2009 | $y = 19,12x + 20,96$ | 18,2 | 0,76 | 21 |
| MCI | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2010 | $y = 7,26x + 20,58$ | 8,9 | 0,73 | 23 |
| MCI | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2008-2011 | $y = 11,09x + 23,68$ | 17,1 | 0,50 | 87 |
| MCI | Tsüanobakterite biomass (CY) | 2009 | $y = 1,87x + 2,69$ | 3,0 | 0,53 | 21 |
| MPH | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2010 | $y = 0,86x + 8,25$ | 10,4 | 0,62 | 20 |
| MPH | Klorofüll-a kontsentratsioon (Chl-a) | 2008-2011 | $y = 0,66x + 16,30$ | 14,4 | 0,38 | 74 |

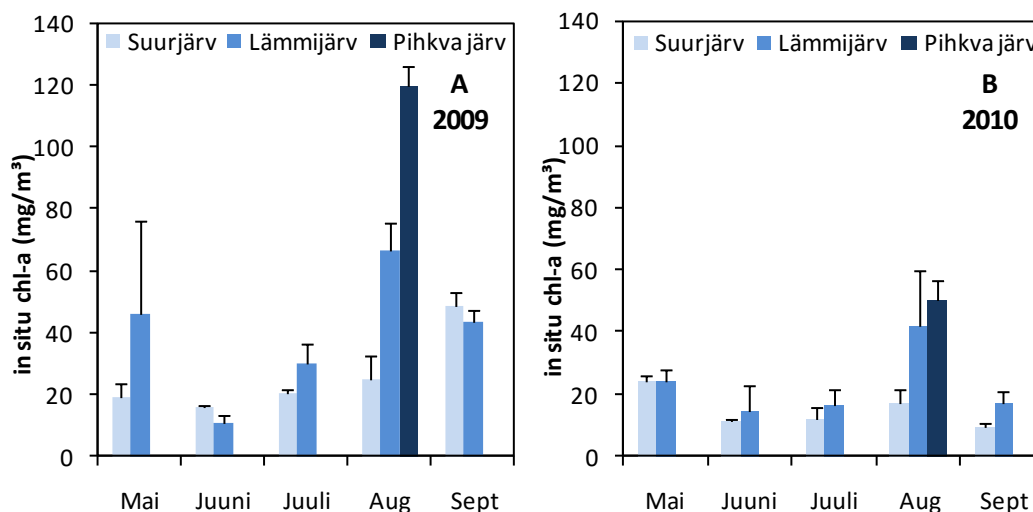
Lisa 5. *In situ* klorofüll-a ajaline varieeruvus kolmes Peipsi järve osas. Andmed on esitatud aastate 2008-2011 miinimum- (Min), maksimumväärtustena (Max) ning mediaanina (Med) kahel perioodil (aprill-juuni ning juuli-september). Pihkva järve näite kogutakse vaid augustikuus, seega ei ole esimese perioodi kohta andmeid.

| | Aprill-juuni | | | Juuli-september | | |
|----------------------------|--------------|------|------|-----------------|------|-------|
| Chl-a (mg/m ³) | Min | Med | Max | Min | Med | Max |
| Peipsi Suurjärv | 6,9 | 15,2 | 26,1 | 8,0 | 20,7 | 52,1 |
| Lämmijärv | 4,9 | 26,0 | 66,3 | 12,1 | 32,0 | 75,2 |
| Pihkva järv | | | | 41,4 | 67,6 | 123,8 |

Lisa 6. *In situ* tsüanobakterite biomassi ajaline varieeruvus kolmes Peipsi järve osas. Andmed on esitatud aastate 2008-2011 miinimum- (Min), maksimumväärtustena (Max) ning mediaanina (Med) kahel perioodil (aprill-juuni ning juuli-september). Pihkva järve näite kogutakse vaid augustikuus, seega ei ole esimese perioodi kohta andmeid.

| | Aprill-juuni | | | Juuli-september | | |
|------------------------|--------------|-----|-----|-----------------|------|------|
| CY (g/m ³) | Min | Med | Max | Min | Med | Max |
| Peipsi Suurjärv | 0,02 | 0,2 | 2,8 | 0,7 | 3,1 | 7,2 |
| Lämmijärv | 0,09 | 0,7 | 4,3 | 1,3 | 7,0 | 16,4 |
| Pihkva järv | | | | 2,0 | 10,0 | 16,8 |

Lisa 7. *In situ* klorofüll-a väärtused Peipsi järve kolmes osas aastatel 2009 (A) ja 2010 (B). Kuukeskmistele väärtustele on lisatud standardhälbed.



Lisa 8. MCI algoritmi regressiooniseoste põhjal arvutatud tsüanobakterite biomassi determinatsioonikordaja väärtused veetasemega, kaldaäärse veetemperatuuriga, õhutemperatuuriga ning tuule kiirusega aastatel 2008-2011. Tulemused ei ole statistiliselt olulised ($p > 0,05$) keskkonnaandmete vähesuse tõttu.

| | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|-------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Veetase (cm) | 0,51 | 0,33 | 0,29 | 0,60 |
| Kaldaäärne veetemp (°C) | 0,51 | 0,33 | 0,22 | 0,01 |
| Õhutemperatuur (°C) | 0,53 | 0,55 | 0,14 | 0,00 |
| Tuule kiirus (m/s) | 0,20 | 0,73 | 0,04 | 0,02 |

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Silja Põldma

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Tsüanobakterite biomassi hindamine optiliselt keerukast ja madalast siseveekogust MERIS satelliiditulemite põhjal”, mille juhendajad on Evelin Kangro ja 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, **23.05.2016**