

**Pro gradu -tutkielma**

**BFM-mallin soveltaminen järviympäristöön: Pohjois-  
Päijänteen kasviplanktonin kehityksen kuvaus**

**Tino Hovinen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

19.3.2015

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Akvaattiset tieteet

HOVINEN TINO, J.: BFM-mallin soveltaminen järviympäristöön: Pohjois-Päijänteen kasviplanktonin kehityksen kuvaus  
Pro gradu: 51 s.  
Työn ohjaajat: Dos. Timo Huttula, FT Anita Pätynen, FT Timo Marjomäki  
Tarkastajat: Prof. Jarmo Meriläinen, FT Anita Pätynen  
Maaliskuu 2015

---

Hakusanat: *a*-klorofylli, Biochemical Flux Model, herkkyysanalyysi, vesiekologinen malli

## TIIVISTELMÄ

Biochemical Flux Model (BFM) on vesiekologinen malli, joka kuvaa yleisimpien aineiden kiertoa meriekosysteemeissä. Yksi sisävesien vedenlaatumallinnuksen kehityssuunta on ollut vesiekologisten mallien linkittäminen virtausmalleihin. BFM-malli on useissa tutkimuksissa linkitetty 3D-virtausmalleihin. Tässä tutkimuksessa testattiin BFM-mallin soveltuvuutta järven kasviplanktonin biomassan kehityksen sekä *a*-klorofyllipitoisuuden kuvaamiseen. Sovellus toteutettiin 0-dimensioisena laatikkomallina Pohjois-Päijänteellä. Malli kalibroitiin vuodelle 2010 ja validointiin käytettiin vuosia 2011, 2012 ja 1977. Herkkyysanalyysissä tutkittiin kalibroituja parametreja ja *a*-klorofyllisynteesiä sekä kasviplanktonin biomassaan eniten vaikuttavia tekijöitä. Kalibrointivuoden jälkeisellä ajanjaksolla malli ennusti keskiarvotilan tasolla toiminnallisten ryhmien (piilevät, nanoflagellaatit ja muut levät) sekä *a*-klorofyllipitoisuuden arvoja hyvin, mutta Nash-Sutcliffe -selitysaste oli negatiivinen. Vuonna 1977, jolloin järvi oli nykyistä paljon rehevämpi, malli yliarvioi kevään ja kesän kasviplanktonin biomassan. Tämä voi johtua mallin liian yksinkertaisesta fysikaalisesta kuvauksesta, riittämättömästä ravinnekuvauksesta, tai kasviplanktonin merellisestä parametrisoinnista. Sellu- ja paperiteollisuuden jätevesien toksisten yhdisteiden inhibitio on asia, jota malli ei huomionnut. Haitallisten aineiden tiedetään rajoittaneen kasviplanktonbiomassaa 1970-luvulla, ja se saattaa olla merkittävä syy havaittuun anomaliaan. Mallin kasviplanktonin biomassakuvaus on herkkä ravinnepitoisuuksille ja valolle, joten intensiivisempi ravinteiden näytteenotto tai linkittäminen toisiin malleihin parantaisi todennäköisesti ennustekykyä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science

Aquatic sciences

HOVINEN TINO, J.: BFM model application for the lake environment:  
phytoplankton dynamics of the Northern part of Lake Päijänne

Master of Science Thesis: 51 p.

Supervisors: Docent Timo Huttula, PhD Anita Pätynen, PhD Timo  
Marjomäki

Inspectors: Prof. Jarmo Meriläinen, FT Anita Pätynen

March 2015

---

Key Words: aquatic ecological model, Biochemical Flux Model, chlorophyll *a*, sensitivity analysis

## ABSTRACT

Biochemical Flux Model (BFM) is an aquatic ecological model, which describes major biochemical processes in marine ecosystems. One of the recent trends in water quality modelling is linking ecological models to hydrodynamic models to get spatial descriptions for predictions. In a number of studies, BFM is linked to 3D-hydrodynamic models for spatial description. In this study BFM applicability for phytoplankton biomass dynamics and chlorophyll *a* in a lake environment was tested as a box model in Northern Lake Päijänne. Model calibration was performed for the year 2010 and validation for years 2011, 2012 and 1977. Sensitivity analysis was conducted to the calibrated parameters and chlorophyll *a* synthesis and also to find most influential input variables to phytoplankton biomass. After calibration the time period model performed well at average condition levels of phytoplankton variables (diatoms, nanoflagellates and other phytoplankton) and chlorophyll *a*, but Nash-Sutcliffe efficiency was negative. In eutrophic conditions in 1977, the model overestimated spring and summer phytoplankton biomasses. This may be due to simplified physical and insufficient nutrients description used in the model and phytoplankton parametrization for marine environment. The pulp and paper industry's wastewater toxic compounds inhibition is something that model ignored. Harmful substances are known to limit phytoplankton biomass in the 1970s, and it may be a major cause of the observed anomaly. The model's phytoplankton description is sensitive to nutrient concentrations and illumination. Therefore more intensive monitoring of nutrients or linking the used model to other models would likely improve its prediction ability.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. Tutkimuksen tausta</b> .....	<b>6</b>
2.1 Vesiekologiset mallit .....	6
2.2 Meri ja järvi kasviplanktonin kasvuympäristönä .....	10
2.3 Mekanistisen mallihankkeen eteneminen .....	13
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>14</b>
3.1 BFM:n (Biochemical Flux Model) kuvaus .....	14
3.2 Tutkimusalue.....	18
3.3 Tilastomenetelmät .....	22
3.4 BFM-mallisovellus Poronselälle .....	23
<b>4. TULOKSET</b> .....	<b>25</b>
4.1 Kalibrintivuosi 2010 ja validointivuodet 2011–2012 .....	25
4.2 Validointivuosi 1977 .....	29
4.3 Herkkyysanalyysi kalibroiduille parametreille ja <i>a</i> -klorofyllisynteeseille.....	32
4.4 Herkkyysanalyysi syöttötietojen vaikutuksesta kasviplankton biomassaan ja <i>a</i> -klorofyllipitoisuuteen .....	35
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>36</b>
5.1 Kalibrintivuosi 2010 ja validointivuodet 2011–2012 .....	36
5.2 Validointivuosi 1977 .....	38
5.3 Herkkyysanalyysi kalibroiduille parametreille .....	39
5.4 Herkkyysanalyysi syöttötietojen vaikutuksesta kasviplanktoniin.....	41
5.5 Epävarmuuslähteet ja jatkotutkimus.....	42
5.6 Yhteenvedo ja päätelmät .....	43
<b>Kiitokset</b> .....	<b>44</b>
<b>Kirjallisuus</b> .....	<b>44</b>

## 1. JOHDANTO

Ihmisten aikaansaama lisääntynyt ravinnekuormitus johtaa rehevöitymiseen (Schindler 1978). Rehevöitymisen eli perustuotannon kasvun aiheuttamat leväkukinnat ovat eräitä vesiekosysteemien tyypillisiä ongelmia. Rehevöitymisen seurauksena eliöyhteisöjen rakenteet ja koostumukset muuttuvat. Yksi merkittävimmistä muutoksista on leväbiomassan lisääntyminen, mikä johtaa vedenlaatuongelmiin (Smith 2003). Leväbiomassan merkittävä runsastuminen aiheuttaa veden samenumista, rantojen sekä verkkojen limoittumista, pohjanläheisiä happikatoja ja edesauttaa sisäistä kuormitusta. Myös haitalliset sinileväkukinnat yleistyvät rehevöitymisen muuttamien kasvuolosuhteiden takia. Vedenlaatuongelmat vähentävät vesistöjen taloudellista ja virkistyskäyttöarvoa sekä vaikuttavat ihmisten kannalta negatiivisesti ekosysteemin toimintaan. Euroopan unionin vesipuitedirektiivi (Anonyymi 2000) edellyttää, että järvien ekologinen tila on hyvä vuoteen 2015 mennessä. Direktiivin mukaan järvien tilaa tulee arvioida ensisijaisesti vesieliöstön perusteella. Ekologisen tilan luokittelussa käytetään kasviplanktonin osalta *a*-klorofyllipitoisuutta, biomassaa, sinilevien osuutta ja lajikoostumusta. Myös ilmastonmuutoksella on mahdolliset suorat ja epäsuorat vaikutukset kasviplanktoniin. Lämpötilan, sadannan, haihdunnan ja valunnan kasvaminen vaikuttaa kasviplanktoniin (George 2010). Ilmastonmuutoksen seuraukset näkyvät fosforikuormituksen kasvuna, kasviplanktonbiomassan lisääntymisenä ja sinilevien yleistymisenä sekä happipitoisuuden vähenemisenä.

Eräs menetelmä selittää ja ennustaa vedenlaatua sekä auttaa vesiensuojelun päätöksenteossa on vesiekologiset mallit (Orlob 1992). Vesiekologisilla malleilla pyritään kuvaamaan ekosysteemin fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia vuorovaikutuksia. Ne voidaan luokitella esimerkiksi monimutkaisuuden, paikallisen ulottuvuuden ja ekologian kuvauksen perusteella.

Kasviplanktonin biomassan ajallinen ja paikallinen heterogeenisyys järviympäristössä on yleistä (Reynolds 2006). Leväyhteisön biomassa ja koostumus vaihtelevat biologisten, fysikaalisten ja kemiallisten tekijöiden takia. Paikallisesti ekologiset tekijät, kuten kilpailu, ravinnepitoisuudet ja saalistuspaine, ovat voimakkaimpia vaihtelun aiheuttajia. Alueellista vaihtelua tuovat fysikaalisista voimista tuuli ja sen aiheuttamat virtaukset, lämpötila sekä stabiliteetin muutokset. Yksi järviympäristön mallinnuksen kehityssuuntaus on linkittää hydrodynaamiset 3D-mallit vesiekologiaan malleihin (Jørgensen 2010), millä saadaan paikallinen vaihtelu mukaan ennusteisiin. Hydrodynaamisten ja bio-geo-kemiallisten mallien linkittämisestä on tullut osa ympäristöongelmien ymmärtämistä ja menetelmä niiden päätöksenteon apuna käytettäviin työkaluihin (Virtanen 2009).

Yksi monipuolinen vesiekologinen malli on paljon merillä käytetty BFM eli Biochemical Flux Model (Vichi ym. 2013b). Mallin tarkoitus on kuvata yleisimmät biokemialliset aineiden kierrot meriekosysteemissä, ja sitä on käytetty useisiin eri tarkoituksiin. BFM-malli on suunniteltu yhdistettäväksi hydrodynaamisten 3D-mallien kanssa. Boreaalaisella vyöhykkeellä mallia on käytetty vain Itämerellä (Vichi ym. 2004, Tedesco 2010). Malliin on lisätty jääkuvaus, joka puuttuu useimmista kasviplanktonmalleista. Mallia on tiettävästi sovellettu sisävesiin vain alppijärvissä, eikä julkaistua kirjallisuutta ole tällä hetkellä saatavilla.

Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena on testata Biochemical Flux Model -mallin soveltuvuutta järviympäristöön, päällysveden kasviplanktondynamiikan sekä *a*-

klorofyllipitoisuuden ennustamiseen. Sovellus tehdään OD-laatikkomallina. Mallinnettavana tutkimusalueena on Pohjois-Päijänteellä sijaitseva Poronselkä, josta mitattuja havaintoja verrataan mallin antamiin kasviplanktonennusteisiin päivittäisessä ja keskimääräisessä tilanteessa. Malli kalibroidaan vuodelle 2010 ja validoinnissa käytetään vuosia 2011, 2012 ja 1977. Herkkyysanalyysin avulla tutkitaan mallin kalibroittujen parametrien, *a*-klorofyllisynteesien ja syöttötietojen vaikutusta *a*-klorofyllipitoisuuteen ja kasviplanktonbiomassaan vuosina 2010–2012.

## 2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

### 2.1 Vesiekologiset mallit

Matemaattiset mekanistiset mallit sisältävät usein suuren määrän yhtälöitä ja tilamuuttujia, mutta ne ovat silti yksinkertaisuuksia mallinnettavasta ilmiöstä. Mekanistiset mallit perustuvat systeemin vuorovaikutuksien ymmärtämiseen ja niiden matemaattiseen kuvaamiseen. Vesiekologisella mallilla tarkoitetaan mallia, joka yhdistää vesiekosysteemin biologiset, fysikaaliset ja kemialliset prosessit (Jørgensen & Bendoricchio 2001). Eri malleilla on omat käyttökohteensa ja niiden sisältämät prosessit vaihtelevat. Ne voidaan jaotella esimerkiksi käyttötarkoituksen ja laskentaperusteiden mukaan (Liite 1). Yksinkertainen malli voi olla tarkka, mikäli se perustuu tunnettuihin prosesseihin. Monimutkainen malli ei ole välttämättä tarkempi, mutta sillä pyritään realistisempaan tutkimussysteemin kuvaukseen. Järvien biokemialliset kierrot ja rehevöityminen ympäristöongelmana ovat olleet eräitä intensiivisimpiä mallinnuksen kohteita (Jørgensen & Bendoricchio 2001). Mallinnusta käytetään erilaisessa ajallisessa ja paikallisessa tutkimuksessa ja tutkimuksen skaala on yhteydessä sen käyttötarkoituksiin. Niin sanotuissa laatikkomalleissa eli OD-malleissa mallinnettava vesialue on kokonaan homogeeninen. 1D-järvimalleissa järvi jaetaan yleensä erikokoisiin kerrospaksuuksiin. 2D-malli jakaa yleensä järviolueen pinta-alaltaan osiksi, mutta ei ota huomioon syvyyttä. 3D-mallit ovat yleensä hydrodynaamisia malleja, jotka jakavat järviolueen hilakoppeihin. 3D-malleilla saadaan mm. lisättyä advektion ja diffuusion vaikutus biokemiallisiin prosesseihin. Näin ollen voidaan huomioida prosessien paikallinen vaihtelu. Dynaamisissa malleissa aika on yksi lisäulottuvuus (Liite 1). Järvien ekosysteemien toimintaa voidaan mallintaa niin menneisyyteen kuin tulevaisuuteenkin. Eri aikajaksojen ennusteilla on erilaisia sovellutuksia niin tutkijoiden kuin viranomaistenkin näkökulmasta (Liite 2). Pitkän ajan ennusteilla arvioidaan esimerkiksi ilmaston ja maankäytön vaikutuksia yleisellä tasolla (Trolle ym. 2012). Lyhyemmällä aikaskaalalla toteutetut simuloinnit tuottavat tarkemmin tietoa systeemin tilasta ja siihen kohdistuvista tekijöistä.

Kokonaisfosforipitoisuuden ja *a*-klorofyllin välinen riippuvuus todettiin 1960-luvulla (Sakamoto 1966). Tästä johdettiin ensimmäiset tilastolliset kokonaisfosforimallit (Vollenweider 1976, Reckhow & Chapra 1983). Tilastollisia malleja on käytetty ja kehitetty tähän päivään asti vesienhoitotyötä varten niiden yksinkertaisuuden, helppokäyttöisyyden ja yleistettävyyden vuoksi. Niiden puutteina voidaan pitää usein ajallisen vaihtelun, sedimentin ja ravintoverkon vaikutuksen sekä kausaliteetin puuttumista (Mooij ym. 2010). Laskentatehon kasvu on kuitenkin mahdollistanut edistyneempien tilastollisten menetelmien käyttöä (Robson 2014).

Ensimmäisenä biokemiallisena matemaattisena mallina voidaan pitää Streeter-Phelps -yhtälöä happipitoisuuden ja biologisen hapenkulutuksen yhteydestä (Streeter & Phelps 1925). Malli sisälsi vain yhden differentiaaliyhtälön. Järvien mekanistisen rehevöitymismallinnuksen kehitystyötä on tehty 1960-luvulta alkaen (Chen ja Orlob 1975).

Käytännössä ensimmäiset monimutkaisemmat rehevöitymis- ja jokimallit tehtiin 1970-luvulla, numeeristen laskentamenetelmien yleistyttyä (Jørgensen & Bendoricchio 2001). Mekanististen mallien suurin ongelma ei ollut tietojenkäsittelyn kehittyessä enää laskentatehoissa tai matemaattisessa ratkaisussa vaan ekologisen tietämyksen sekä prosessien tuntemisen ja kuvauksen puutteessa. Mallintajat alkoivat kiinnittää enemmän huomiota niihin. Tämä sai aikaan tietyn menettelytavan, joka sisälsi käsitteistämisen, parametrien estimoinnin, verifioinnin, validoinnin ja herkkyystarkastelun. Samaan aikaan tämän kehityksen kanssa ekologinen tutkimus siirtyi enemmän kvalitatiivisesta kvantitatiiviseen, mikä on ollut suorassa yhteydessä mallien kehitykseen. Prosessien kuvauksen ja ekologisen tietämyksen puute on vieläkin suurin ongelma mallinnuksessa, vaikka prosessien kuvaukset ovat parantuneet. Vesiekologisten mallien käytön yleistyessä huomattiin tarve eri malleille erilaisiin ekosysteemeihin. Mallit eivät välttämättä toimineet oikein eri ekosysteemissä kuin missä ne oli kehitetty. Ekologisten prosessien tietämyksen lisäämisen ohella haluttiin varmistaa myös mallin ennustekykyä. Näin syntyi kalibroinnin ja validoinnin menettely, jolla tarkennettiin mallien toimintaa. Dynaamisten mallien kehittyessä niitä käytettiin koko ajan enemmän vesiensuojelun päätöksenteossa. Vaikka mallien simuloinneista ei välttämättä saatu tarkkoja ennusteita, niiden huomattiin antavan yleiskäsityksen ihmistoiminnan vesistövaikutuksista. Myös tutkijat huomasivat mallien käytön hyödyllisyyden tutkimusongelmien priorisoinnissa ja systeemin ominaisuuksien tutkimisessa (Jørgensen 2002). Vedenlaatumallien käyttö lisääntyi radikaalisti 1990-luvun jälkeen tietojenkäsittelyn ja tieteellisten teorioiden kehittymisen myötä (Trolle ym. 2012). Tällöin alettiin myös soveltaa enemmän 3D-virtausmalleja (Jørgensen 2002). Vesiekologisia malleja on kehitetty viimeisen 40 vuoden aikana suuri määrä (Jørgensen 2010). Vuonna 2012 julkaisuja dominoivat vesiekologiset mallit olivat: DYRESM/ELCOM/CAEDYM, DELFT3D, CE-QUAL-W2, CORMIX, ja PROTECH (Trolle ym. 2012). Näistä CORMIX on puhtaasti hydrodynaaminen malli ja muut sisältävät kasviplanktonkuvauksen. Vedenlaadun mallinnus on 1980-luvulta asti tuottanut paljon erilaisia sovelluksia rehevöitymisen tutkimiseen eri tyyppisissä vesiekosysteemeissä, mutta ei ole poistanut niiden kehittämisen tarvetta (Jørgensen 2002).

Sekä tilastollisia että mekanistisia malleja on kehitetty ja käytetty vesienhoidon arviointityökaluina niiden muodostamisesta asti, nykyisin usein yhdessä (Robson 2014). Tilastolliset mallit perustuvat riippuvien ja riippumattomien muuttujien yhteyksiin. Tilastollisilla malleilla voidaan myös parantaa matemaattisten mallien prosessikuvauksia ja tuottaa realistista virhearviointia (Malve 2007, Jørgensen 2008). Mekanistisilla malleilla voidaan kuvata systeemin vasteiden lisäksi myös systeemin sisäistä toimintaa, ja niillä voidaan simuloida systeemin käyttäytymistä sekä tehdä ennusteita. Niiden haittapuolina tilastollisiin malleihin verrattuna voidaan pitää tarvittavaa suurta syöttötietojen määrää, monimutkaisuutta, tarvittavaa laskentatehoa, puutteellista parametrisointia ja heikkoutta tuottaa kvantitatiivisiä epävarmuusarvioita (Robson ym. 2008). Mekanistiset mallit voidaan jaotella esimerkiksi staattisen ja dynaamisen tilan malleihin (Liite 1). Staattisen tilan mallit kuvaavat keskiarvoista tilaa, kun taas dynaamisissa malleissa ajallinen vaihtelu on kuvattu differenssiyhtälöillä, ja ne perustuvat yleensä aineen häviämättömyyden lakiin (Jørgensen 2008). Nykyisin rehevöitymismallien kehityksessä on mm. laajennettu niiden paikallista kuvausta yhdistämällä 3D-virtausmallit ja vesiekologiset mallit. Tämä on tuonut lisäulottuvuuden myös vesiekologisiin malleihin, joissa eliöiden sopeutuminen ja lajikoostumus ovat tärkeitä tekijöitä. Useita vesiekologisia malleja on käytetty linkittämällä ne ilmasto- ja valuma-alueille. Linkittämistä on käytetty esimerkiksi ilmastomuutoksen vaikutuksien tutkimiseksi järvi-ekosysteemeissä (George 2010) ja valuma-alueelta merelle ulottuviin tarkasteluihin (Robson 2014). Uusia ekologisia prosesseja on lisätty. Esimerkkinä sellaisesta on syanobakteerien ja makrofyyttien kilpailu

(Jørgensen 2010). Tilastollisten menetelmien, etenkin Bayesilaisen lähestymistavan, käyttö yhdessä mekanististen menetelmien kanssa on lisääntynyt. Tulevaisuuden tavoitteet ovat mallien yhtenäisessä kehityksessä, samoissa kehityskäytännöissä, avoimemmassa keskustelussa ja vuorovaikutuksen lisäämisessä mallintajien ja käyttäjien välillä toiminnan parantamiseksi (Mooij ym 2010).

Meri- ja järviympäristö eroavat toisistaan, mutta malleissa niiden prosessit voivat olla hyvin samankaltaisia. Osaa vesiekologisista malleista käytetään sekä meri- että järviympäristössä, mikäli ne sisältävät kuvauksen suolapitoisuudesta. Merimallit keskittyvät usein enemmän ravintoverkon toimintaan, kun taas järvimalleissa sedimentin kuvaus on tärkeässä roolissa (Robson 2014). Joki- ja valuma-aluemallit eroavat merkittävästi edellisistä (Robson 2013).

Viimeisimmän neljän vuosikymmenen aikana merialueilla on käytetty paljon NPZ (nutrients-phytoplankton-zooplankton) -perusteisia malleja (Franks 2002). Nämä mallit kuvaavat kolmen tilamuuttujan eli rajoittavan ravinteen sekä kasvi- ja eläinplanktonin vuorovaikutuksia ja ovat eräitä yksinkertaisimpia ekosysteemimalleja. Niitä on myös sovellettu järviympäristöön (Danielsdottir ym. 2007). NPZ-malleja on nykyisin yhdistetty fysikaalisiin malleihin, joiden ulottuvuuskuvaukset vaihtelevat 1D-, 2D- ja 3D-ympäristöissä (Franks 2002). Malleista on kehitetty NPZD-malleja, mitkä ottavat huomioon myös detrituksen vaikutuksen. Nykyisin on huomattu tarve usealle tilamuuttujalle ja näin kehitetty monimutkaisempia malleja. Monimutkaisuus ei ole silti aina tuottanut parempaa ennustetta (Hood ym. 2006, Robson 2014).

Useita eri malleja on sovellettu ja kehitetty arviointityökaluiksi Suomessa. (Duel ym. 2011, Malve ym. 2011). Suomessa monimutkaisten vesiekologisten mallien ensimmäisenä sovelluksena sisävesillä voidaan pitää Pohjois-Päijänteellä EPAECO-mallin testausta vuonna 1979. Tuolloin mallin ongelmaksi muodostui soveltuminen rikkonaiseen vesistöön ja talviolosuhteiden puuttuminen (Niemi 1979). Tästä kehitettiin FINNECO-malli, joka sisälsi myös talviosan (Niemi 1985, 1986). Se soveltui hyvin järville, joiden vedenlaatu ei ollut kovin huono ja jotka eivät kärsineet talvenaikaisesta happivajeesta. Siitä edelleen kehitettiin FINNEST-malli, jota on sovellettu Itämerellä (Ennet ym. 1989, Tamsalu ym. 1995). FINNEST-malli käyttää kasvi- ja eläinplanktonin luokittelussa planktoneliöiden kokoon perustuvaa ryhmittelyä. Mallissa kasviplankton on jaoteltu flagellaatteihin sekä piko- ja nanoplanktoniin. Niiden biomassamuutokset perustuvat kasvuun, laidunnukseen ja sedimentoitumiseen. Toinen Suomessa kehitetty malli on YVA-SYKE 3D-ekosysteemimalli, jota on käytetty Itämerellä (Kiirikki ym. 2001). Malli sisältää virtauslaskennan, sedimenttikuvauksen sekä epäorgaanisen typpi- ja fosforikuvauksen. Mallin biologinen osuus (Kuusisto ym. 1998) kuvaa sinilevät ja muut levät. Niiden biomassan laskeminen perustuu maksimaalisen kasvu- ja sedimentaationopeuteen. Biomassa käsitellään kasviplanktonin märkäpainoja ja ravinteissa malli käyttää Redfieldin suhdetta (Redfield 1963).

PROTECH on kasviplanktonmalli sisävesille (Reynolds 2001, Taulukko 1). Malli on 1-ulotteinen, ja se estimoii maksimissaan 10 kasviplanktonlajin määriä halutun korkuisessa vesikerroksessa. Laskennassa vesimassa jaetaan 10 cm kerrokseen. Halutut lajit, jotka edustavat myös erilaisia toiminnallisia ryhmiä, voidaan valita yli 100 lajin kirjastosta. Erityisesti lajien pinta-alan ja tilavuuden suhde vaikuttaa niiden kasvunopeuksiin erilaisissa olosuhteissa, mitä on käytetty hyväksi toiminnallisten ryhmien jaottelussa. Kasviplanktonin kasvu lasketaan *a*-klorofyllipitoisuuden muutoksena, johon vaikuttavat lajien kasvunopeus, liikkuminen/vajoaminen, eläinplanktonin laidunnus (tietyn kokoisille planktoneliöille) sekä huuhtoutuminen pois veden virtauksen mukana. Kasvunopeus



ratkaistaan valaistusolosuhteiden ja ravinnepitoisuuksien perusteella. PROTECH käyttää kiinteää stoikiometriaa kaikille leväryhmille. Mallista on useita julkaisuja. Sitä on käytetty myös Suomessa arvioihin ilmastonmuutoksen vaikutuksista Säskylän Pyhäjärven kasviplanktonyhteisöön (Pätynen ym. 2014). Mallissa kasviplanktonin kasvuun vaikuttavat eniten ravinnepitoisuus, valo ja lämpötila. Valoon liittyvän yhtälön on todettu vaikuttavan kasviplanktonbiomassaan (Elliott ym. 1999). PROTECH:lle tehdyssä herkkyysanalyysissä lämpötilan ja ravinnekuormituksen vaikutuksista kasviplanktonbiomassaan todettiin ravinnekuormituksen olevan tärkein tekijä Loch Leven järvellä. Lämpötilalla ei ollut suurta vaikutusta kasviplanktonbiomassaan, mutta fosforikuormituksen lisääntyessä biomassa kasvoi. Toisaalta typen kuormituksen vähentyessä *Anabaena*-syanobakteeri sai kilpailuedun ja sen biomassa lisääntyi (Elliot & May 2008).

CE-QUAL-W2 on 2D-malli (Cole & Buckhak 1995). Sillä voidaan ennustaa virtaamia, lämpötilaa ja vedenlaatua. Ravinteiden ja happipitoisuuden lisäksi malli sisältää tilamuuttujan yhdelle kasviplanktonryhmälle ja yksinkertaisen sedimenttikuvauksen. Kasviplanktonin määrä lasketaan kasvun, fotosynteesin ja pimeäreaktion, erityksen, kuolleisuuden ja sedimentoitumisen kautta. Kasviplanktonin vuorovaikutuksia ravinteiden ja hapen kanssa pystytään tutkimaan ja kasviplankton toimii niiden kuluttajana tai tuottajana. Biomassa lasketaan hiilipitoisuutena ja muuntamiseen *a*-klorofylliksi käytetään kiinteää kerrointa. Herkkyysanalyysissä *a*-klorofyllipitoisuuteen eniten vaikuttavat tekijät olivat kasviplanktonin maksimaalinen kasvunopeus, sedimentaationopeus ja lämpötilan minimi ja maksimi kasvulle (Růžicka ym. 2002).

Vesiekologisista malleista eniten julkaisuja vuonna 2012 ilmeistyi DYRESM/ELCOM/CAEDYM-malleista (Trolle ym. 2012). Kaksi ensimmäistä osaa mallikokonaisuudesta ovat hydrodynaamisia mallin osia joko 1D- tai 3D-virtauslaskentaan ja CAEDYM (Hipse ym. 2006) on biologinen osa. CAEDYM sisältää prosessikuvaukset perus- ja sekundaarituotannolle, ravinteiden ja metallien kierrolle sekä happipitoisuudelle ja sedimentin resuspensiolle. Kasviplankton on mallissa jaoteltu 7 eri ryhmään lajiston perusteella: panssarilevät, kaksi syanobakteeri ryhmää, viherlevät ja nielulevät sekä merelliset ja sisävesien piileväryhmät. Kasviplanktonin tärkeimmät prosessit mallissa ovat kasvu, ravinteiden otto ja solukuolema sekä eläinplanktonin laidunnus. Mallin tärkeimmät kasviplanktonin biomassaan vaikuttavat prosessit ovat aikaisemman malliversion mukaan: kasviplanktonin kasvu, eläinplanktonin laidunnus ja sen ravinnon valikointi sekä eläinplanktonin hengitys (Griffin ym. 2001, Jones 2011). Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuuden laskemiseen malli käyttää kiinteitä kertoimia hiilestä.

Toinen yleinen hydrodynaaminen 3D-virtausmalli on Delft 3D (Anonyymi 1999). Malli on kaupallinen ja siihen voi lisätä erilaisia moduuleita käyttötarkoituksen mukaan. Se sisältää kaksi kasviplanktonmoduulia. Niistä DYNAMO-moduuli sisältää kaksi leväryhmää, piilevät ja muut levät, ja se on tarkoitettu karkeisiin arvioihin. BLOOM-moduuli sisältää 4 leväryhmää: panssarilevät, piilevät, flagellaatit ja merellisen tarttumaleviin kuuluvan Phaeocystis-ryhmän. Molemmat moduulit ottavat biomassan laskennassa huomioon sedimentoitumisen, resuspension, perustuotannon, hengityksen ja kuolleisuuden. Moduuleissa *a*-klorofyllipitoisuudet ovat kiinnitettyjä arvoja eri leväryhmille. Parametrien herkkyysanalyysissä *a*-klorofyllin laskennan todettiin olevan herkin *a*-klorofyllin ja hiilibiomassan suhteelle kaikissa leväryhmissä sekä fosforin ja hiilibiomassan suhteelle flagellaattien tapauksessa (Salacinska ym. 2010). Myös kasvunopeuteen sekä valoon liittyvien parametrien todettiin olevan herkkiä *a*-klorofyllipitoisuudelle. Valoon liittyvistä parametreista detrituksen määrän todettiin olevan merkittävin tekijä *a*-klorofyllipitoisuuteen.

Tässä tutkimuksessa käytettävä Biochemical Flux Model (BFM) on hiilen, fosfaattifosforin, piin, nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyypen stoikiometriaan perustuva vesiekologinen malli, jonka tarkoituksena on kuvata tärkeimmät biokemialliset prosessit ja aineiden kierrot meriympäristössä. Malli kuvaa abiottisen ympäristön epäorgaanisen tyypen ja fosforin sekä, hiilen, piin ja hapen kiertoa vesiekosysteemissä. Bioottinen kuvaus on tehty alhaisten trofiatasojen perusteella, ja se on jaettu tuottajiin, kuluttajiin ja hajottajiin. Mallia on käytetty merillä ja yleensä yhdistettynä hydrodynaamisiin leviämismalleihin. Ennusteiden aikaskaala on vaihdellut viikoista vuosikymmeneihin ja mallinnettavien alueiden koko on ollut valtamerestä murtovesialtaisiin. Tutkimusalueina ovat olleet etenkin murtovesialtaat: Välimeri, Adrianmeri ja Itämeri. BFM-mallia on käytetty esimerkiksi: valtamerien hiilidioksidin sitoutumiseen eri ilmastoskenaarioissa (Lazzari ym. 2013, Vichi ym. 2013 a, Vichi ym. 2007), merien biokemiallisten kiertojen selittämiseen, ennusteisiin eri skenaarioissa ja jälkikäteisennusteisiin (Mattia ym. 2013, Lazzari ym. 2011, Patara ym. 2011, Tedesco ym. 2007), kasvi- ja eläinplankton tutkimuksessa (Lazzari ym. 2012, Patara ym. 2012), meriveden värin (Triantafyllou ym. 2007) ja merijään biokemiallisten kiertojen kuvaukseen (Tedesco & Vichi 2010, Tedesco ym. 2010, 2012).

Taulukko 1. Neljän vuonna 2012 eniten julkaistujen (kasviplankton kuvauksen sisältävän) ja tässä työssä käytettävän vesiekologisen mallin ominaisuuksien vertailua.

Malli	Biomassan laskenta	<i>a</i> -klorofylli	Leväryhmät	Ulottuvuus
PROTECH	Kiinteä kerroin	Kasvunopeus, liikkuminen, laidunnus, viipymä	10 (100)	1D
CE-QUAL-W2	Kasvu, yhteyttäminen, erityys, kuolleisuus, sedimentoituminen	Kiinteä kerroin	1 ryhmä	2D
CAEDYM	Kasvu, ravinteiden otto, laidunnus, solukuolema	Kiinteä kerroin	7 ryhmää	1D, 3D
Delft 3D (BLOOM)	Perustuotanto, sedimentaatio, resuspensio, hengitys	Kiinteä kerroin	4 ryhmää	1D, 2D, 3D
BFM	Perustuotanto, ravinteiden otto, laidunnus, solukuolema	Kiinteä tai dynaaminen kerroin	4 ryhmää	0D

## 2.2 Meri ja järvi kasviplanktonin kasvuympäristönä

Kasviplanktonin kasvua säätelevät fysikaaliset, kemialliset ja biologiset tekijät. Kasvun perusedellytykset ovat ravinteet, valo ja lämpö (Reynolds 2006). Myös virtausolosuhteet ja koko ravintoverkon toiminta vaikuttaa kasviplanktoniyhteisön koostumukseen ja biomassan määrään. Merien ja järvien suurimpana erona pidetään suolapitoisuutta. Toisaalta osa merialueista on vähäsuolaisia ja järvet voivat olla suolajärviä. Merten syvyys ja tilavuus on yleensä suurempi kuin järvien. Syvillä merialueilla pohjasedimentin vaikutus kasviplanktonin kasvuun on vähäisempää kuin

matalissa järvissä. Tilavuus vaikuttaa vesialueiden eroihin lämpötilassa ja kerrostumisessa. Erilaiset virtausolosuhteet ja valuma-alueen vaikutus tuovat vaihtelua eri ympäristöille, joissa myös eliöstön vuorovaikutukset muokkaavat kasviplanktonyhteisöä. Merien ja järvien kasviplankton on melko samankaltaista ekologiaaltaan, mutta eroavaisuuksia on niiden fysiologiassa ja kasviplanktonyhteisön sukkessiovaiheessa (Killham & Hecky 1988).

Meriympäristön suolapitoisuus vaikuttaa kerrostumiseen ja voi muodostaa pysyvän suolakerrostuneisuuden lämpötilakerrostumisen lisäksi. Suolapitoisuus vaikuttaa myös kasviplanktonin nosteeseen ja sen osmoregulaatioon. Sekä meri- että järviympäristössä isossa mittakaavassa kasviplanktoniin vaikuttavat enemmän fysikaaliset voimat, kuten tuuli, virtaukset, lämpötila, stabiliteetti ja syvyydestä johtuvat lämpötilaerot (Reynolds 2001, O'Sullivan & Reynolds 2008). Suuren mittakaavan virtaukset vaikuttavat biomassan jakautumiseen niin vertikaalisti kuin horisontaalisesti (Liite 3). Kasviplanktoneliöt pienestä koostaan johtuen elävät laminaarisessa ympäristössä, jolloin käytännössä virtaukset kuljettavat niitä, mutta lajikohtaisesti ne voivat vaikuttaa kulkeutumiseensa passiivisesti kokonsa, muotonsa ja tiheyden avulla, jotkut myös aktiivisesti käyttämällä uintisiimojansa. Tuuli on avovesikaudella sisävesillä merkittävin virtauksen aiheuttaja. Järvillä virtausolosuhteisiin vaikuttaa erityisesti myös vuorovaikutus pohjan kanssa. Merivirtaukset ja kumpuaminen vaikuttavat meriympäristön virtausolosuhteisiin. Virtaukset voivat toimia sekä kasviplanktonia kasaavana että jakaamaa tasoittavana tekijänä meri- ja järviympäristössä. Lämpötila vaikuttaa eliöiden fysiologiaan ja kasviplanktonin kasvuun sekä jakautumisnopeuteen, joten sillä on suuri merkitys kasvun kannalta. Lämpötila vaikuttaa myös vesistöjen kerrostumiseen, millä on kasviplanktonin kannalta merkitystä etenkin ravinteiden kiertoon ja biomassan vertikaaliseen jakautumiseen (O'Sullivan & Reynolds 2008). Stabiliteetilla tarkoitetaan vesistön kerrostumisen vahvuutta. Kova tuuli voi purkaa kerrostuneisuuden avovesikaudella, ja se vaikuttaa olennaisesti myös harppauskerroksen syvyyteen. Kerrostuneisuus estää ravinteiden sekoittumista alusvedestä päällysveteen, mikä vaikuttaa kasviplanktonin ravinteiden saatavuuteen.

Orgaanisen aineen määrä ja typpi- sekä fosforipitoisuudet ovat järvissä ja rannikkoalueilla usein suurempia kuin avomerillä (Reynolds 2001). Tähän vaikuttavat valuma-alueelta huuhtoutunut orgaaninen aine ja ravinteet. Etenkin borealisella vyöhykkeellä valunnan mukana huuhtoutuneet humusaineet vaikuttavat myös valon läpäisykykyyn vedessä, millä on vaikutusta niin lämpötilaeroihin kuin eliöstöön (Eloranta 1978). Valo on kasviplanktonin yhteyttämisen edellytys, ja valon määrällä on vaikutusta kasviplanktoniin kasvuun. Merillä valaistusolosuhteiden muutokset ovat usein pienempiä kuin järvissä. Etenkin matalissa järvissä sedimentin resuspensiolla voi olla merkitystä kasviplanktonille paremmalla ravinteiden saatavuudella ja valaistusolosuhteiden äkillisten muutoksien takia (Schallenberg & Burns 2004). Järvissä perustuotantoa rajoittava ravinne on fosfori, mutta merissä typpi. Myös silikaatti- tai rautapitoisuus voi rajoittaa tai hidastaa joidenkin levälajien kasvua merialueilla (Kalff 2002, Reynolds 2006, O'Sullivan & Reynolds 2008). Silikaattipitoisuus voi rajoittaa rehevöityneissä vesissä myös piilevien kasvua, silloin kun niitä on runsaasti. Itämeri, kuten osa muista murtovesialtaista, on tässä poikkeus. Rehevöityneen Itämeren kasviplanktonin kasvua rajoittaa ravinteista osittain nykyisin myös fosfori. Itämeri on myös suhteellisen matala ja vähäsuolainen merialueeksi (Anonyymi 2014).

Merillä kasviplanktonilajisto koostuu tyypillisesti piilevistä, panssarileivistä ja pikoplanktonista, mutta näissä on hyvin paljon vaihtelua (Reynolds 2006). Esimerkiksi lähellä päiväntasaajaa meret ovat oligotrofisia ja pysyvästi syvältä lämpötilakerrostuneita, minkä takia pikoplankton on valtalajistoa. Muutokset tasaisissa virtausolosuhteissa lisäävät

pii- sini- ja panssarilevien osuutta pikoplanktonvaltaisessa yhteisössä. Korkeilla leveyspiireillä olosuhteet vaihtelevat paljon valon, lämmön ja sekoittumisen suhteen. Epätasaisten olosuhteiden takia lajiston kausivaihtelu on myös suurempaa. Borealisella vyöhykkeellä piilevät kilpailevat panssarilevien ja nanoplanktonin kanssa. Keskimääräinen *a*-klorofyllipitoisuus on huomattavasti pienempi avomerillä verrattuna Suomen sisävesiin. Avomerten tilavuus on huomattavasti suurempi kuin järvien, mutta ravinnepitoisuudet ja perustuotantopotentiaali ovat alhaisempia. Rannikkoalueiden kantokyky ja kasviplanktonbiomassa ovat huomattavasti suurempia kuin avomeren virtausolosuhteiden ja suurempien ravinnepitoisuuksien takia. Merialueille kasviplanktonin erilaiset adaptaatiot voivat aiheuttaa mallinnuksessa ongelmia niiden kasvuparametrisoinnissa. Kasviplanktonin sopeumat voivat vaihdella jo merien ulappa- ja rannikkoalueilla samankin lajin sisällä (Strzepek & Harrison 2004). Järvillä ei ole niin tyypillistä kasviplanktonin lajikoostumusta kuin merillä järvien ominaisuuksien suuremman vaihtelun takia, mitkä valtaosin valuma-alue, paikallinen ilmasto ja järven morfometria määrittelevät (Reynolds 2006). Alhaisten ravinnepitoisuuksien ja kerrostumisen takia suurien ja syvien oligotrofisten järvien lajikoostumus muistuttaa enemmän avomerta. Keskiuurissa ja pienissä järvissä ravinnepitoisuudella ja valaistusolosuhteilla on suurempi vaikutus kasviplanktoniyhteisön koostumukseen kuin merillä, joissa kerrostuneisuus on tärkeämmässä osuudessa.

Reynolds (2006) on jakanut kasviplanktonin neljään eri toiminnalliseen ryhmään. Kolme niistä vastaa Grimen (1988) kasvien luokittelua: C, S, R. Neljäs ryhmä SS-strategistit on lisätty, jotta äärimmäisen oligotrofiseen ympäristöön sopeutuneiden lajien ominaisuudet saataisiin paremmin huomioitua. C-strategistit ovat kilpailijoita, jotka runsastuvat, kun ravinteita on saatavilla. Ne kasvavat huonossakin valaistusympäristössä eivätkä vajoa helposti, mutta ovat alttiita predaatiolle. Tähän luokkaan luetaan esimerkiksi viherlevä *Chlorella* ja nielulevä *Rhodomonas*. S-strategistit kestävät stressiä eli saavat kilpailuedun ravinteiden rajoittaessa ja voivat mahdollisesti käyttää vaihtoehtoisia ravinnelähteitä. Vaihtoehtoiset ravinnonlähteet voivat olla esimerkiksi typensidonnain tai fosfataasin tuoton avulla saatuja ravinteita, bakteereita tai orgaanista ainetta. Osa S-strategisteista pystyy liikkumaan aktiivisesti. Tähän ryhmään luetaan esimerkiksi syanobakteerit *Anabaena* ja *Microcystis*. R-strategistit ovat sopeutuva ryhmä. Ne kasvavat niukemmassakin valaistuksessa, ja useimmat eivät ole alttiita predaatiolle. Tähän ryhmään luetaan esimerkiksi piilevät *Asterionella* ja *Aulacoseira*. SS-strategistit kestävät pitkäaikaista ravinteiden rajoitusta pienen kokonsa vuoksi, mutta ovat alttiita predaatiolle. Ne elävät kuitenkin oligotrofisilla alueilla, joilla laidunnuspaine on alhainen. Tähän ryhmään luetaan esimerkiksi pikoplanktonilajit *Cyanobium* ja *Prochlorococcus*. Näiden morfologiaan ja ekologiaan perustuvien ryhmien on todettu selitettävän paremmin kasviplanktonbiomassan ja *a*-klorofyllipitoisuuden vaihtelua kuin pelkästään taksonomiseen luokitteluun perustuvan lähestymistavan. Useimmat lajit tosin omaavat useamman eri ryhmän piirteitä. Reynolds ym. (2002) ovat jakaneet toiminnalliset ryhmät vielä tarkemmin yli 30 ryhmään. Siinä otetaan huomioon eri ryhmien herkkyys ja kestävyys useampien ekologisten ominaisuuksien kannalta. Toiminnallisia ryhmiä käytetään useissa eri malleissa kuvaamaan ekologialtaan samankaltaisia ryhmiä (Reynolds 2006). Toinen jakotapa toiminnallisiin ryhmiin on biokemiallinen, jolloin eri ryhmien jaottelu perustuu samanlaisiin biokemiallisiin reaktioihin ja stoikiometriaan esimerkiksi typensidonnassa tai silikaatin käytössä (Hood ym. 2006). Eri ryhmiin jakaminen voidaan tehdä myös pelkästään kasviplanktonin kokoluokkien perusteella (Quere ym. 2005).

### 2.3 Mekanistisen mallihankkeen eteneminen

Mekanistisen mallihankkeen eteneminen voidaan jakaa useaan eri vaiheeseen (Jørgensen 2008, Robson ym. 2008, Duel ym. 2011). Aluksi valitaan käyttötarkoituksen mukainen malli hankkeen tavoitteiden mukaan sekä määritellään mallin ulottuvuuden lisäksi, mitä halutaan tuloksien kuvaavan ja mistä halutaan tuloksia. Mallin valinta perustuu käyttötarkoituksen lisäksi saatavilla oleviin havaintoihin. Käyttötarkoituksen mukaan valitaan, mitä muuttujia estimoidaan. Sitten päätetään, minkälainen ajallinen ja paikallinen skaala on sopiva mallille eli kuinka pitkiä ja mitä aluetta kuvaavia simulaatioita halutaan tehdä. Lopullisen mallin valintaan ja sen yksityiskohtaisuuteen vaikuttavat nämä tekijät.

Seuraavassa vaiheessa kerätään tarvittavat tiedot mallinnettavasta kohteesta ja tehdään käsitteellinen malli helpottamaan mallinnettavan systeemin ymmärtämistä (Duel ym. 2011). Käsitteellistämässä selvitetään systeemin eri tekijöiden fysikaaliset, kemialliset ja biologiset vuorovaikutukset, tärkeimmät ominaisuudet sekä se, mitä niistä halutaan kuvata mallissa. Erilaisilla vesialueilla tärkeimmät muuttujien arvot vaihtelevat hyvin paljon. Vain tärkeimmät muuttujat tulisi ottaa mukaan malliin, ja ne riippuvat tutkittavasta alueesta. Esimerkiksi mallinnettaessa kasviplanktonia tulisi fosforirajoitteisella alueella kiinnittää fosforin dynamiikan kuvaukseen eniten huomiota.

Mallin luotettavuutta testataan verifiointivaiheessa. Verifiointilla tarkoitetaan mallin formalismin testausta (Rykiel 1996). Yleensä siihen sisältyy kaksi vaihetta. Mallin logiikan testauksessa varmistetaan, että malli on sopiva kuvaus systeemistä. Mekanistisella verifiointilla varmistetaan matemaattisten ratkaisujen oikeellisuus ja niiden oikeanlainen siirtyminen mallisovellukseen.

Tämän jälkeen tuleva kalibrointi-, validointi- ja herkkyysanalyysivaihe vuorottelevat (Jørgensen 2008). Kalibroinnilla tarkoitetaan mallisovelluksen parametrien säätämistä. Tällä pyritään saamaan malliennusteet vastaamaan mahdollisimman hyvin mitattuja arvoja. Parametrit mekaanisille malleille saadaan usein mallinnettavalle systeemille tehdyistä arvoista tai aikaisemmista laboratorio- ja kenttäkokeista tai kirjallisuuden perusteella lasketuista suhteista. Biologisissa prosesseissa on hyvin paljon ympäristötekijöistä johtuvaa vaihtelua. Prosessien parametrien arvot voivat olla myös vaihtelevien ympäristötekijöiden takia dynaamisia ja herkkiä muutoksille, joten kalibroinnissa parametreja joudutaan usein muuttamaan niille sopivan vaihteluvälin sisällä. Ongelmana muuttamisessa on, että parametrin arvo ei välttämättä ole riittävän tarkka tai mallin parametriseinti on puutteellinen (Arhonditsis & Brett 2004). Parametrien optimointia voidaan nykyisin suorittaa mm. Monte Carlo -menetelmillä tai sen muunnoksilla (Robson ym. 2008). Kalibroimiseen voi liittyä myös kalibrointiharha, jolla tarkoitetaan muiden tilamuuttujien huomiotta jättämistä kalibroimisen yhteydessä. Kalibrointiharhassa keskitytään vain kiinnostavien tilamuuttujien kalibrointiin mallissa, vaikka se laskisi muiden tilamuuttujien ennustekykyä tai vaikuttaisi epärealistisemmalla. Yleensä matemaattisiin malleihin liittyy alkuarvoherkkyys, mikä poistetaan simuloimalla riittävä aika ennen varsinaisia laskentatuloksia.

Kun tulokset vastaavat mitattuja arvoja riittävän hyvin, validoidaan malli (Jørgensen 2008). Validointivaiheessa ajetaan mallisovellus kalibroinnin yhteydessä muokatuilla parametreilla, ja laskettua ennustetta verrataan riippumattomiin mitattuihin havaintoihin. Tämän avulla saadaan tietoa mallin käyttökelpoisuudesta ja ennusteiden tarkkuudesta. Validoinnissa pyritään saamaan vastauksia siihen, miten hyvin mallin tuottama ennuste vastaa mitattuja arvoja ja päätetään lopuksi, pystyykö malli kuvaamaan hankkeessa käytettäviä muuttujia riittävän tarkasti (Robson 2008). Tämä on tosin puuttunut monista

tutkimuksista (Arhonditsis & Brett 2004). Mikäli on todettu mallin ennusteen vastaavan riittävän hyvin mitattuja arvoja, voidaan sanoa, että malli on validoitu (Rykiel 1996). Mikäli malli ei tuota riittävän tarkasti havaintoja vastaavia tuloksia, siitä voi puuttua merkittäviä prosesseja tai prosessikuvaus on puutteellinen. Näiden lisääminen voi auttaa, mutta mallin monimutkaisuuden lisääminen ei välttämättä tarkenna tuloksia.

Epävarmuusanalyysi ja siihen liittyvä herkkyysanalyysi ovat tärkeitä työkaluja mallin käytössä ja tuloksien arvioinnissa (Duel ym. 2011, Robson ym. 2008). Herkkyysanalyysillä saadaan tietoa mallin käytön epävarmuudesta ja sen soveltuvuudesta. Sillä pyritään tunnistamaan mallin herkimmät osat. Sitä voidaan käyttää esimerkiksi syöttötiedon, mallin eri parametrien ja funktioiden tuloksien riippuvuuksien tutkimiseen tai parametrien arvojen muuttamiseen vaikutuksen arviointiin. Mekanististen mallien ongelmana on usein niiden rakenteen monimutkaisuus. Tämä aiheuttaa ongelmia epävarmuustarkastelussa, koska herkkyystarkastelun teko esimerkiksi kaikille parametreille voi olla työlästä, mikäli parametreja on satoja. Epävarmuutta voi tulla monesta tekijästä. Syöttötiedoissa voi olla virhettä näytteenoton tai määritysmenetelmän ja mahdollisesti niiden muunnettujen arvojen takia. Esimerkiksi *a*-klorofyllipitoisuuden muuntamisessa kasviplanktonbiomassaksi käytetään tiettyjä kertoimia. Liian epätarkka paikallinen kuvaus, esimerkiksi OD, ei välttämättä saa kiinni muuttujan epätasaista jakautumista tutkimusalueella. Prosessien ratkaisuisissa ja parametrisoinnissa voi olla puutteita. Edellä mainittuja asioita tulisi huomioida epävarmuustarkastelussa.

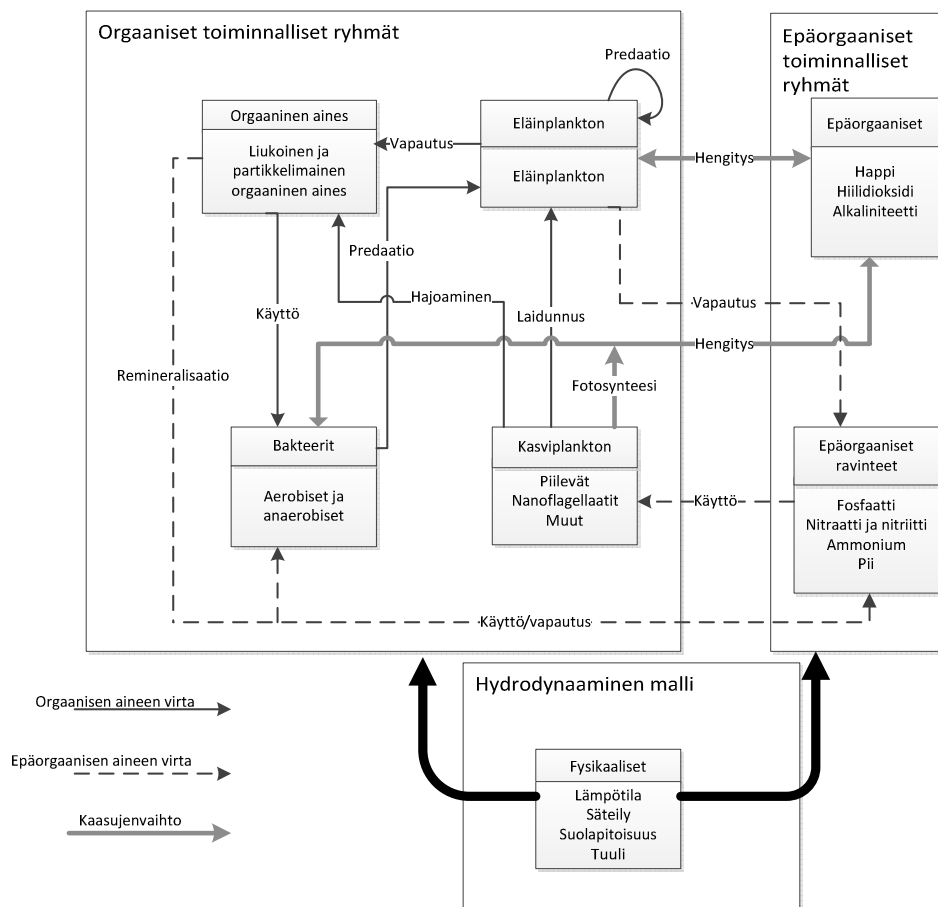
Viimeisessä vaiheessa käytetään kalibroitua ja validoitua mallia mallihankkeen määriteltävien tavoitteiden mukaisesti (Jørgensen 2008, Robson ym. 2008, Duel ym. 2011). Epävarmuudet mallin rakenteessa, parametrien estimoinnissa ja mallin ennusteissa tulee huomioida ja välittää päätöksentekijälle, ja tulokset tulisi arvioida myös sidosryhmien kanssa.

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1 BFM:n (Biochemical Flux Model) kuvaus

BFM-malli on kehitetty ERSEM-mallin (Baretta ym. 1995) pohjalta ja toimii laajenuksena sille keskittyen enemmän alempien trofiatasojen biokemiaan. Ensimmäinen versio kehitettiin vuonna 2002. Tässä työssä käytetty versio on 5.0, mikä on julkaistu 2013. Mallin laskenta perustuu differentiaaliyhtälöihin, jotka kuvaavat tärkeimmät merien biokemialliset prosessit. BFM-malli on deterministinen ja dynaaminen mekanistinen malli, eli se ei sisällä satunnaismuuttujia ja laskeminen tapahtuu ajan funktiona vuorokauden aika-askeleella. Malli on suunniteltu linkitettäväksi hydrodynaamisiin leviämismalleihin, ja tätä on käytetty hyväksi useimmissa mallisovelluksissa. Mallisovellus on vapaan lähdekoodin ohjelma. Mallisovellus ja dokumentaatio (Vichi ym. 2013b) ovat ladattavissa sivuilta: <http://www.bfm-community.eu/>.

BFM perustuu ainevirtojen kuvaamiseen kemiallisten toiminnallisten ryhmien avulla (Kuva 1). Toiminnalliset ryhmät jaetaan elottomiin ja eläviin tilamuuttujiin. Näillä ryhmillä on tietty optimaalinen stoikiometria hiilen, typen, fosforin ja silikaatin suhteen. Tilamuuttujia on oletuksena noin 50, ja niitä on mahdollista lisätä malliin itse. Elottomat tilamuuttujat jaetaan orgaanisiin ja epäorgaanisiin ryhmiin. Elolliset tilamuuttujat ovat kasviplankton (tuottajat), bakteeriplankton (hajottajat) ja eläinplankton (kuluttajat). Kasvi- ja eläinplanktonin osalta nämä on jaettu toiminnallisiin ryhmiin, joiden oletetaan kuvaavan tärkeimpiä merien planktonin ainevirtojen prosesseja.



Kuva 1. Käsitteellinen malli tässä työssä käytettävistä BFM-mallin tilamuuttujista ja prosesseista. (Muokattu Vichi ym. 2013)

BFM-malli sisältää myös erillisen yksinkertaisen fysikaalisen mallin. Fysikaalisella mallilla voidaan laskenta suorittaa 0-dimensioisella, niin sanotulla laatikkomallilla. Fysikaalisen mallin syöttötietoina tässä työssä käytettiin lämpötilaa, suolapitoisuutta, säteilyä ja tuulen nopeuden päivittäistä keskiarvoa. Mallissa on mahdollisuus kuvata fysikaaliset tilamuuttujat minimin ja maksimin avulla sinikäyrillä, mikäli syöttötietoja ei anneta.

Ravinteiden syöttötietoina käytettiin tässä työssä suoria havaittuja ravinnepitoisuuksia. Ravinteet ovat mallissa epäorgaanisessa muodossa. Syöttötietoina käytettävät ravinteet ovat fosfaattifosfori, ammonium- ja nitraattityppi sekä silikaatti. Lisäksi mallissa on mahdollisuus laskea biosaatavan raudan ja hiilihydraattien kiertoa, mitä ei käytetty tässä työssä. Rautapitoisuus voi rajoittaa kasviplanktonin kasvua merialueilla, mutta ei yleensä sisävesissä (Reynolds 2006). Mikäli käytetään mallin omaa hydrodynaamista kuvausta eivätkä syöttötiedot ole päivittäisiä, malli interpoloi väliarvot lineaarisesti edellisestä mittaushavainnosta seuraavaan.

Toiminnallisten ryhmien ainesisältö mallissa ei perustu tarkkaan stoikiometriaan, vaan pitoisuudet voivat vaihdella eliössä ympäristötekijöiden mukaan sekä hiilen, fosforin, typen että mahdollisesti *a*-klorofyllin osalta. BFM-malli käyttää dynaamista stoikiometriaa oletuksena ja eliöiden biomassaa käsitellään hiilibiomassana. Aineiden pitoisuudet käsitellään moolimassoina tai massana tilavuusyksiköissä. Myös kiinnitettyä stoikiometriaa

voidaan käyttää tarvittaessa. Useimmat NPZD-perusteiset mallit käyttävät Redfieldin suhdetta (Redfield 1963), mitä voi käyttää tässäkin mallissa halutessaan.

Kasviplanktonin kuvaus on tehty toiminnallisten ryhmien kautta. Oletusjakona levät jaetaan piileviin, nanoflagellaatteihin, panssarileviin ja pikoplanktoniin. Tässä työssä käytettiin kolmea ensin mainittua ryhmää. Keskeisimmät kasviplanktonia koskevat prosessit ovat ravinteiden otto, fotosynteesi, eläinplanktonin laidunnus ja hajoaminen. Nämä voidaan jaotella tarkempiin yhtälöihin. Eri ryhmien yhtälöt ovat: perustuotanto, biokemiallinen synteesi, hengitys, predaatio, solukuolema, ravinteiden otto ja rajoitus, sekä erityy. Kaikki kasviplanktoniryhmät käyttävät samoja yhtälöitä, mutta niiden erot tulevat fysiologisista parametreista. Esimerkiksi piileväryhmillä silikaatti on myös mahdollinen kasvua rajoittava tekijä. Tärkeimmät yhtälöt kasviplanktonin ainesisällöille ovat:

$$\frac{dPc}{dt}|_{bio} = \frac{dPc}{dt}|_{gpp} - \frac{dPc}{dt}|_{exu} - \frac{dPc}{dt}|_{rsp} - \sum \frac{dPc}{dt}|_{lys} - \sum \frac{dPc}{dt}|_{prd}$$

(1) Kasviplanktonin hiilimassan muutos aikayksikössä

$$\frac{dPn}{dt}|_{bio} = \sum \frac{dPn}{dt}|_{upt} - \sum \frac{dPn}{dt}|_{lys} - \frac{Pn}{Pc} \sum \frac{dPc}{dt}|_{prd}$$

(2) Kasviplanktonin typpimassan muutos aikayksikössä

$$\frac{dPp}{dt}|_{bio} = \frac{dPp}{dt}|_{upt} - \sum \frac{dPp}{dt}|_{lys} - \frac{Pp}{Pc} \sum \frac{dPc}{dt}|_{prd}$$

(3) Kasviplanktonin fosforimassan muutos aikayksikössä

Missä *bio* on kasviplanktonin (*P*) sisältämä 1. hiili (*c*), 2. typpi (*n*) ja 3. fosfori (*p*), *gpp* on bruttoperustuotanto, *exu* on erityy, *rsp* on soluhengitys, *lys* on solukuolema, *prd* on predaatio ja *upt* ravinteiden otto.

Kasviplanktonin perustuotantoa säätelevät luonnossa valo, ravinteet, lämpötila ja hiilidioksidin saatavuus (Reynolds 2006). Fotosynteesi on ratkaistu mallissa Jassbyn ja Plattin (1976) fotosynteesin ja valon riippuvuutena (PI curve). Fotosynteesiä säätelee mallissa pääasiassa valo, mutta myös hiilidioksidipitoisuus ja *a*-klorofylliin liittyvät kertoimet voivat vaikuttaa perustuotantoon. Valon vaimeneminen riippuu luonnossa sen aallonpituudesta. Kokonaisvaimenemiseen vaikuttavat tekijät muodostuvat veden, liukoisin aineen, biologisen materiaalin ja partikkelimaisen aineen osuuksista (Wetzel 2001). Mallissa valon vaimentumiseen vedessä vaikuttaa veden taustaväri ja biologinen osuus, joka muodostuu detrituksen osuudesta ja *a*-klorofyllin pitoisuudesta, mutta esimerkiksi epäorgaanisen kiintoaineen vaikutus puuttuu.

Kasviplanktonin *a*-klorofyllipitoisuus on yleisin leväbiomassaa kuvaava mittaustapa. Kasviplanktonisolun *a*-klorofyllipitoisuuteen vaikuttavat ulkopuoliset tekijät ovat mm. valo sekä hiilen ja ravinteiden saatavuus (Reynolds 2006). Leväbiomassan ja *a*-klorofyllin suhde voi vaihdella yli kertaluokan. Kun leväsolut kasvavat heikkovaloisessa ympäristössä, ne tuottavat todennäköisemmin enemmän valoa kerääviä pigmenttejä suhteessa kokonaisbiomassaan. Eri lajien tyypillisten alkuaineiden osuuksien vaihtelujen lisäksi saman lajin yksilöiden *a*-klorofyllipitoisuus voi vaihdella noin  $\pm 50$  % keskiarvosta. Solun *a*-klorofyllipitoisuus suhteessa biomassaan myös pienenee ravinteiden rajoittaessa kasvua ja kasvaa leväsolun tilavuuden kasvaessa. Keskimääräisenä suhteena pidetään biomassan hiilisisällön ja *a*-klorofyllin 50:1-suhdetta (Reynolds 2006). BFM-mallin perusoletus on, että hiilibiomassan ja *a*-klorofyllin suhde voi muuttua riippuen



kasvuympäristöstä. Mallissa *a*-klorofyllin muodostumiselle on neljä eri laskentavaihtoehtoa, joita on käytetty eri tilanteissa, kuten murtovesialtaissa ja valtamerillä. Kaikki klorofyllisynteetit perustuvat Geiderin ym. (1997) havaintoihin ja muodostuvat sopeutumisnopeudesta valoon, ravinteiden saatavuudesta ja vaihtuvuusnopeudesta sekä eläinplanktonin laidunnuksen vaikutuksesta. Synteesi 1 ratkaisee *a*-klorofyllipitoisuuden suoraan perustuotannosta syntyvästä hiilestä. Synteesiin 2 on lisätty optimaalinen hiilen ja *a*-klorofyllin suhde ja erillinen solukuolleisuusparametri. Synteesi 3 laskee *a*-klorofyllipitoisuuden valon määrästä vesipatsaassa ja siitä, kuinka hyvin leväsolut ovat akklimoituneet siihen. Synteesi 4 sisältää vaihtoehdoisen yhtälön klorofyllin vaihtuvuusnopeuden laskennassa. Tässä työssä käytettiin laskentavaihtoehtoa synteesi 3, jota on käytetty fosforirajoitteisella Adrianmerellä perustuotannon ja *a*-klorofyllin mallintamiseen (Lazzari ym. 2012).

Kasviplanktonin hengitys arvioidaan hiilibiomassan, lämpötilan ja lajiryhmälle ominaisen vakion funktiona. Eläinplanktonin ravinnonkäyttö ja kasviplanktonin laidunnuspaine voidaan jakaa BFM:ssä eri leväryhmien saatavuuteen eläinplanktonille ja tiheysriippuvaiseen leväryhmien käytön tehokkuuteen. Lyysissä eli solukuolemassa leväsolut hajoavat solun vaurioituessa, ja se sisältää muut kuin laidunnukseen liittyvät kuolleisuusprosessit. Hajoamistuotteet jaetaan hiukkasmaiseen ja liukoiseen ainekseen. Malli käyttää ravinteiden otossa yhdistelmää Droopin solun sisäisestä rajoituksesta (1968) ja Monodin solun ulkoisen rajoittumisen (1942) malleista, joille on asetettu tietyt kynnsarvot. Tämä on tuottanut yhtenäisiä tuloksia laboratorioskokeissa (Morel 1987), kun kasvuolosuhteet ovat vakiot. Lisäksi ravinteiden rajoituksessa käytettiin tässä työssä useamman ravinteen rajoittamista (Flynn ym. 2010). Sitä on käytetty aikaisemmassa tutkimuksessa fosforirajoitteisessa ympäristössä (Lazzari ym. 2012). Mikäli kasviplanktonin solunsisäinen ravinteiden ja hiilen suhde on alhainen eikä fotosynteesissä syntyneestä hiilestä voi muodostaa uutta biomassaa, solut alkavat erittää liukoista hiiltä. Eritykselle on kaksi eri laskentavaihtoehtoa. Tässä työssä käytettiin fosforirajoitteisessa ympäristössä käytettyä vaihtoehtoa (Lazzari ym. 2012). Tarkemmat yhtälöt ja niiden ratkaisut on esitetty Vichin ym. (2007) tutkimustuloksissa ja mallin manuaalissa (Vichi ym. 2013b).

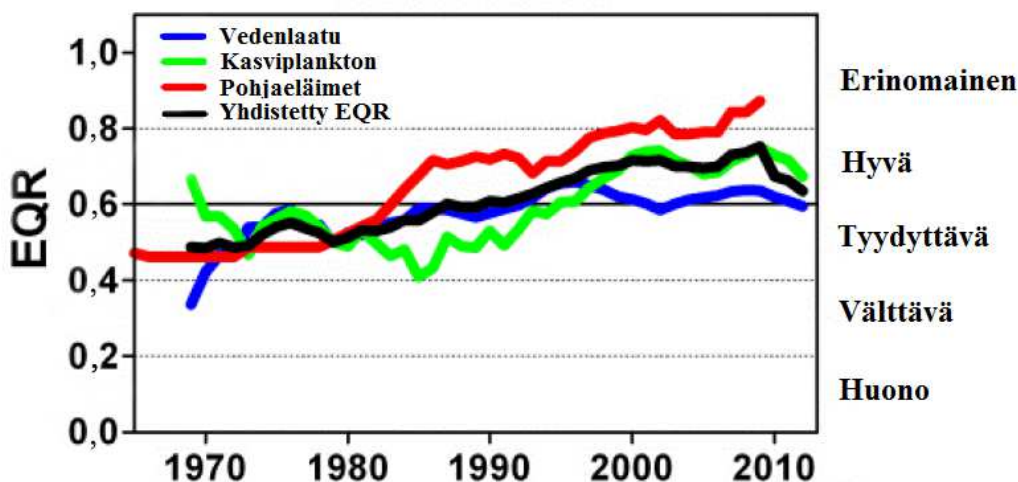
Yksi tämän työn tausta-ajatus oli tutkia BFM-mallin potentiaalia järville ja mahdollisuutta linkittää se 3D-hydrodynaamiseen malliin. COHERENS on 3D-virtaus- ja vedenlaatumalli, joka on alun perin kehitetty Pohjanmeren oloja varten (Luyten ym. 1999). Mallin uusimmassa versiossa ei ole vielä biologista moduulia. Ensimmäisen version biologinen moduuli kuvasi kasviplanktonin biomassan hajoamisen, sedimentaation ja kasvun perusteella (Malve ym. 2011). COHERENS on suunniteltu helposti muokattavaksi, ja sitä voi linkittää toisiin malleihin. Sitä on käytetty ja kehitetty Suomen ympäristökeskuksessa Itämeren ja sisävesien tutkimuksissa. Itämerellä tehdyssä mallivertailussa COHERENS menestyi hyvin lämpötilan ja suolapitoisuuden ennustamisessa (Myrberg 2010). Sitä on sisävesillä linkitetty mm. valuma-alueilleihin Säkyllän Pyhäjärvellä (Malve ym. 2011). COHERENS pystyttäisiin mahdollisesti linkittämään tässä tutkielmassa käytettyyn BFM-malliin, jolla saataisiin 3D-kuvaus biologisista tekijöistä, parempi fysikaalinen kuvaus ja mahdollisesti myös ravinnekuvaus työssä käytetylle mallille. Myös COHERENS saisi biologisen moduulin, mikäli BFM-mallia pystyttäisiin käyttämään sisävesillä. Molemmat mallit ovat vapaasti muokattavissa ja julkisessa käytössä.

### 3.2 Tutkimusalue

Päijänne on Suomen syvin ja toiseksi suurin järvi (Taulukko 2). Se jakautuu viiteen eri pääaltaaseen (Niemi 1979) ja on järvityypiltään suuri vähähumuksinen järvi (Suomen ympäristökeskus 2012). Vielä 1930-luvulla Päijänne luokiteltiin oligotrofiseksi. Päijänne kärsi 1900-luvun alusta 1980-luvulle voimakkaasta teollisuuden ja yhdyskuntajätevesien kuormituksesta. Suurimmat Pohjois-Päijänteen kuormittajat olivat Äänekosken sellu- ja paperitehtaat. Vuonna 1961 voimaan astuneen vesilain, 1970-luvulla aloitetun yhdyskuntajätevesien puhdistuksen ja 1980-luvulla tehtyjen tehtaiden päästövähennysten ansiosta vedenlaatu alkoi parantua. Vesipuitedirektiivin mukaisen luokittelun perusteella Pohjois-Päijänteen ekologinen tila oli vielä tyydyttävä teollistumisesta 1980-luvun puoleen väliin asti (Kuva 2, Meriläinen ym. 2001). Kuormituksen pienentymisen myötä vedenlaatu on parantunut ja Pohjois-Päijänteen ekologinen tila on nykyisin hyvä (Kuva 2). Nykyisin Pohjois-Päijänne luokitellaan rehevyydeltään mesotrofiseksi (Palomäki 2012) Päijänteellä on pitkä tutkimushistoria ja se kuuluu Suomen pitkäaikaisen ympäristöntutkimuksen verkostoon. Pohjois-Päijänteen ensimmäiset standardoidut ja säännölliset vedenlaatumittaukset on tehty jo vuonna 1965.

Taulukko 2. Päijänteen ja Poronselän hydromorfologisia ominaisuuksia (Meriläinen & Hamina 1993).

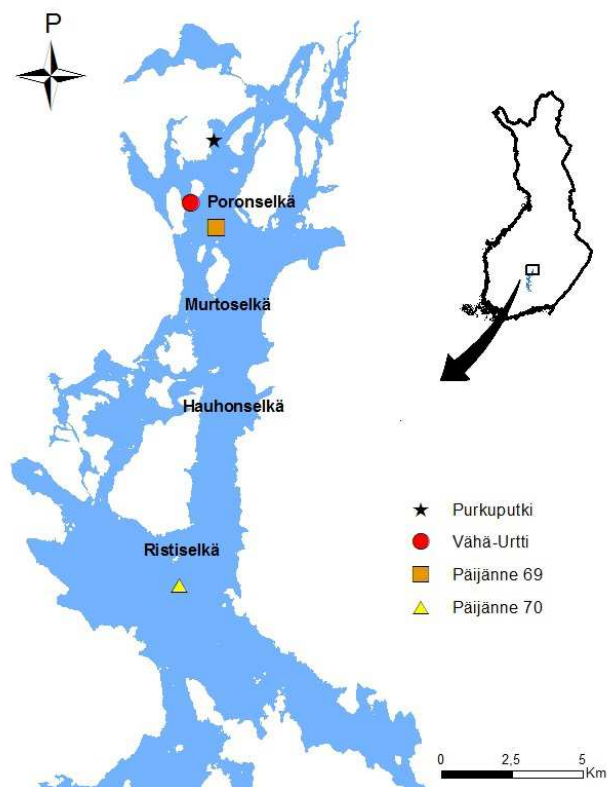
	Päijänne	Poronselkä
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	1038	56
Keskisyvyys (m)	16,2	12,6
Maksimisyvyys (m)	95	45
Tilavuus (km <sup>3</sup> )	16,8	0,7
Teoreettinen veden viipymäaika (d)	804	51



Kuva 2. Pohjois-Päijänteen Poronselän vesipuitedirektiivin mukainen ekologisen tilan luokittelu ja ekologiset laatusuhteet (EQR) (Tolonen ym. 2014).

Päijänteen pohjoisin selkä on Poronselkä, joka sijaitsee Jyväskylän kaupungin seudulla. Pohjois-Päijänne ulottuu Poronselästä eteläisimpään Vanhanselkään. Suurin osa ravinnekuormituksesta tulee nykyään Pohjois-Päijänteeseen koillisesta laskevan Vaajakosken kautta (Palomäki 2010, 2011, 2012, Kuva 3). Keski- ja Etelä-Päijänteen osat luokitellaan trofiatasoltaan karuksi, kun taas Pohjois-Päijänne on lievästi rehevä. Tässä

tutkimuksessa valittiin Poronselän syvännepisteen havaintoasema Päijänne 69 (Kuva 3) simulointipisteeksi ja oletettiin sen kuvaavan koko Poronselän alueen päällysvettä.



Kuva 3. Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailupisteiden sekä vedenpuhdistamon purkupuhtien sijainti. Järvialueet ©SYKE, Suomen rajat ©MML.

Viime vuosien havaintojen (Palomäki 2010,2011,2012) mukaan yhteistarkkailun pisteiden Vähä-Urtti ( $a$ -klorofyllipitoisuus  $\mu\text{g l}^{-1}$   $\bar{x}=7,5$ ,  $\text{sd}=1,9$ ,  $n=18$ ), Päijänne 69 ( $a$ -klorofyllipitoisuus  $\mu\text{g l}^{-1}$   $\bar{x}=6,6$ ,  $\text{sd}=1,6$ ,  $n=18$ ) ja Päijänne 70 ( $a$ -klorofyllipitoisuus  $\mu\text{g l}^{-1}$   $\bar{x}=5,6$ ,  $\text{sd}=1,9$ ,  $n=18$ ) välillä (Kuva 3) on laskeva pitoisuus pohjoisesta etelään mentäessä leväbiomassassa ja  $a$ -klorofyllissa. Vuonna 1977 samankaltaista laskua kasviplanktonin biomassassa ja  $a$ -klorofyllipitoisuudessa ei ollut ja maksimipitoisuudet mitattiin Ristinselällä tarkkailupisteessä 70. Pohjoisessa osassa Hämeenlahden eteläpuolella sijaitsee Jyväskylän Seudun Puhdistamo Oy:n jätevedenpuhdistamon purkupuhti (Kuva 3), mikä selittää osittain vaihtelua ravinnepitoisuuksissa Poronselän alueella. Nenäniemen Jyvässeudun jätevedenpuhdistamo rakennettiin vuonna 1974 ja otettiin käyttöön 1975. Alkuvuosina jätevedenpuhdistamon teho oli heikko ja jätevesien käsittely siirrettiin asteittain puhdistamolle Jyväsjärveen johtamisen sijaan (Granberg ym. 1978). Vielä vuoden 1977 elokuussa käsittelemättömät asumajätevedet johdettiin osittain Jyväsjärveen. Puhdistustehokkuus nousi vuoden 1977 jälkeen nopeasti. Nenäniemen puhdistamon jäteveden virtaavat tiheyserojen takia talvella alusvedessä, kun taas kesällä ne kulkeutuvat päällysvedessä (Granberg ym. 1978, Palomäki 2010, 2011, 2012).

Ravinnekuormituksen taso oli 1970-luvulla korkeampi kuin 2010-luvulla. Myös kuormituslähteet erosivat toisistaan. Vuonna 1977 Pohjois-Päijänteeseen tuleva kokonaisfosforikuormitus oli arviolta  $162 \text{ t a}^{-1}$ , kokonaistyyppikuormitus  $3440 \text{ t a}^{-1}$  (Granberg ym. 1978), kun taas vuosien 2010–2012 keskiarvot kuormitusarvioista olivat kokonaisfosforin osalta  $31 \text{ t a}^{-1}$  ja kokonaistyyppien  $1785 \text{ t a}^{-1}$  (Palomäki 2010, 2011, 2012).

Vaajakosken kautta tuleva ravinnekuormitus on suurin lähde, mutta 1970-luvulla Päijänteen vedenlaatuun vaikuttivat Äänekosken tehtaiden lisäksi merkittävästi myös muut jätevedet ja Äijälänsalmesta purkautuva Jyväsjärven ravinteikas ja hapeton vesi.

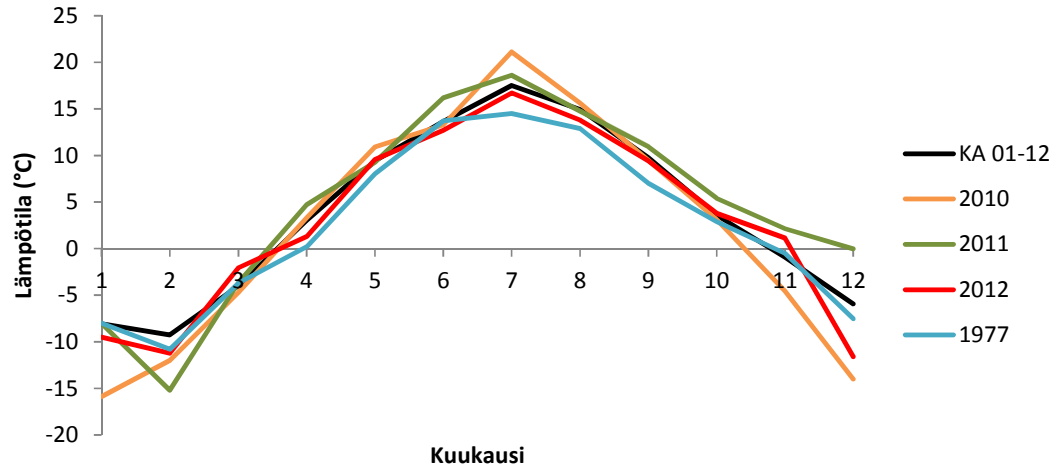
Taulukko 3. Vedenlaatutekijöitä Päijänne 69 havaintopaikalla vuosina 1977 ja 2010–2012.

	1977	2010–2012
Keskimääräinen <i>a</i> -klorofyllipitoisuus (µg/l)	7,0	6,6
Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (µg/l)	28	16
Keskimääräinen leväbiomassa (µg/l)	1442	815
Keskimääräinen näkösyvyys(m)	2,5	2,1

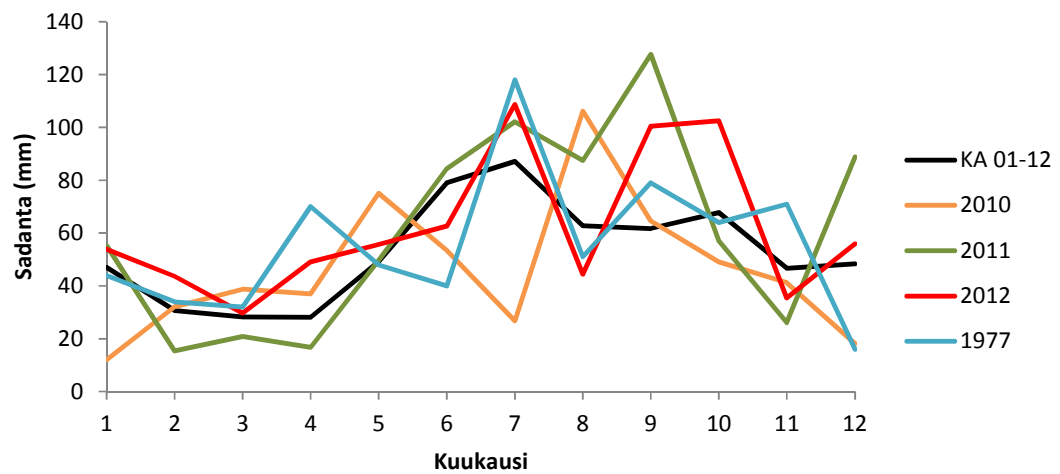
Myös muita vesiympäristölle haitallisia aineita, kuten metsäteollisuuden ligniiniä päätyi aiemmin nykyistä enemmän Pohjois-Päijänteelle. Poronselälle pääosa kuormituksesta tuli Äänekosken tehtailta (Granberg 1992). Vuonna 1977 tehtaat tehostivat ligniinin talteenottoa. Tämä laski havaittuja lignosulfonaattipitoisuuksia vedessä noin puoleen verrattuna seitsemään edelliseen seurantavuoteen, keskiarvon ollessa 1,6 mg l<sup>-1</sup> (Granberg ym. 1978). Nykyisin lignosulfonaattipäästöjä ei olemattoman kuormituksen takia mitata. Metsäteollisuuden jätevedet 1970-luvulla ja 1980-luvun alussa tummensivat vettä, aiheuttivat happamoitumista ja sisälsivät paljon pelkistyneitä rikkiyhdisteitä. Lignosulfonaatti muuttaa veden valonläpäisyä, mikä vaikuttaa kasviplanktonin kasvuun. Kasviplanktonin kasvulle haitallisena lignosulfonaattipitoisuutena pidetään noin 2 mg l<sup>-1</sup>. Metsäteollisuuden rikkiyhdisteet laskivat pH:ta, millä on suora kasvua inhiboiva vaikutus myös kasviplanktonin kasvuun. Rikkiyhdisteet muuttavat myös kasviplanktonin lajikoostumusta. Metsäteollisuuden jätevedet sisälsivät usein myös hartsihappoja ja muita haitallisia orgaanisia ja epäorgaanisia aineita kuten organoklooriyhdisteitä, joilla on negatiivinen vaikutusta kasviplanktoniin (Meriläinen ym. 1993).

Poronselällä on havaittu talven aikaisia happikatoja. Vuoden 1977 tilanteessa metsäteollisuuden ligniini-kuormitus oli tärkein happea kuluttanut tekijä (Granberg ym. 1978). Lisäksi Nenäniemen puhdistamolta lasketut jätevedet olivat lähes hapettomia ja Äijälänsalmesta purkautui niukkahappista vettä Poronselälle. Rehevöityminen huonosi Poronselän happitilannetta vuonna 1977 jolloin sekä alusveden että päällysveden happipitoisuudet olivat nykyistä selvästi alempia. Vuosina 2010–2012 Poronselän happitilanne on ollut vaihteleva ja hieman alentunut odotetusta happipitoisuudesta puhdistamon jätevesien virratessa alusvedessä talvella.

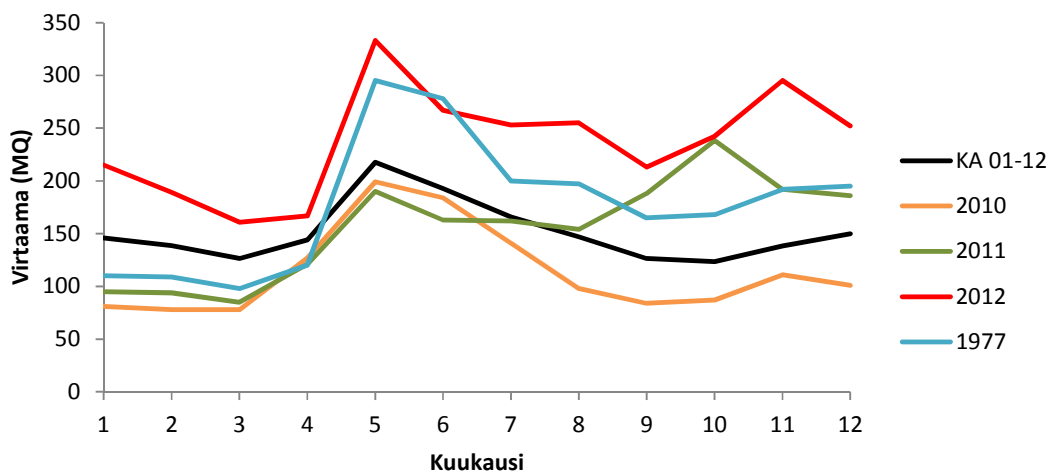
Säätiedot ovat Jyväskylän lentoaseman havaintoja, josta on noin 25 kilometrin etäisyys tutkimuspisteelle. Ilman lämpötila ei poikennut tutkimusvuosina huomattavasti kymmenen vuoden keskiarvosta (Kuva 4). Lämpimimmät vuodet olivat 2010 ja 2011, jolloin kesä-heinäkuun lämpötilat ylittivät kymmenen vuoden keskiarvon, kun taas kylmemmät vuodet 1977 ja 2012 alittivat sen. Sademäärä vaihteli paljon (Kuva 5). Kesä-elokuussa kymmenen vuoden keskiarvoa enemmän satoi vuosina 1977, 2011 ja 2012, kun taas keskimäärin vähemmän satoi vuonna 2010. Sadannan määrä näkyi myös Vaajakosken virtaamassa (Kuva 6), mikä oli keskimäärin suurimmillaan vuosina 1977 ja 2012. Keskimääräistä alhaisempaa virtaamaa oli vuonna 2010.



Kuva 4. Ilman lämpötilan kuukausikeskiarvot Jyväskylän lentoaseman mittauspaikalta (Suomen ilmatieteenlaitos).



Kuva 5. Sadannan kuukausikeskiarvot Jyväskylän lentoaseman mittauspaikalta (Suomen ilmatieteenlaitos).



Kuva 6. Pohjois-Päijänteeseen laskevan Vaajakosken virtaaman kuukausikeskiarvot (Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).

### 3.3 Tilastomenetelmät

Ympäristömallien hyvyystarkastelussa tulisi käyttää useampaa arviointikriteeriä niiden eroavaisuuksien ja heikkouksien takia (Bennett ym. 2013). Kalibroinnissa ja validoinnissa mallin tuloksia ja mitattuja arvoja vertailtiin kolmen eri valuma-aluemallien hyvyystarkasteluun suositellun tilastollisen muuttujan avulla (Moriasi ym 2007). Kolme suositeltua tilastollista muuttujaa olivat Nash-Sutcliffe -selitysaste (Nash & Sutcliffe 1970), suhteellinen virhe ja keskihajontaan suhtautettu keskisimulointivirhe. Mallin tarkkuutta kuvastamaan laskettiin Nash-Sutcliffe -selitysaste (Nash-Sutcliffe efficiency, NSE), systemaattisen virheen määrää varten suhteellinen virhe (relative error, RE) ja malliennusteiden vertailua varten keskihajontaan suhtautettu keskisimulointivirhe (root mean square error observations standard deviation ratio, RSR). Lisäksi mallin tuloksille ja mitatuille havainnoille laskettiin selitysaste ( $r^2$ ) ja keskiarvotilaa kuvaamaan simuloitu vuosittaisen näytteenottoajan välinen keskiarvo sekä mallin simuloinnin arvoja vertailtiin visuaalisesti havaittuihin arvoihin. Tilastokäsittelyt tehtiin R-tilasto-ohjelmalla (versio 3.01.1, R Core Team 2012). Validoinnissa käytettiin ohjelmiston HYDROGOF-pakettia (Bigiarni 2010) ja herkkyysanalyysissä nlme-pakettia (Pinheiro ym. 2007).

Nash-Sutcliffen selitysaste (NSE) voi saada arvoja  $-\infty$  ja 1 välillä. Arvo 1 on täydellinen yhtäläisyys havaittujen ja simuloitujen arvojen välillä. Arvot 0 ja 1 välillä kuvaavat hyväksyttävää tilaa. Negatiiviset arvot kuvaavat että havaintojen aritmeettinen keskiarvo on tarkempi estimaatti kuin mallin simulointi. NSE voidaan laskea kaavalla:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N (\text{Sim} - \text{Hav})^2}{\sum_{t=1}^N (\text{Hav} - \overline{\text{Hav}})^2}$$

Missä Sim on mallilla simuloitu arvo, Hav on mittaamalla havaittu arvo,  $\overline{\text{Hav}}$  on havaintojen keskiarvo.

Suhteellinen virhe (RE) laskettiin kuvaamaan keskimääräistä eroa simuloitujen arvojen ja havaittujen arvojen välillä. Negatiiviset arvot kuvastavat simuloitutuloksien olevan keskimäärin havaittuja suurempia ja positiiviset pienempiä. RE voidaan laskea kaavalla:

$$RE = 100 \frac{\sum_{i=1}^N (\text{Sim}_i - \text{Hav}_i)}{\sum_{i=1}^N \text{Hav}_i}$$

Missä Sim on mallilla simuloitu arvo, Hav on mittaamalla havaittu arvo.

Mallituloksien vertailuun laskettiin keskihajontaan suhtautettu keskisimulointivirhe (RSR). Tämä ottaa huomioon havaintojen hajonnan vertailussa. RSR on virheindeksi mikä voi saada arvoja optimaalisen 0 tai positiivisten arvojen välillä. Kun RSR on nolla, ovat havaitut ja simuloituvat arvot yhtä suuret. Mitä pienempi RSR sitä paremmin malli vastaa havaittuja arvoja. RSR voidaan laskea kaavalla:

$$RSR = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\text{Sim}_i - \text{Hav}_i)^2}}{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\text{Hav}_i - \overline{\text{Hav}})^2}}$$

Missä Sim on mallilla simuloitu arvo, Hav on mittaamalla havaittu arvo,  $\overline{\text{Hav}}$  on havaintojen keskiarvo.

Herkkyysanalyysistä regressioanalyysi tarjoaa kokonaisvaltaisimman menetelmän tarkastella muuttujien vaikutusta tuloksiin (Hamby 1994). Tässä tutkimuksessa tärkeimpien syöttötietojen vaikutusta *a*-klorofyllipitoisuuteen ja kasviplanktonin kokonaishiilibiomassaan tutkittiin lineaarisen regression avulla käyttämällä estimoinnissa yleistettyä menetelmää (GLS, Generalized Least Squares). Selittävien muuttujien ja selitettävien tekijöiden oletettiin olevan lineaarisessa yhteydessä toisiinsa. GLS-estimointi valittiin, koska se mahdollistaa ajallisen korrelaatorakenteen huomioimisen, eli voidaan käyttää nk. autoregressiivistä liukuvan keskiarvon korrelaatorakennetta. GLS-mallit muodostettiin Zuurin oppikirjan mukaan (2009). Sopiva regressiomalli valittiin selitysvoimaltaan heikoimpien selittäjien poistavalla menettelyllä (backward selection) täydestä mallista, johon laitettiin kaikki syöttötiedot avovesikausilta päivittäisinä arvoina (lämpötila, säteily, suolapitoisuus, tuulen nopeus, fosfaattifosfori-, nitraattityppi-, ammoniumtyppi- ja silikaattipitoisuus). Syöttötietojen suuruusluokkaerojen takia arvoille tehtiin 10-kantainen logaritmimuunnos. Yhteisvaikutuksia ei tutkittu tilastollisissa malleissa niiden kombinaatioiden suuren lukumäärän takia. Malliin kokeiltiin eri määrä autokorrelaatioita ja liukuvan keskiarvon parametreja ja sopiva ARMA-rakenne (autoregressiivinen liukuva keskiarvo) valittiin pienimmän Akaiken informaatiokriteerin (AIC) perusteella.

### 3.4 BFM-mallisovellus Poronselälle

Mallisovelluksen rakentaminen aloitettiin keräämällä tarvittavat syöttötiedot sovellukselle mallinnettavalta havaintopaikalta (Päijänne 69). Sovellus on muokattu BFM-mallissa mukana tulevasta STANDALONE\_PELAGIC-esimerkistä, minkä on tarkoitus kuvata keskivertotilanteessa mallin muuttujia 5 m syvyydellä olevalla meren rannikkoalueella laatikkomallina. STANDALONE\_PELAGIC-esimerkin muokkausta käytettiin myös kalibroinnissa, kun tarvittavat muuttujat oli vaihdettu. Simuloitavat ajanjaksot olivat 15.3.1976–30.9.1977 ja 15.3.2009–30.9.2012. Molempien ajanjaksojen ensimmäinen vuosi on lisätty mukaan aloitusarvojen vaikutuksen poistamiseksi, kopiaimalla syöttötiedot vuosista 2010 ja 1977 simulointien alkuun. Niitä ei käsitellä tuloksissa. Aloitusarvoina biologisille tilamuuttujille käytettiin edellä mainitun

STANDALONE\_PELAGIC-esimerkin arvoja. Laskenta aloitettiin talven aikaisessa stabiilissa tilanteessa pienillä aloitusarvoilla, jotta niiden vaikutus olisi mahdollisimman vähäinen.

Fysikaalisen puolen osalta käytettiin mallin omaa yksinkertaista hydrodynamista kuvausta. Esimerkkisovellusta muokattiin siten, että syöttötiedot annettiin päivittäisinä havaintoina valmiina olevien syöttötietojen sijaan. Syöttötietoina käytettiin esimerkkisovelluksessa oletuksena olevien veden lämpötilan ja suolapitoisuuden lisäksi päivittäisiä keskiarvoja globaalista säteilystä ja tuulen nopeudesta. Säteily ja tuulitiedot saatiin Suomen Ilmatieteenlaitokselta ja ne ovat Jyväskylän lentoaseman havaintoja. Veden mitatut lämpötilat sekä jään muodostumis- ja lähtemisajat saatiin Suomen ympäristökeskuksen HERTTA-tietokannasta. Päivittäisten havaintojen puuttuessa avovesikausille veden lämpötila interpoloitiin 2. asteen polynomilla koko vuodelle ja asetettiin havaitun jääpeitteen ajaksi alhaiseen arvoon 1 °C. Myös tuulen vaikutus poistettiin talveksi asettamalla se nolaksi sekä säteilystä käytettiin pientä arvoa 0,3 Wm<sup>2</sup>. Suolapitoisuudessa käytettiin vakioarvoa 0 mg l<sup>-1</sup> koko havaintojakson ajan.

Ravinnepitoisuudet saatiin Suomen ympäristökeskuksen HERTTA-tietokannasta (Liite 4). Ravinteiden kuvaus oli tässä mallisovelluksessa yksinkertainen. Ravinteet interpoloitiin lineaarisesti mittaushavainnosta toiseen ja malli pakotettiin käyttämään näitä arvoja. Fosfaattifosforin, nitraattityypen ja ammoniumtyypen arvot annettiin 0-2 m syvyydestä havaintopäivinä. Silikaattipitoisuus mittausten puuttuessa ajanjaksolle käytettiin pitkäaikaiskeskiarvoa 3 mg l<sup>-1</sup> (vuodet 1967–2007). Ravinnepitoisuuksien yksiköt muunnettiin tarvittaessa mallin käyttämiin moolimassan ja tilavuuksien suhteisiin. Aloitusarvoina käytettiin ravinnepitoisuuksissa talven 2010 ensimmäisiä mittaushavaintoja molemmissa validointivuosien simuloinneissa. Detrituksen aloitusarvona käytettiin vuoden 2012 saatavilla olevaa mittausta 0,7 mg l<sup>-1</sup> hehketushäviötä kiintoaineesta (Heidi Ahkola ym. julkaisematon).

Laatikkomallin laskentaan syvyytenä käytettiin 2 m, mikä kuvaa nykyistä kasviplanktonin näytteenotto-syvyyttä. Aika-askeleeksi valittiin yksi vuorokausi. Fysikaaliset suureet ja ravinnepitoisuudet asetettiin erillisestä tekstitiedostosta. Alkuperäistä eliöstön laskentaa yksinkertaistettiin siten että p4 (pikoplankton), z6 (heterotrofiset nanoflagellaatit), z3 (omnivori mesoeläinplankton) ja z4 (karnivori mesoeläinplankton) ryhmät poistettiin laskennasta. Ainoana ryhmänä käytettiin eläinplanktonin mikroeläinplankton-ryhmää (z5). Yksinkertaistaminen tehtiin mahdollisimman yksinkertaisen mallin periaatetta käyttäen ja mittaustietojen puuttuessa, sillä pikoplanktonia ei oteta mikroskooppilaskennassa huomioon eikä eri eläinplanktonryhmien biomassasta ollut tutkimustietoa.

Kalibroinnissa päähuomio oli valtalajisto nanoflagellaattiryhmässä sekä *a*-klorofyllipitoisuudessa. Nanoflagellaattiryhmään sisällytettiin nielulevät, kultalevät ja piisuomulliset kultalevät (Synurophyceae). Piileväryhmään sisällytettiin vain piilevät ja muut levät -ryhmä sisälsi kaikki muut kasviplanktonluokat. Kalibrointi suoritettiin etsimällä mahdollisimman todenmukaiset ja meriympäristöstä eroavat parametrit järviolueelle ja muuttamalla niitä siten, että kasviplanktonin hiilibiomassa ja *a*-klorofyllipitoisuus vastaisivat mahdollisimman hyvin vuoden 2010 mitattuja havaintoja visuaalisesti tarkasteltuna.



## 4. TULOKSET

### 4.1 Kalibrointivuosi 2010 ja validointivuodet 2011–2012

Kalibroinnissa vuoden 2010 aineistolla päädyttiin lopulta *a*-klorofyllisynteesin, eläinplanktonin ravintoverkon ja veden taustaväriin muuttamiseen esimerkkisovelluksesta. Leväsolun *a*-klorofyllisynteseistä käytettiin fosforirajoitteisella alueella käytettyä synteesi 3:sta. Eläinplanktonin ravinnon valikoinnin parametrien arvot olivat 0,12 piileväryhmälle ja 0,09 nanoflagellaateille ja muut levät -ryhmälle. Veden taustaväriin arvona käytettiin arvoa 0,73. Kalibrointivuoden 2010 NSE oli negatiivinen kaikkien kasviplanktonmuuttujien osalta (Taulukko 4). Keskiarvotilassa mallin kalibrointivuoden ennusteet olivat mitattuja havaintoja alempia (keskiarvotilojen ero = -58,8 ...-23,6 %). Kalibrointivuoden ennusteet vastasivat kasviplanktonmuuttujien mitattuja havaintoja RSR:n perusteella parhaiten nanoflagellaatti-leväryhmässä ja huonoiten kasviplanktonin kokonaishiilibiomassassa.

Taulukko 4. Kalibrointivuoden 2010 kasviplanktonin hyvyystarkastelun tulokset. Havaittujen ja simuloitujen kasviplanktonmuuttujien Nash-Sutcliffe selitysaste (NSE), suhteellinen virhe (RE), keskihajontaan suhtautettu keskimulointivirhe (RSR), selitysaste sekä vuosittaisten näytteenottoajankohtien havaitut ja simuloitut keskiarvot.

	NSE	RE	RSR	r <sup>2</sup>	Havaintojen keskiarvo	Simuloitu keskiarvo	Ero havaintojen keskiarvoon %
Piilevien hiilibiomassa	-2,88	-7,2	1,8	0,54	16,6	12,6	-23,6
Nanoflagellaattien hiilibiomassa	-1,11	-34,9	1,33	0,12	60,0	29,3	-51,2
Muiden levien hiilibiomassa	-3,51	-61,6	1,94	0,22	25,8	10,6	-58,8
Kasviplanktonin kokonaishiilibiomassa	-6,56	-37,2	2,51	0,01	102,4	52,6	-48,6
<i>a</i> -klorofyllipitoisuus	-5,69	-17,7	2,28	0,59	7,0	5,1	-27,4

Vuosien 2011–2012 NSE oli negatiivinen kaikissa tapauksissa eli tuloksia ei voida pitää hyväksyttävänä ajallisen vaihtelun suhteen (Taulukko 5). Systemaattisen virheen määrä oli keskimäärin melko pieni (RE = -34,4... -2,0 %). Keskiarvotilaa malli arvioi kuitenkin melko hyvin tälle ajanjaksolle (keskiarvotilojen ero = -2,8 %...31,9 %). Eri leväryhmistä vähiten huonosti mitattuja arvoja vastasi muut levät -ryhmä (NSE = -0,62). Piileväryhmän (Kuva 7) simuloinnin tulos vastasi huonoiten mitattuja havaintoja (NSE = -5,17). Mallin piileväryhmien biomassan ennuste oli keskimäärin 30,1 % suurempi kuin mitatut havainnot. Malli myös näyttää ennustavan piilevien kevätmaksimin havainnot keväällä suuremmaksi kuin mitattujen havaintojen arvot. Nanoflagellaattiryhmän (Kuva 8) ennusteet olivat epätarkkoja (NSE = -1,63), mutta melko harhattomia (RE = -2,0 %). Malli arvioi hyvin havaintopaikan valtalajiston keskiarvotilaa (keskiarvotilojen ero = -2,8 %). Vuoden 2012 heinäkuun havaitut biomassamaksimit malli arvioi kesäkuulle. Vuonna 2011 toukokuun jälkeiset havaitut arvot aliarvioitiin simuloinnissa. Muut levät -ryhmän (Kuva 9) ennusteet olivat leväryhmistä vähiten huonoja (NSE = -0,62) ja keskimääräisen systemaattisen virheen määrä oli suurin kasviplanktonmuuttujista (RE = -34,3 %). Kalibroinnin yhteydessä oli vaikeuksia saada oikea taso muut levät -ryhmän biomassalle, sillä ne olivat biomassaltaan pienin ryhmä. Simulointitulokset *a*-klorofyllipitoisuudessa vastasivat hyvin keskiarvotilan mitattuja havaintoja, mutta ennuste ei silti ollut kovin

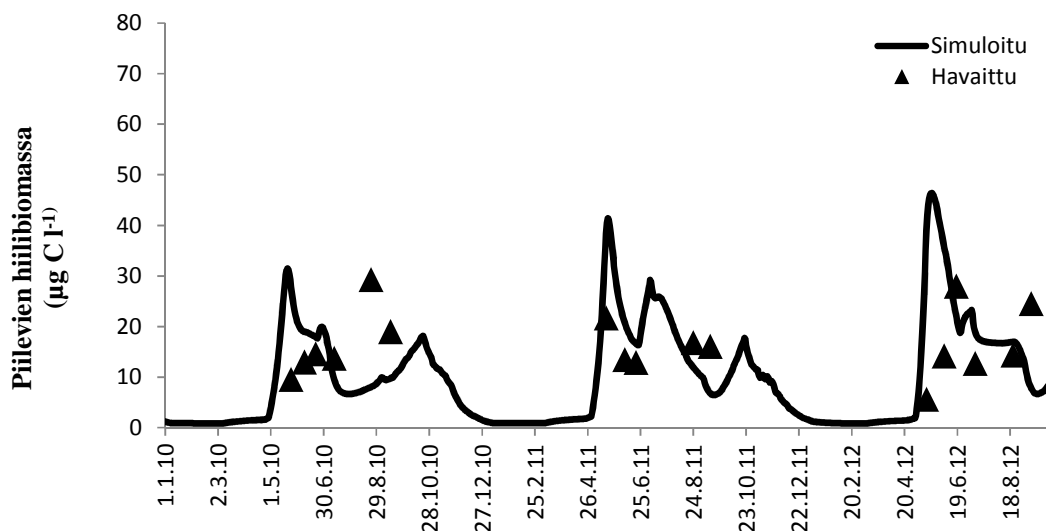
tarkka NSE:n ollessa negatiivinen (NSE = -2,52 ja keskiarvotilojen ero = 4,2 %) (Kuva 11). Mallin mukaan vuotuiset *a*-klorofyllipitoisuuksien maksimit olisivat toukokuussa.

Kasviplanktonin kokonaishiilibiomassa (Kuva 10) vastasi keskiarvotilaltaan melko hyvin mitattuja havaintoja, mutta ajallisessa tarkkuudessa olisi parantamisen varaa (NSE = -1,99 ja keskiarvotilojen ero = 4,2 %). Valtaosan hiilibiomassasta muodosti nanoflagellaatti-leväryhmä, mikä muodosti valtaosan havaitusta kokonaishiilibiomassasta.

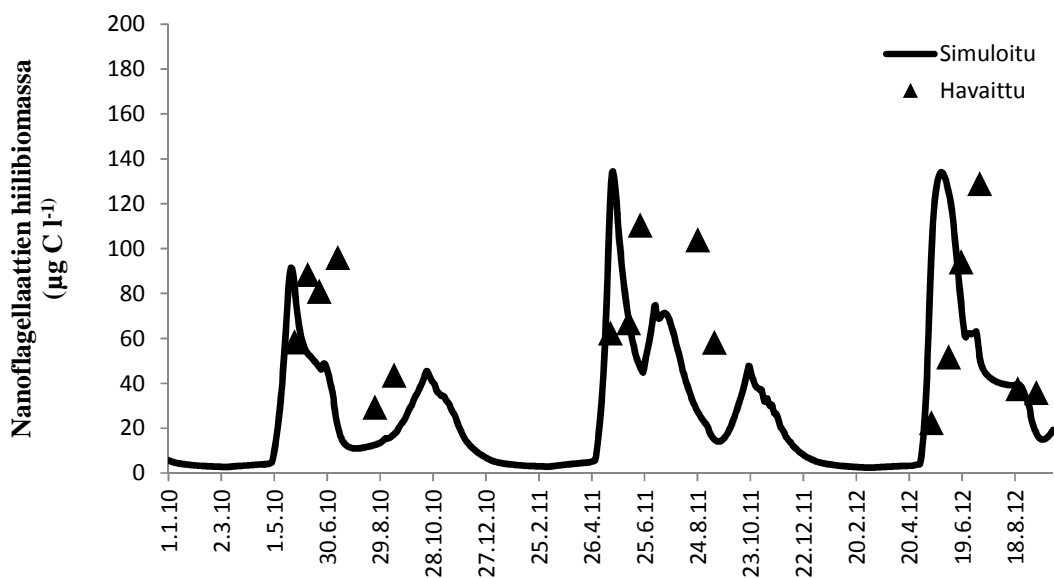
Taulukko 5. Validointivuosien 2011–2012 kasviplanktonin hyvyystarkastelun tulokset. Havaittujen ja simuloitujen kasviplanktonmuuttujien Nash-Sutcliffe selitysaste (NSE), suhteellinen virhe (RE), keskihajontaan suhtautettu keskisimulointivirhe (RSR), selitysaste sekä vuosittaisten näytteenottoajankohtien havaitut ja simuloitut keskiarvot.

	NSE	RE	RSR	$r^2$	Havaintojen keskiarvo	Simuloitu keskiarvo	Ero havaintojen keskiarvoon %
Piilevien hiilibiomassa	-5,17	30,1	2,37	0,08	16,4	21,7	31,9
Nanoflagellaattien hiilibiomassa	-1,63	-2,0	1,55	0,01	63,3	61,6	-2,8
Muiden levien hiilibiomassa	-0,62	-34,3	1,21	0,26	23,0	21,6	-5,9
Kasviplanktonin hiilibiomassa	-1,99	-4,1	1,65	0,03	102,7	104,8	2,1
<i>a</i> -klorofyllipitoisuus	-2,52	21,7	1,8	0,05	7,9	8,3	4,2

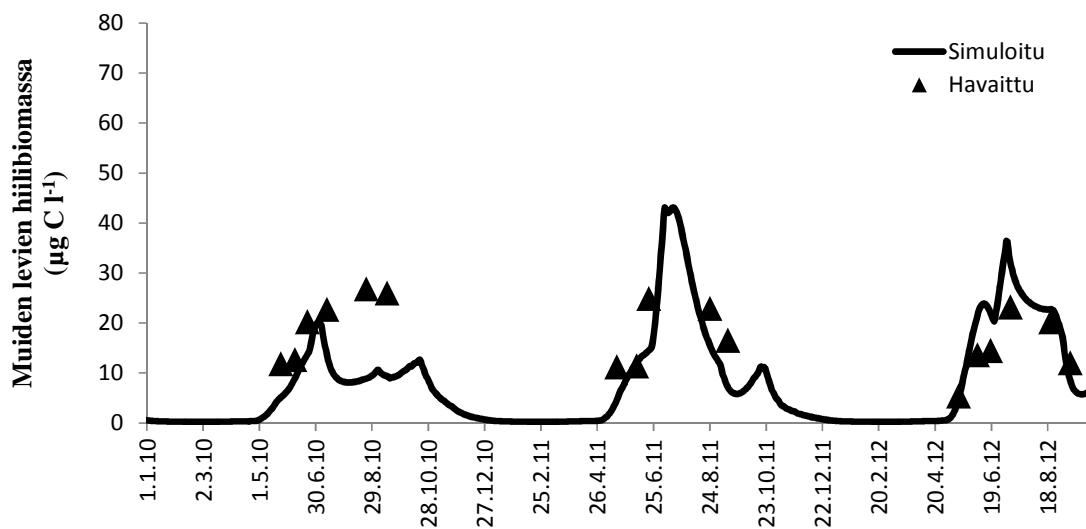
Eläinplanktonin ja bakteereiden hiilibiomassat laskettiin mallilla toukokuun alusta syyskuun loppuun vuosina 2011–2012. Eläinplanktonin biomassan keskiarvo oli 34,7  $\mu\text{g C l}^{-1}$  keskihajonnalla 21,1  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Bakteeribiomassa oli 15,5  $\mu\text{g C l}^{-1}$  keskihajonnalla 6,3  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Mitattujen havaintojen puuttuessa niitä ei voitu verrata simuloinnin tuloksiin.



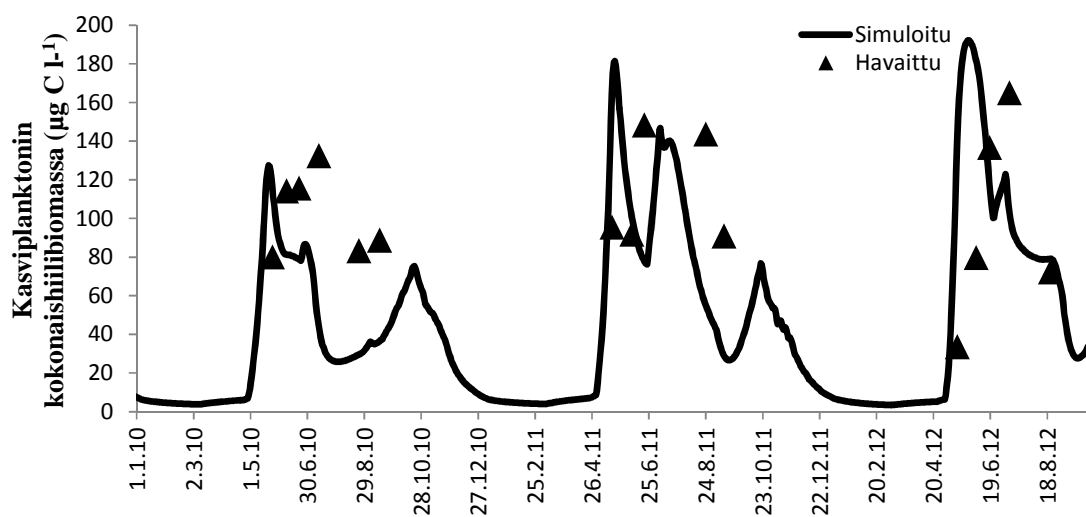
Kuva 7. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat piileväryhmälle kalibroituvuonna 2010 ja validointivuosina 2011–2012 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



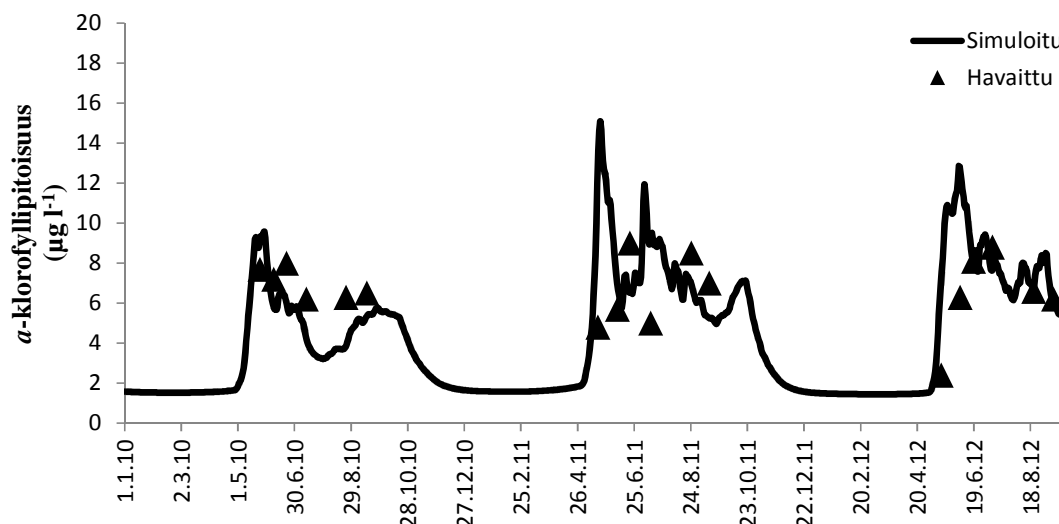
Kuva 8. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat nanoflagellaatti leväryhmälle kalibroituvuonna 2010 ja validointivuosina 2011–2012 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



Kuva 9. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat muut levät ryhmille kalibroitavuonna 2010 ja validointivuosina 2011–2012 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



Kuva 10. Havaitut ja simuloitut kasviplanktonin kokonaishiilibiomassat kalibroitavuonna 2010 ja validointivuosina 2011–2012 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



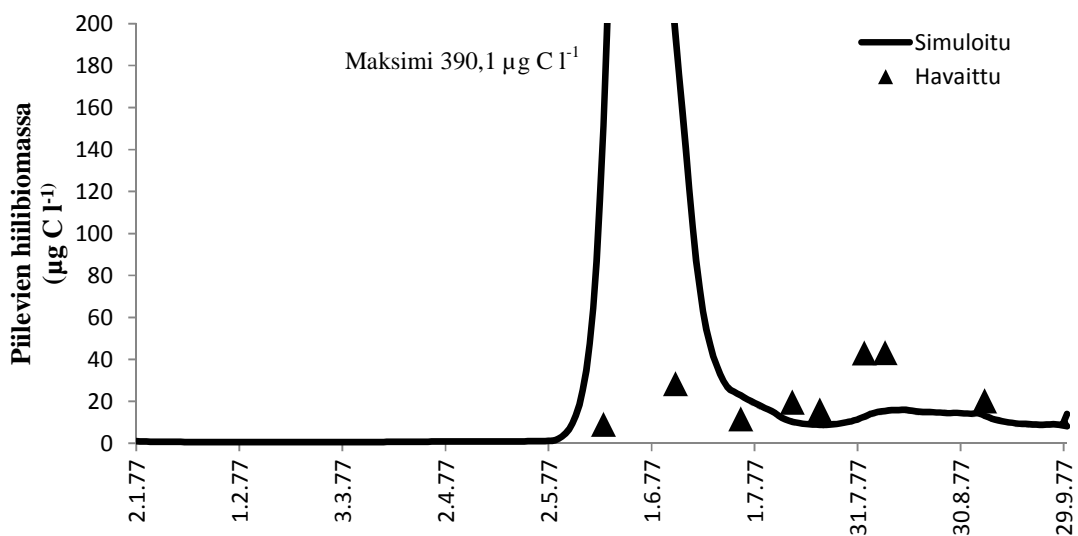
Kuva 11. Havaitut ja simuloitut *a*-klorofyllipitoisuudet kalibroitavuonna 2010 ja validointivuosina 2011–2012 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).

#### 4.2 Validointivuosi 1977

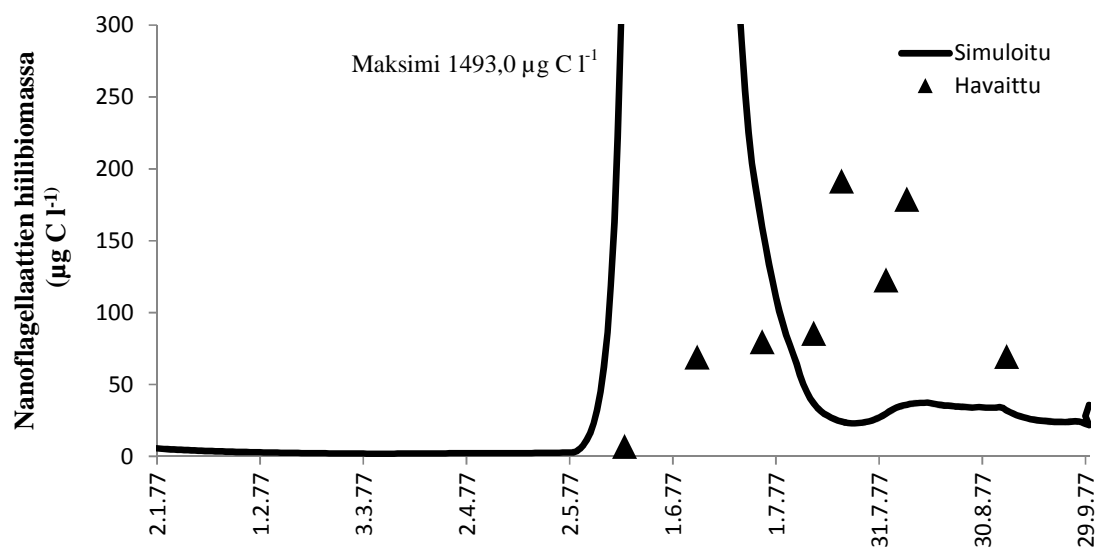
Validointivuoden RSR oli suurempi kaikkien leväryhmien, kokonaisbiomassan ja *a*-klorofyllipitoisuuden osalta kuin vuosien 2011–2012 simuloinnissa, eli malli ennusti huomommin tuota rehevää tilannetta kuin kalibroitavuoden jälkeistä jaksoa (Taulukko 6). Vuoden 1977 NSE oli reilusti negatiivinen kaikissa tapauksissa ja systemaattinen virhe suuri eli tuloksia ei voida pitää hyväksyttävänä ajallisen vaihtelun suhteen. Myös keskiarvotilaa malli arvioi heikosti tälle ajanjaksolle. Mallin ennusteet olivat muut leväryhmää lukuun ottamatta keskimäärin yliarvioita mitattuihin havaintoihin nähden. Yliarviointi johtui pääasiassa lasketusta kevätkukinnan suuresta biomassasta. Piileväryhmän hiilibiomassa (Kuva 12) yliarvioitiin keväällä. Myös keskimääräisen systemaattisen virheen määrä oli huomattavasti validointivuosia 2011–2012 suurempi. Kesäkuun jälkeen mallin tulokset ovat lähempänä mitattua tasoa kuin keväällä. Malli yliarvioi nanoflagellaattiryhmän hiilibiomassan (Kuva 13) myös keväällä. Heinäkuun jälkeen mallin tulokset ovat lähempänä mitattua tasoa ja mallin ennusteet ovat havaittuja alhaisempia. Muut-leväryhmän hiilibiomassan (Kuva 14) mallin antamat arvot olivat alhaisemmalla tasolla mitattuihin havaintoihin nähden. Eri leväryhmien kokonaishiilibiomassaa (Kuva 15) tarkasteltaessa tulokset ylittivät moninkertaisesti havaitut pitoisuudet touko-kesäkuussa. Tämän jälkeen simulointi alitti havaitut pitoisuudet, mutta olivat lähempänä havaittujen hiilibiomassapitoisuuksien tasoa. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuutta (Kuva 16) tarkasteltaessa simuloinnin tulokset ylittivät moninkertaisesti havaitut pitoisuudet touko-kesäkuussa. Simulointi ennusti tämän ajanjakson hypertrofisen järven tasolle. Heinäkuussa *a*-klorofyllipitoisuus tippui havaittujen pitoisuuksien tasolle. Piilevä- ja nanoflagellaattiryhmä muodostivat valtaosan mallin kasviplanktonin kokonaishiilibiomassasta, jotka yliarvioitiin keväällä. Valtalajiston yliarviointi on johtanut myös *a*-klorofyllipitoisuuden yliarviointiin havaintoihin nähden.

Taulukko 6. Validointivuoden 1977 kasviplanktonin hyvyystarkastelun tulokset. Havaittujen ja simuloitujen kasviplanktonmuuttujien Nash-Sutcliffe selitysaste (NSE), suhteellinen virhe (RE), keskihajontaan suhtautettu keskimulointivirhe (RSR), selitysaste sekä vuosittaisten näytteenottoajankohtien havaitut ja simuloitut keskiarvot.

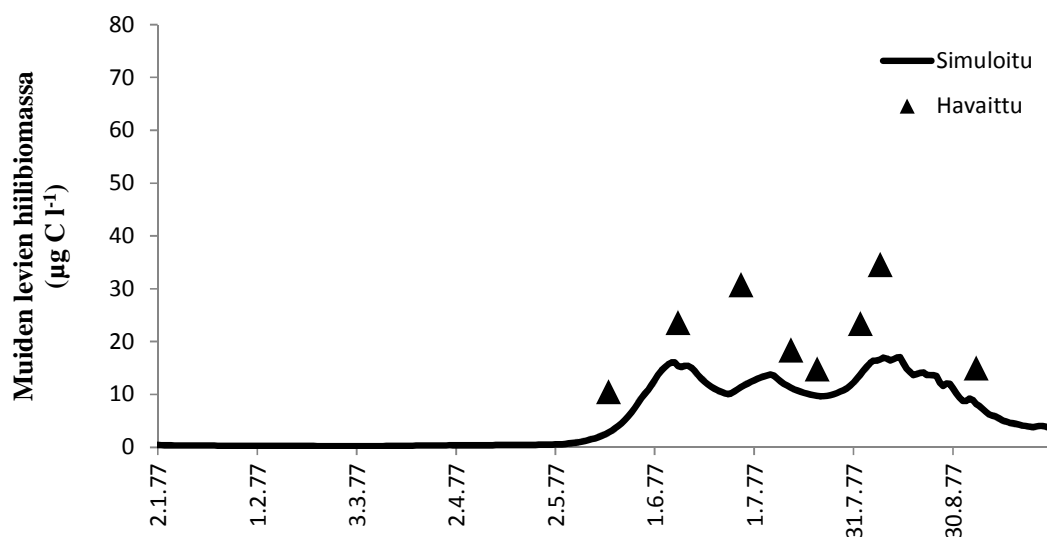
	NSE	RE	RSR	$r^2$	Havaintojen keskiarvo	Simuloitu keskiarvo	Ero havaintojen keskiarvoon %
Piilevien hiilibiomassa	-39,36	123,0	5,94	0,03	24,0	79,3	230,3
Nanoflagellaattien hiilibiomassa	-63,05	148,1	7,49	0,17	100,5	360,2	258,3
Muiden levien hiilibiomassa	-1,16	-48,0	1,38	0,66	21,4	11,9	-44,3
Kasviplanktonin kokonaishiilibiomassa	-58,63	115,2	8,22	0,14	145,9	451,5	209,3
<i>a</i> -klorofyllipitoisuus	-137,99	250,2	11,36	0,03	7,0	28,0	301,7



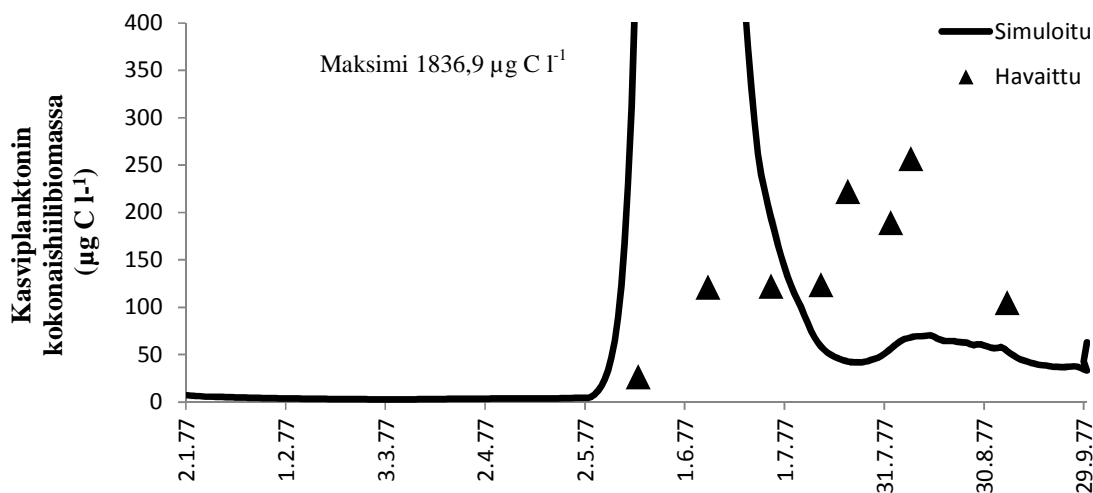
Kuva 12. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat piileväryhmälle validointivuonna 1977 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



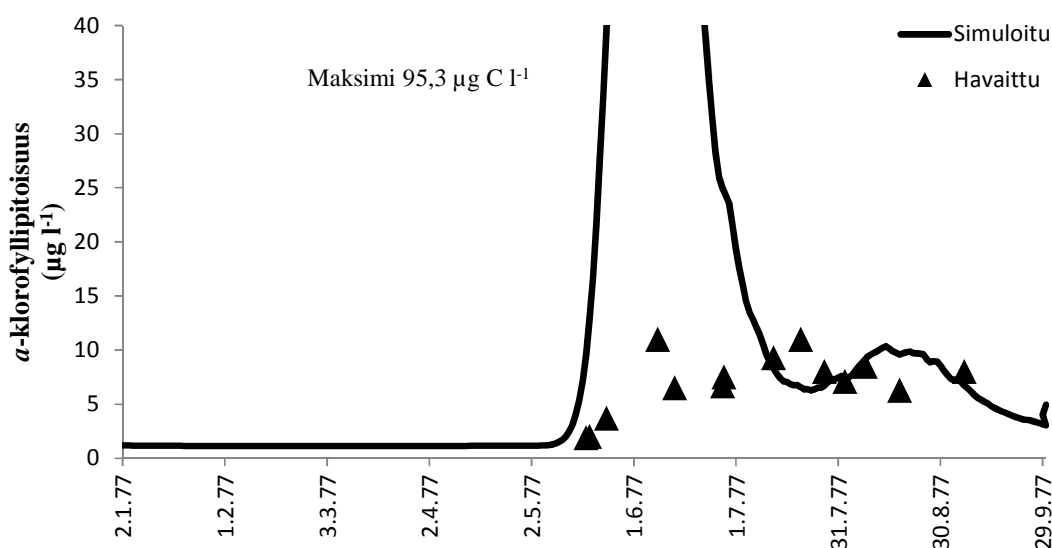
Kuva 13. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat nanoflagellaattiryhmälle validointivuonna 1977 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



Kuva 14. Havaitut ja simuloitut hiilibiomassat muut levät ryhmälle validointivuonna 1977 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



Kuva 15. Havaitut ja simuloitut kasviplanktonin kokonaishiilihiomassat validointivuonna 1977 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).



Kuva 16. Havaitut ja simuloitut *a*-klorofyllipitoisuudet validointivuonna 1977 (Havaitut biomassat, Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta).

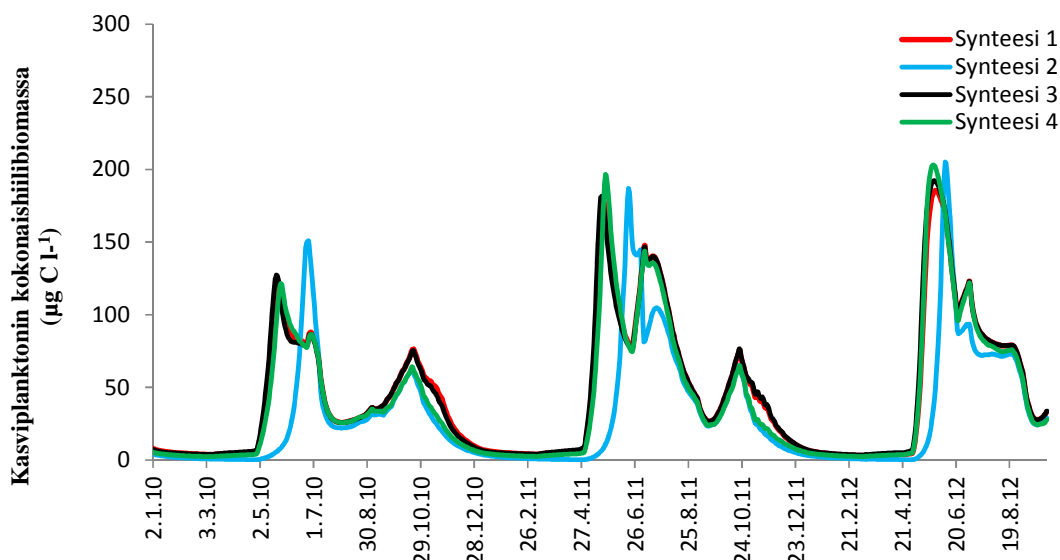
#### 4.3 Herkkyysanalyysi kalibroituille parametreille ja *a*-klorofyllisynteeseille

Mallin neljä eri mahdollisuutta *a*-klorofyllin laskemiseksi eri ympäristöissä erosivat toisistaan (Kuva 17, Kuva 18). Kasviplanktonin kokonaisbiomassan laskennoissa eri klorofyllisynteisien vaihtoehdoilla ei ole juurikaan eroa, lukuun ottamatta synteesi 2:sta, joka simuloi kasviplanktonin kevätukinnan maksimin myöhäisemmäksi kuin muut synteetit. Työssä käytetyn fosforirajoitteen ympäristön synteetin (synteesi 3) vastaa melko hyvin suoraan perustuotannosta ratkaistua hiilen ja klorofyllin suhdetta (synteesi 1) *a*-klorofyllipitoisuuden perusteella. Synteetit 2 ja 4 ovat reilusti alemmalla tasolla kuin edellä mainitut.

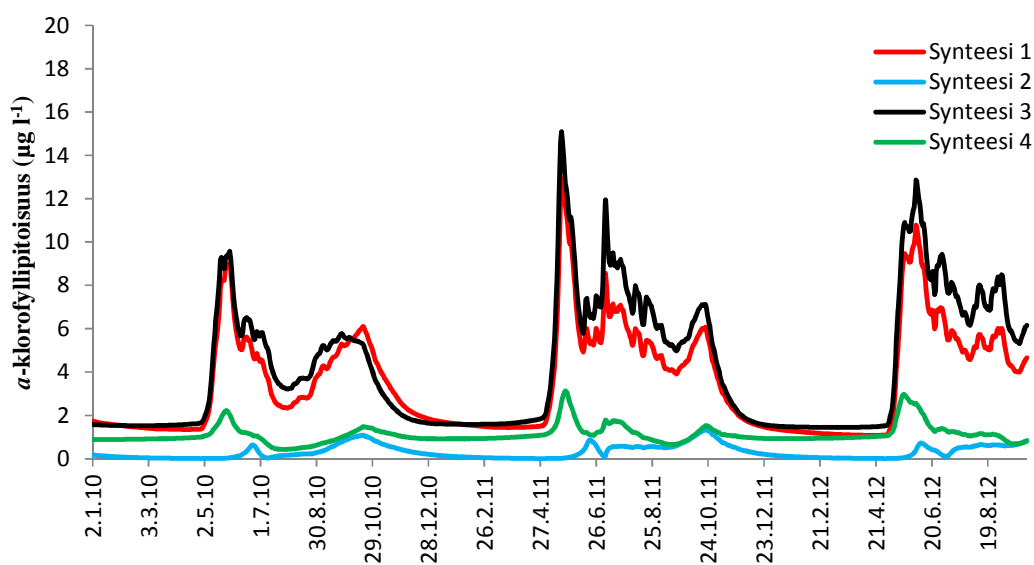


Kaikkia laidunnuksen kertoimia yhtä aikaa pienentäessä hiilibiomassa (Kuva 19) ja *a*-klorofyllipitoisuus (Kuva 20) kasvoi. Parametrien arvon muuttaminen ei vaikuttanut kasviplanktonmuuttujiin yhtä voimakkaasti arvoa pienentäessä ja kasvattaessa. Eläinplanktonin eri leväryhmien mahdollisen käytön parametriarvon kasvaessa *a*-klorofyllipitoisuuden ja kokonaisbiomassan tason kasvaminen oli voimakkaampaa verrattuna samansuuruisen parametriarvon vähentämisen vaikutukseen kasviplanktonmuuttujilla. Parametrien arvon muuttaminen ei vaikuttanut *a*-klorofyllipitoisuuden ja kokonaisbiomassan ajalliseen vaihteluun vaan niiden tasoon.

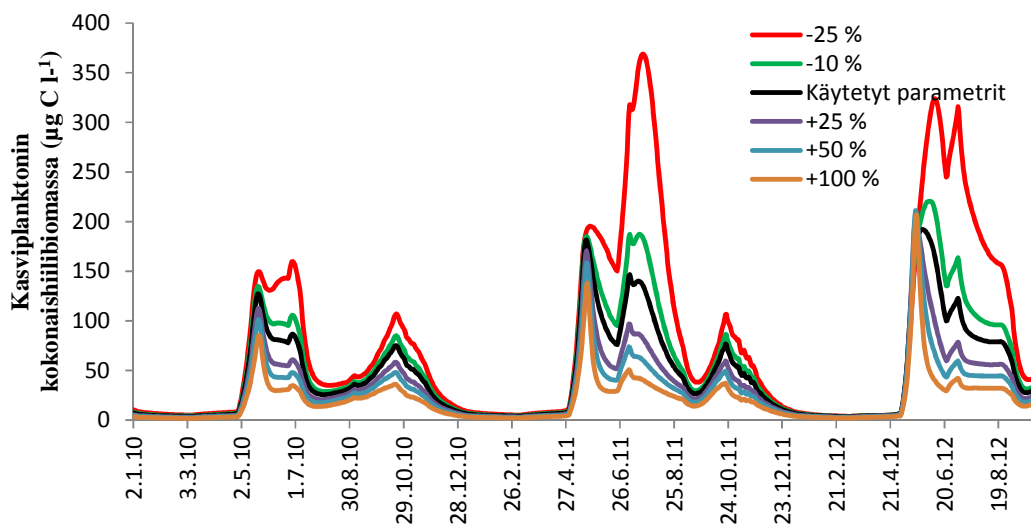
Veden taustavärillä ei ollut tutkitulla vaihteluvälillä juurikaan vaikutusta kasviplanktonin kokonaishiilibiomassan määrään (Kuva 21). Veden taustavärin muuttaminen näkyi *a*-klorofyllipitoisuuden tason vaihteluna (Kuva 22). Suurempi taustavärin kerroin nosti *a*-klorofyllipitoisuuden tasoa.



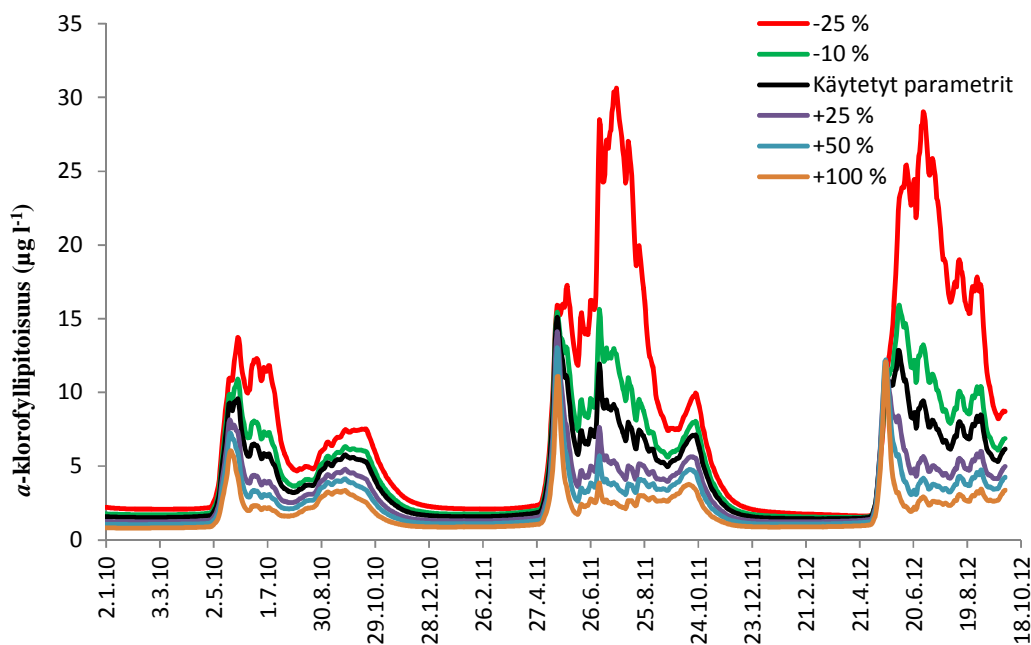
Kuva 17. Herkkyysanalyysi eri klorofyllisynteesien vaikutuksesta kasviplanktonin kokonaishiilibiomassaan.



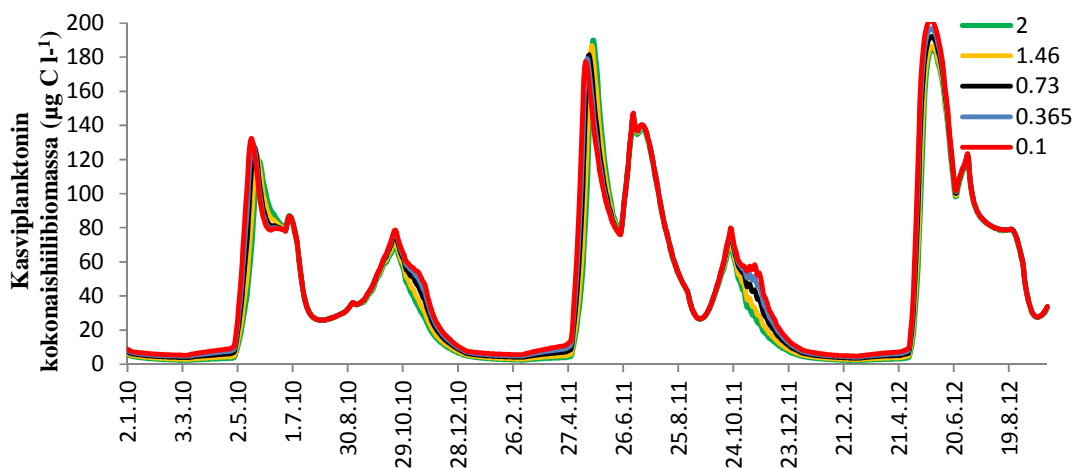
Kuva 18. Herkkyysanalyysi eri klorofyllisynteesien vaikutuksesta *a*-klorofyllipitoisuuteen.



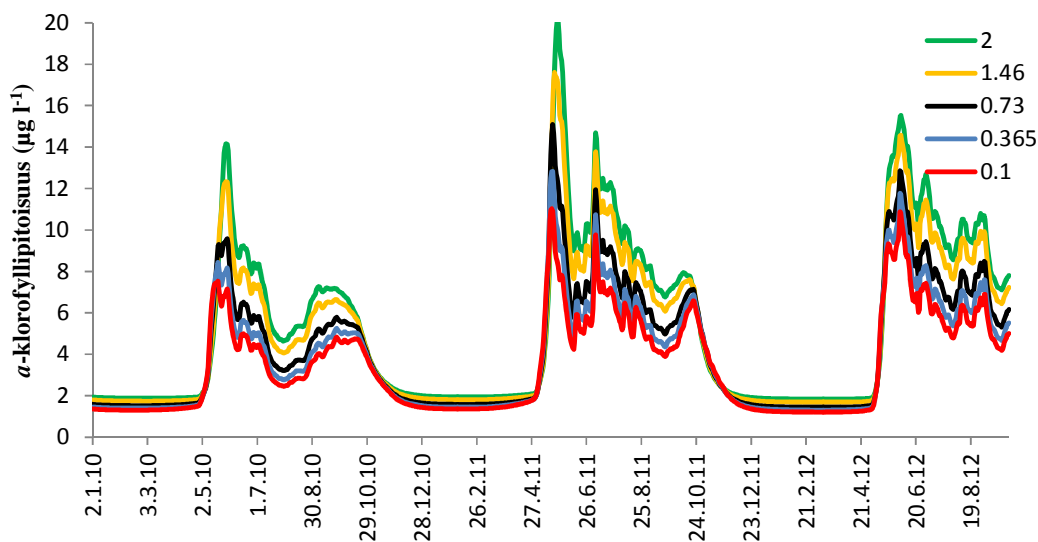
Kuva 19. Herkkyysanalyysi eläinplanktonin ravinnon valikoinnin vaikutuksesta kasviplanktonin kokonaishiilihiomassaan. Kalibroidut parametriarvot: piilevät 0,12, nanoflagellaatit 0,09 ja muut levät 0,09.



Kuva 20. Herkkyysanalyysi eläinplanktonin ravinnon valikoinnin vaikutuksesta  $\alpha$ -klorofyllipitoisuuteen. Kalibroidut parametriarvot: piilevät 0,12, nanoflagellaatit 0,09 ja muut levät 0,09.



Kuva 21. Herkkyysanalyysi veden taustavärin vaikutuksesta kasviplanktonin kokonaishiilibiomassaan. Kalibroitu parametriarvo 0,73 (taustavärin osuus kokonaisvaimenemiskertoimesta).



Kuva 22. Herkkyysanalyysi veden taustavärin vaikutuksesta *a*-klorofyllipitoisuuteen. Kalibroitu parametriarvo 0,73 (taustavärin osuus kokonaisvaimenemiskertoimesta).

#### 4.4 Herkkyysanalyysi syöttötietojen vaikutuksesta kasviplanktonin biomassaan ja *a*-klorofyllipitoisuuteen

ARMA-rakenne muodostettiin testaamalla 1-3 autokorreloivan ja liukuvan keskiarvon parametrin kombinaatiota. Parhaaksi ARMA-rakenteeksi pienimpien AIC-pisteiden perusteella muodostui 2 autokorreloivaa ja 2 liukuvan keskiarvon parametria molempiin malleihin. Kasviplanktonin kokonaishiilibiomassaan vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi ammonium- ja nitraattityppi sekä fosfaattifosforipitoisuus (Taulukko 7). Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuuteen vaikuttavimmat tekijät olivat taas säteily, fosfaattifosfori- ja nitraattityppipitoisuus (Taulukko 8). Fosfaattifosforin kulmakerroin oli molemmissa tilastollisissa malleissa negatiivinen.

Taulukko 7. Merkittävimpien syöttötietojen vaikutus kasviplanktonin kokonaishiilibiomassaan.

	Arvo	Keskivirhe	t-arvo	p-arvo
Vakiotermi	-2,937	0,455	-6,460	<0,001
Log <sub>10</sub> (Ammoniumtyppi)	0,276	0,013	20,919	<0,001
Log <sub>10</sub> (Nitraattityppi)	5,230	0,150	34,843	<0,001
Log <sub>10</sub> (Fosfaattifosfori)	-2,061	0,108	-19,055	<0,001

## Korrelaatiot

	Vakiotermi	Ammoniumtyppi	Nitraattityppi
Log <sub>10</sub> (Ammoniumtyppi)	0,16		
Log <sub>10</sub> (Nitraattityppi)	0,17	0,88	
Log <sub>10</sub> (Fosfaattifosfori)	0,28	0,67	0,76

Taulukko 8. Merkittävimpien syöttötietojen vaikutus *a*-klorofyllipitoisuuteen

	Arvo	Keskivirhe	t-arvo	p-arvo
Log <sub>10</sub> (Vakiotermi)	0,238	0,137	1,734	0,084
Log <sub>10</sub> (Säteily)	-0,009	0,001	-5,926	<0,001
Log <sub>10</sub> (Fosfaattifosfori)	-0,238	0,056	-4,276	<0,001
Log <sub>10</sub> (Nitraattityppi)	0,445	0,046	9,657	<0,001

## Korrelaatiot

	Vakiotermi	Säteily	Fosfaattifosfori
Log <sub>10</sub> (Säteily)	-0,24		
Log <sub>10</sub> (Fosfaattifosfori)	0,57	-0,38	
Log <sub>10</sub> (Nitraattityppi)	0,20	-0,14	0,48

## 5. TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Kalibrointivuosi 2010 ja validointivuodet 2011–2012

Kalibrointivuonna loppukesän kasviplanktonin hiilibiomassataso oli vaikea saada mitattujen muuttujien tasolle. Visuaalinen tarkastelu kalibroinnissa ei tuottanut hyvyyskriteereillä kovin hyvää ennusteiden ja havaintojen yhteensopivuutta. Vuoden 2010 kalibrointi vaikutti molempiin validointiajanjaksojen tuloksiin ja etenkin muut levät ryhmän tapauksessa validointivuoden tulokset olivat lähempänä mitattuja havaintoja kuin kalibrointivuonna. Fosfaattifosfori- ja nitraattityppipitoisuudet olivat alhaisempia kalibrointivuonna kuin validointivuosina, millä on ollut vaikutusta validointivuosien tuloksiin. Tämä voi olla myös seurausta jostain kalibrointivuoden eroavasta ympäristötekijästä, jota malli ei ota laskennassa huomioon, esimerkiksi virtausten aiheuttamasta kulkeutumisesta. Huomioitavaa on myös, että tutkimuksessa laskettiin vain yhden mittauspisteen havaintoja.

Validointivuosien 2011–2012 NSE oli negatiivinen eli ei hyväksyttävällä tasolla. Toisaalta simulointien ja keskiarvotilojen erot olivat melko pienet. Simulointien keskimääräinen systemaattinen virhe oli melko pieni.

Mekanistiset mallit ennustavat yleensä paremmin fysikaalisia ja kemiallisia kuin biologisia ilmiöitä (Arhonditsis & Brett 2004). Työssä käytettiin hydrologisia mallin hyvyystarkasteluun liittyviä menetelmiä. Esimerkiksi jokiympäristön virtausmallit validoidaan yleensä päivittäiselle aineistolle, jolloin esimerkiksi alivirtaamakaudet vaikuttavat keskiarvoon. Moriasi ym. (2007) mukaan joki-, sedimentti-, typpi- ja fosforimallien ennustetta voidaan pitää hyväksyttävänä jos  $NSE > 0,50$  ja  $RSR \leq 0,70$ . Tämänkaltainen tarkkuus ei toteutunut tässä työssä. Työssä käytetyn aineiston havaintoja oli vähän ja validointi tehtiin vain avovesikaudella otetuille näytteille, mikä vaikutti paljon vuosittaiseen keskiarvoon, johon tilastomenetelmät vertaavat ennustetta. Lajiston jakaminen toiminnallisiin ryhmiin tehtiin tässä työssä taksonomisesti luokittain. BFM-manuaali ei anna tarkkaa jakoa näille leväryhmille. Toiminnallisten ryhmien sijaan kasviplankton olisi voitu ryhmitellä kokojakauman mukaan.

Havaintopaikan valtalajistoryhmä, nanoflagellaatit, vastasi keskimääräiseltä tilalta hyvin mitattuja havaintoja, mutta epätarkasti Nash-Sutcliffe -selitysasteen ollessa negatiivinen. Vuonna 2011 loppukesän biomassat malli aliarvioi. Vuoden 2012 biomassamaksimin mallin ennuste ajoitti aikaisemmaksi keväälle kuin kasviplanktonnäytteistä havaitun maksimin. Poronselän nanoflagellaateista pääosa kuului sukuun *Cryptomonas*, joka muodosti merkittävän osan kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Niitä tavataan makeassa ja vähäsuolaisessa ympäristössä (Reynolds 2006). Ne suosivat tummia vesiä ja ovat mikсотrofisia eli pystyvät hyödyntämään bakteereita ravintonaan. BFM-malli ei ota huomioon mikсотrofiaa kasviplanktonin osalta. Toiseksi eniten havaintopaikalla oli piileviä. Malli ennusti epätarkasti piilevät vuosina 2011 ja 2012. Osassa malleista on jaoteltu merelliset ja makean veden piilevät erilleen. Merelliset piilevät ovat suurempikokoisia kuin makean veden piilevät sekoittumissyvyyden erojen, ravinteiden rajoittavuuden sekä ravinnepitoisuuksien vaihtelun takia (Litchman ym. 2009). Piilevien koko vaikuttaa niiden ekologiaan ravinteiden saatavuuden ja vajoamisnopeuksien kannalta, mikä olisi syytä huomioida malleissa. Piilevien ja nanoflagellaattien vuosittainen dynamiikka oli melko samankaltaista simuloinneissa. Nanoflagellaatit seurasivat oletettua piilevien runsastumista järven kevätkierron aikaan. Toisaalta kasviplanktonhavainnot puuttuivat jäiden lähdön ajalta. Validointivuosien mallituloksista tarkimmin mittauksia vastasi muut levät -ryhmä. Tämä oli vastoin odotuksia, sillä se oli näytepisteen biomassaltaan pienin ryhmä eikä kalibroinnissa siihen kiinnitetty kovin suurta huomiota. Muut levät -ryhmä on parametrisoitu hitaasti kasvavaksi ja huonosti eläinplanktonin käytettäväksi. Vaikka Nash-Sutcliffe -selitysaste oli negatiivinen, BFM-malli ennusti keskiarvotilaltaan eri kasviplanktonmuuttujia samankaltaisella tasolla kuin sisävesillä paljon käytetyt PROTECH-, CAEDYM- ja PCLAKE-mallit ennustivat *a*-klorofyllipitoisuutta (Trolle ym. 2014).

Päijänteen Poronselällä oli hyvin vähän syanobakteereja, mikä oli hyvä asia mallin käytön kannalta, sillä niitä ei ole kuvattu mallissa ja ne eroavat ekologiaaltaan paljon muista leväryhmistä (Reynolds 2006). Toisaalta syanobakteerejen puuttuminen mallista on suuri puute, mikäli mallia halutaan käyttää sisävesillä rehevöitymisongelman tutkimisessa. Työssä ei käytetty myöskään mallin sisältämää pikoplanktonryhmää mittaushavaintojen puuttuessa. Pikoplanktonryhmän esimerkkilajit ovat merellisiä pikosyanobakteereita. Tämän ryhmän mahdollista testausta syanobakteereina voisi harkita, mikäli parametrisointia syanobakteereille ei ole. Aikaisemmissa tutkimuksissa se on pitänyt yllä valtaosaa loppukesän biomassasta (Vichi ym. 2004). Kalibroitavuuden

kokonaishiilibiomassa on aliarvioitu verrattuna validointivuosiin. Ero todennäköisesti johtuu alemmasta fosfaattifosforin- ja nitraattitypen pitoisuuksista kalibrintivuonna kuin validointivuosina.

Validointivuosien *a*-klorofyllipitoisuus ennustettiin keskiarvotilaltaan kohtuullisesti, mutta tarkkuus oli heikko NSE:n ollessa negatiivinen. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuus seurasi oletetusti hyvin pitkälti kokonaisleväbiomassan vaihtelua. Mallitulosten mukaan tutkimusalueen *a*-klorofyllipitoisuuden kevätmaksimit olivat toukokuussa. Korkeimmat ravinnepitoisuudet olivat juuri jäiden lähdettyä. Mitattujen arvojen mukaan validointivuosien *a*-klorofyllipitoisuudet ovat korkeimmillaan vasta myöhemmin kesällä. Toisaalta ensimmäiset näytteet oli kerätty myöhemmin jään lähtemisajankohdan jälkeen, minkä takia kasviplanktonin kevätmaksimi on voinut jäädä mittaamatta. Aikaisemmalla malliversiolla tehdyssä tutkimuksessa malli aliarvioi Itämerellä *a*-klorofyllipitoisuudet kesällä verrattuna mitattuihin havaintoihin, toisin kuin tässä tutkimuksessa Päijänteellä (Vichi ym. 2004). Tutkimuksessa oli käytetty kiinteää kerrointa hiilen ja *a*-klorofyllin suhteelle. Välimerellä (Lazzari ym. 2012) käytettiin monen rajoittavan ravinteen laskentavaihtoehtoa, mitä käytettiin myös tässä työssä. Välimeren eri alueilla BFM-malli keskimäärin aliarvioi helmi-toukokuun *a*-klorofyllipitoisuuden maksimit ja kesäiset minimiarvot, joiden aikana suhteellinen virhe oli suurinta. Mallitulosten *a*-klorofyllipitoisuudet verrattuna satelliittikuvista saatuihin tietoihin erosivat tosin aluekohtaisesti. Keskimäärin BFM-malli yhdistettynä OPATM-virtausmalliin ennusti merellistä perustuotantoa ja *a*-klorofyllipitoisuuden kausivaihtelua melko hyvin.

Pohjois-Päijänteen Poronselän simuloitut maksimipitoisuudet *a*-klorofyllipitoisuudessa keväällä johtuvat todennäköisesti korkeammista ravinnepitoisuuksista. Ennen jäänlähtöä eläinplanktonbiomassa ja sen laidunnuspaine oli alhainen, mikä on todennäköisesti lisännyt myös *a*-klorofyllipitoisuutta avovesikauden alussa. Vähäisen näytteenottomäärän takia jatkuvatoimiset *a*-klorofyllimittaukset olisivat olleet hyvin käytännöllisiä.

Kasviplanktonin kalibrintiharhan pienentämiseksi ilmoitettiin myös eläinplankton ja bakteeriryhmien biomassat (Arhonditsis & Brett 2004). Mallin tuloksia ei voitu tutkimustietojen puuttuessa verrata mitattuihin havaintoihin, mutta avovesikausina ennustettu eläinplanktonbiomassan keskiarvo  $35 \mu\text{g C l}^{-1}$  (liite 5) oli alhaisempi kuin mesotrofisen Säkylän Pyhäjärven  $62 \mu\text{g C l}^{-1}$  (Helminen & Sarvala 1997) ja Etelä-Saimaan  $72 \mu\text{g C l}^{-1}$  (Rahkola-Sorsa 2001) havainnot. Bakteeribiomassan keskiarvo  $15 \mu\text{g C l}^{-1}$  oli myös tyypillistä mesotrofisten järvien vaihteluväliä  $20\text{--}90 \mu\text{g C l}^{-1}$  alhaisempi (Reynolds 2006). Kalibroinnin yhteydessä ei kiinnitetty paljoakaan huomiota näihin muuttujiin. Mallilla on potentiaalia kuvata esimerkiksi eläinplanktonin ravintoverkkoa (4 eri ryhmää) melko tarkasti. Toisaalta ravintoverkon yksinkertaistaminen on poistanut saalistuspaineen käytetyltä eläinplanktonryhmältä, verrattuna kaikkien neljän ryhmän kuvaamiseen eläinplanktonin osalta.

## 5.2 Validointivuosi 1977

Hyvien mallikäytäntöjen mukaisesti malli validointiin vuonna 1977 rehevässä tilanteessa vuoden 2010 kalibrintiparametreilla. Validointivuotena malli ei onnistunut kuvaamaan kasviplanktonia hyväksyttävällä tasolla. Kaikkien seurattujen tekijöiden osalta RSR oli suurempi verrattuna 2011–2012 vuosien validointiin eli malli ennusti paremmin kalibrintijakson jälkeistä simulointijaksoa. Vuonna 1977 malli yliarvioi piilevien määrä kevätukinnassa, minkä jälkeen niiden biomassataso väheni mitattujen arvojen suuruusluokkaan. Valtalajistoa (nanoflagellaatit) yliarvioitiin moninkertaisesti. Muut levät -ryhmän malli aliarvioi biomassaltaan koko havaintojakson ajan. Etenkin

nanoflagellaattiryhmän yliarvioinnin takia myös eri ryhmien kokonaishiilibiomassa ylitti keväällä mitatut havainnot. Tämän takia myös *a*-klorofyllipitoisuus ylitti havainnot reilusti ja ennusti Päijänteen mittauspisteen hypertrofisen järven tasolle keväällä.

Hiilibiomassojen ja *a*-klorofyllipitoisuuden yliarviointi on voinut johtua useasta syystä, joista tärkein on todennäköisesti mallissa käytetty yksinkertainen ravinnekuvaus. Myös mallin lämpötilakuvaus oli todella yksinkertainen tässä työssä ja havaintoja syöttötiedoiksi oli vähän. Ravinteiden osalta malli interpoloi lineaarisesti mittausten väliarvot. Kasviplankton käyttää fosfaattifosforin todella nopeasti jäiden lähdön jälkeen pintavedestä, minkä jälkeen pitoisuudet ovat hyvin pieniä (Reynolds 2006). Lineaarinen kuvaus järven ravinteista voi antaa tässä tapauksessa yliarvion todellisesta fosfaattifosforin määrästä. Malli kalibroidiin vuodelle 2010, jolloin oli kaikkien tutkimusvuosien alhaisimmat ravinnepitoisuudet. Kalibroitavuosi on myös todennäköisesti vaikuttanut kasviplanktonin vasteeseen rehevässä tilanteessa. Vuonna 1977 myös tyypipitoisuus oli korkeampi keväällä verrattuna kesään ja syksyyn. Edellä olevat herkkyytulokset kertovat ravinteiden suuresta vaikutuksesta kasviplanktonin biomassaan ja *a*-klorofyllipitoisuuteen vuosina 2010–2012, joten ravinteiden kuvauksella on todennäköisesti suuri merkitys vuoden 1977 kasviplanktonin yliarvioinnissa. Järvien tyyppilliset kasviplanktonmallit ovat keskittyneet usein rehevöitymisiongelmaan ja kehitetty mesotrofisesta eutrofiseen ympäristöön. BFM-malli on kehitetty merille, joissa olosuhteet usein vastaavat oligotrofisempaa tilannetta. Rehevöitymisiongelman vähetessä tarvitaan malleja oligotrofisiin ympäristöihin (Robson 2013). Tarkempi ravinnekuvaus voisi mahdollisesti parantaa tuloksia. Meriympäristöön soveltuvat parametrien arvot ovat voineet aiheuttaa mallin yliarviointia. Intensiivisemmällä näytteenotolla päästäisiin tarkemmin kiinni ajalliseen vaihteluun ja se auttaisi mallin kehityksessä ja testauksessa.

Toinen ongelma oli Päijänteen kuormituksen erilaisuus ja suuruus 1970-luvulla, mihin vaikuttivat etenkin Äänekosken tehtaiden päästöt. Paperi- ja selluteollisuus laski jätevedtä, minkä on todettu vaikuttavan eniten Pohjois-Päijänteen alueella happipitoisuuden orgaanisen kuormituksen ja suurten ravinnepitoisuuksiensa takia (Granberg & Selin 1978). Vuonna 1977 aloitettiin puhdistamaan tehokkaammin metsäteollisuuden jätevesiä ja niiden sisältämä ligniinipitoisuus liki puolittui verrattuna aikaisempien vuosien pitoisuuksiin. Tämä johtui suurimmilta osin puhdistustehon noususta. Vuonna 1977 myös virtaamat olivat suuria verrattuna edellisiin vuosiin, minkä takia pitoisuudet vedessä ovat myös laimentuneet. (Granberg ym. 1976, Granberg & Selin 1978). Kasviplanktonin kasvua inhiboiva ligniinipitoisuus  $2 \text{ mg l}^{-1}$  ylittyi hetkellisesti myös sinä vuonna (Granberg ym. 1978, Meriläinen ym. 1993). Muiden mahdollisten metsäteollisuuden häirtä-aineiden pitoisuuksista tai mahdollisesta vaikutuksesta ei ollut tutkimustietoa pintavesistä, joilla on voinut olla vaikutusta kasviplanktonbiomassoihin. Myös kasviplanktonin lajikoostumus oli erilainen vuonna 1977 vuosiin 2010–2012 verrattuna, joten leväryhmien jaollakin on mahdollisesti ollut merkitystä tuloksissa. Malli kuvasi heikosti vuoden 1977 tilannetta, koska se siirrettiin erilaiseen tilanteeseen, mihin se oli kalibroidu.

### 5.3 Herkkyyksianalyysi kalibroiduille parametreille

Kalibroinnissa muutetuiksi parametreiksi päätyivät *a*-klorofyllisynteesi, eläinplanktonin ravintoverkko ja veden väri. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuudet ovat etenkin avomerialueilla usein huomattavasti järviä pienempiä kasviplanktonin määrän ja parempien valaistusolosuhteiden takia (Reynolds 2006). Klorofyllisynteesit 1 ja 2 työssä käytetty 3 näyttivät soveltuvan järviympäristöön yhtä hyvin. Synteesit 2 ja 4 aliarvioivat *a*-klorofyllipitoisuuden reilusti. Synteesin valinta ei vaikuttanut merkittävästi

kokonaishiilibiomassaan paitsi synteessin 2 kohdalla, mikä siirsi simuloinnin kasviplanktonin biomassahuippuja myöhäisempään ajankohtaan. BFM-mallin dynaaminen laskenta  $a$ -klorofyllipitoisuudelle eroaa paljon yleisimmistä sisävesien kasviplanktonmalleista. Niissä biomassaa tai  $a$ -klorofyllipitoisuus on yleensä sidottu toisiinsa vakioidulla stoikiometrialla. Tämä on yleinen yksinkertaistus malleissa ja myös BFM:ssä voi käyttää vakioitua stoikiometriaa. Mikäli erillistä  $a$ -klorofyllipitoisuuden laskentaa käytetään järviympäristössä, suosituksenani on käyttää vaihtoehtoja 3 ja 1. Oligotrofisille järville voivat muut vaihtoehdot soveltua paremmin. On todettu, että dynaaminen hiilen ja  $a$ -klorofyllin suhde voi olla tarpeellinen 3D-merimalleissa, mutta toisaalta se lisää mallin monimutkaisuutta ja epävarmuuslähteitä (Faure ym. 2006).

Eläinplanktonmuuttujia yksinkertaistettiin tässä työssä käyttämällä vain yhtä ryhmää havaintojen ollessa vähäisiä. Samalla jouduttiin muokkaamaan tämän ryhmän ravintoverkon parametreja, joilla ei ole tarkempaa kirjallisuusperustaa. Etenkin ekologisessa mallinnuksessa parametrien arvot voi joutua estimoimaan kalibroinnin avulla (Jørgensen & Bendoricchio 2001). Muokatun alkuperäisen malliesimerkin eri eläinplanktonryhmien ravinnon valikoimisen parametriarvot vaihtelivat 0,1–1,0 välillä ja oli asetettu nolaksi, mikäli eläinplanktonryhmä ei pystynyt käyttämään kasviplanktonryhmää ravinnokseen. Kalibroitu ravintoverkko kuvaa lähinnä koko eläinplanktonin laidunnuspainetta eri kasviplanktonryhmille. Alkuperäisessä mallin esimerkkisovelluksessa käytetty mikroeläinplanktonryhmä ei kykene esimerkiksi käyttämään muut levät -ryhmää ravintonaan, mikä on tutkielmassa käytetyllä ryhmäjaottelulla epätodennäköistä. Eläinplanktonin top down -säätelyllä on vaikutusta biomassaan sekä  $a$ -klorofyllipitoisuuteen niin todellisuudessa kuin mallissa (Reynolds 2001). Yksittäisten parametrien sopivien arvojen löytäminen kirjallisuudesta toiminnallisille ryhmille on vaikeaa, koska useimmat ravinnon valikoimiskokeet on tehty laboratorio-olosuhteissa ja tietyille lajeille, jolloin niiden käyttö toiminnallisille ryhmille voi olla hankalaa (Jørgensen & Bendoricchio 2001). Ravinnon valikointi riippuu luonnossa useista tekijöistä ja muuttuu ajallisesti eri ravintolähteiden määrän muuttuessa. Ravinnon valikointiin tai laidunnuspaineeseen liittyviä parametreja voidaan myös arvioida tilastollisin keinoin (Gentleman ym. 2003, Malve ym. 2007). Eläinplanktonin ravintoverkon yksinkertaistaminen vaikuttaa myös ennusteisiin oletusparametrien muuttuessa. Yhden eläinplanktonryhmän käyttäminen mallissa on ”poistanut” eläinplanktonin kilpailun toisten ryhmien kanssa. Ravinnon valikointi riippuu luonnossa useista tekijöistä ja se voi muuttua ajallisesti (Reynolds 2006). Tämä aiheuttaa usein vaikeuksia niiden parametrisoinnissa.

Veden taustavärin parametria muutettiin tässä työssä. Mallissa valon läpäisyyn vaikuttaa kyseisen parametrin ohella detritus ja  $a$ -klorofyllipitoisuus (levien itsensä varjostaminen). Mallissa ei ole erillistä tilamuuttujaa liukoisille humusaineille, jotka vaikuttavat paljon järviympäristössä valaistukseen (Eloranta 1978). Mallissa myös detritus on kuvattu orgaanisena aineena, joten epäorgaanisen kiintoaineen vaikutusta ei huomioida erikseen. Tässä työssä käytettiin näkösyvyyden ja vakion (1,7) suhdetta veden taustavärin arvona (Poole & Atkins 1929). Se voi olla yliarvio pelkästä veden vaikutuksesta, sillä siihen lisätään  $a$ -klorofyllipitoisuuden ja detrituksen vaikutus, mitkä yhdessä muodostavat kokonaisvaimenemisen. Aikaisemman ERSEM-mallin valon kuvauksessa on huomattu, että se aliarvioi  $a$ -klorofyllipitoisuuden ja perustuotannon määrän sameissa rannikkovesissä (Ebenhoh 1997). Oletuksena merille veden taustavärin parametrin arvo on 0,1 ja korkein herkkyysanalyysissä tutkittu arvo 2,0. Veden taustavärin arvo on osuus kokonaisvaimenemiskertoimesta. Kokonaisvaimenemiskerroin esimerkiksi Australian humusjärvissä vaihteli 1,0–3,5 välillä (Reynolds 2006). Keski-Suomen järvissä



kokonaisvaimenemiskerroin oli 1970-luvulla keskimäärin 2,65 (Eloranta 1978). Herlevin mukaan (2012) vuosina 1995–2000 Etelä-Päijänteen kokonaisvaimenemiskerroin oli vain 0,5, mutta Etelä-Päijänteen näkösyvyys oli noin kaksi kertaa Pohjois-Päijänteen näkösyvyyttä suurempi.

Valaistusolosuhteilla on vaikutusta *a*-klorofyllipitoisuuteen niin kasvun kuin kasviplanktonin sopeutumisen kannalta. Lisäämällä veden taustavärin arvoa *a*-klorofyllipitoisuuden taso nousi. Tämä ei tosin vaikuttanut kasviplanktonin biomassaan tutkitulla vaihteluvälillä lähes ollenkaan. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuuden vaihtelussa herkkyysanalyysistä eräviä tuloksia on saatu PROTECH-mallilla (Bernhardt ym. 2008). Tutkimuksessa veden taustavärin vaihteluvälin osuus oli 0,1–1 kokonaisvaimenemisesta, jossa suurimmassa osassa tuloksista *a*-klorofyllipitoisuus laski veden värin lisääntyessä. Tämä johtui osittain PROTECH:in hydrodynaamisesta kuvauksesta, missä *a*-klorofyllipitoisuus eri leväryhmille oli laskettu 10 cm välein koko vesipatsaalle (syvyydet 14,4–20,2 m) ja negatiivinen muutos johtui myös sekoittumissyvyyden laskusta. Muutokset pintaveden *a*-klorofyllipitoisuudessa olivat pienempiä ja nostivat etenkin vähässä valossa elävien ryhmien määrää. PROTECH-malli laskee kasviplanktonbiomassan *a*-klorofyllin kautta ja se ei sisällä erillistä synteesilaskentaa verrattuna BFM-malliin. Suomen järvivedet ovat usein tyypillisesti humuspitoisia ja humusaineilla on paljon vaikutusta valon läpäisyyn vesipatsaassa (Eloranta 1978). Humuksen aiheuttamat valonläpäisyominaisuuksien muutokset vedessä on yksi merkittävä ero merimallien siirron kannalta sisävesille. Veden taustavärin lisääminen vaikuttaa valon läpäisyyn lisäksi myös oleellisesti sekoittumissyvyyteen, lämpötilaan ja kerrostumiseen, millä on vaikutusta kasviplanktonin kasvuun ja biomassaan (Reynolds 2006). Humusaineiden vaikutusta ei ole huomioitu useissa kirkkaisiin vesiin soveltuviin malleissa. Myös tässä tutkimuksessa käytetty yksinkertainen hydrodynaaminen kuvaus ei ota humusaineiden vaikutusta huomioon.

#### 5.4 Herkkyysanalyysi syöttötietojen vaikutuksesta kasviplanktoniin

Toisessa herkkyysanalyysissä tutkittiin, mitkä syöttötietojen muuttajat vaikuttivat eniten mallin tuottamaan kasviplanktonbiomassan ja *a*-klorofyllipitoisuuden ennusteeseen. Fosfaattifosforin vaikutus oli negatiivinen molemmista malleissa, mikä oli vastoin odotuksia. Tämä todennäköisesti johtuu BFM-mallin kehityshistoriasta tai interpoloiduista syöttötiedoista. Malli on kehitetty merille, joissa typpi useimmiten rajoittaa kasviplanktonin kasvua (Reynolds 2006). Kasviplanktonin ravinteiden otossa tyypelle malli käyttää nitraatti- ja ammoniumtypen yhdistelmää. Fosforin otto on yksinkertaisempi, sillä siinä huomioidaan vain fosfaattifosfori. Toisaalta interpoloidut syöttötiedot ravinteiden ja lämpötilan osalta voivat antaa epärealistisen kuvan todellisuudesta. Kalibrointivuonna fosfaattifosforipitoisuudet olivat alhaisempia kuin tilastollisissa malleissa käytetyt verifiointivuosien pitoisuudet. Fosfaattifosforin negatiivinen vaikutus on voinut johtua sen nopeasta siirtymisestä kasviplanktoniin pintavedessä, jolloin tilastollisessa mallissa selittäjä ja selitettävät eivät ole suoraan ajallisessa yhteydessä. Ravinteet, etenkin nitraattityppihavainnot ja fosfaattifosforihavainnot, korreloivat positiivisesti vuosien 2010–2012 ajanjaksolla. Todellisuudessa levien kasvua Pohjois-Päijänteellä rajoittaa fosfaattifosfori (Palomäki ym. 2011, 2012, 2013) ja tämän tulisi olla tärkein tekijä tilastollisessa mallissa. Kun malliin syötettiin suurempia fosfaattifosforipitoisuuksia, malli ennusti suurempaa leväbiomassaa. Nitraatti sisävesillä positiivisena tekijänä voi vääristää mallin tuloksia verrattuna mitattuihin havaintoihin. Korkeat nitraattipitoisuudet voivat lisätä ennustettua kasviplanktonbiomassaa järviympäristössä. Fosforin ja typen suhde tulisi olla ratkaiseva tekijä rajoittavaa ravinnetta kuvattaessa. Kasviplanktonennusteiden kannalta

väärän ravinteiden rajoittaminen on ongelmallista, sillä kasviplanktonin typen ja fosforin ravinteiden otto ja varastoituminen eroavat toisistaan mallissa. (Reynolds 2006).

Kasviplanktonin kokonaisbiomassaan vaikutti nitraattityypen lisäksi fosfaattifosfori ja ammoniumtyyppi, mitkä olivatkin oletettuja tekijöitä avovesikaudelle. Fosfaattifosforin vaikutus oli oletusten vastaisesti negatiivista. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuuteen vaikutti nitraattityypen lisäksi myös fosfaattifosfori ja säteily. Säteily oli odotettu vaikuttava tekijä *a*-klorofyllipitoisuuteen, mikä huomattiin veden värin kalibroinnin yhteydessä.

### 5.5 Epävarmuuslähteet ja jatkotutkimus

Mallintaminen sisältää epävarmuutta. Epävarmuus voi johtua mallin rakenteesta, lähtöarvoista, parametrisoinnista ja prosessien tietämyksen puutteesta. Kokonaisepävarmuuteen vaikuttaa myös mallin herkkyys ja ennusteeseen vertailtavien havaintojen virhelähteet. Suurimmat epävarmuuslähteet 2011–2012 ja 1977 vuosien tuloksiin tulivat ravinnekuvauksesta. Herkkyysanalyysituloksien perusteella kasviplanktonin biomassaan vaikuttavat eniten ravinteet vuosina 2011–2012. Vuonna 1977 keväällä ravinnepitoisuudet fosfaattifosforin ja kesällä ammoniumtypen osalta olivat noin kaksi kertaa isompia kuin 2011–2012, mikä todennäköisesti vaikuttaa eniten mallin yliarviointiin kasviplanktonmuuttujista. Mallin yksinkertaista ravinnekuvausta tulisi parantaa tässä työssä käytetystä lineaarisesta interpoloinnista tai mallintaa ravinteet virtoina. Tämän työn jatkoajatuksena oli alun perin käyttää BFM-mallia 3D-virtausmallin kanssa yhdessä, joten työssä käytettiin suoria vedenlaatuhavaintoja ravinteiden kuvauksessa. Yksi vaihtoehto STANDALONE-hydrodynaamista kuvausta käyttäessä on mallintaa ravinteet virtoina laatikkomalliin suorien vedenlaatuhavaintojen sijaan. Aikaisempien tutkimusten perusteella BFM-malli yliarvioi simuloinnissa kasvi- ja eläinplanktonia mitattuja havaintoja enemmän, mikäli käytetään pulsseittain tulevaa kuormitusta verrattuna jatkuvaan ravinteiden lisäämiseen laatikossa (Macias ym. 2010).

Optimaalisin käytettävä aika-askel 3D-virtausmallien kanssa on BFM:lle 0,01 d (Butenschön ym. 2012). Tässä työssä käytetty aika-askel ei todennäköisesti vaikuttanut tuloksiin, sillä syöttötiedot olivat vuorokauden keskiarvoja. Myös veden lämpötilan kuvaus oli yksinkertainen ja mittauksia oli vähän. Mikäli mallia halutaan käyttää laatikkomallina, eräs vaihtoehto on linkittää se MyLake-malliin, mikä sisältää tarkan fysikaalisen kuvauksen (Saloranta & Andersen 2004). MyLake sisältää tarkan lämpötilakuvauksen, joka on linkitetty mm. PROTECH-mallin kanssa lämpötilan osalta (Pätynen ym. 2014). MyLake-malli sisältää kuvauksen epäorgaanisesta fosforista, mutta tilamuuttujissa ei ole tyyppiä, jota BFM-malli tarvitsee. Mikäli BFM-malli halutaan linkittää 3D-COHERENS-malliin, tulisi siinä käyttää fosforin ja typen epäorgaanisia muotoja kokonaisravinteiden sijaan. COHERENS- ja MyLake-mallin kuvaus keskittyy etenkin fysikaaliseen puoleen, näiden mallien tai muun fysikaalisen- ja ravinne-mallin käyttö BFM:n kanssa olisi jatkossa suositeltavaa.

Lämpötilan lisäksi todellisuudessa myös hydrodynamiikka vaikuttaa merkittävästi kasviplanktonin tuotantoon ja kulkeutumiseen tuulen, valun ja tiheyserojen aiheuttamien virtauksien, sisäisen aaltoliikkeiden ja Langmuirin spiraalien kautta (Horne & Goldman 1994). Mallin kalibroinnissa on aina epävarmuuksia, sillä muutetut parametrien arvot eivät välttämättä kuvaa ilmiötä riittävän hyvin tai ne voivat muuttua ajan kanssa. Toiminnalliset ryhmät ovat aina yksinkertaistuksia lajistosta, joten ryhmien parametrisointi tulisi tehdä huolella (Anderson 2005). Kasviplanktonbiomassamuunnokset tilavuudesta hiilibiomassaksi voivat sisältää epävarmuuksia vaihtelevan stoikiometrian takia. Hiilibiomassaksi muuntamisen lisäksi myös BFM-mallin esimerkkijako lajistosta on melko tulkinnanvarainen, joten toisenlaisen kasviplanktonilajien ryhmiin jakamisen myötä erot

havaittujen ja simuloitujen kasviplanktonryhmien voisivat olla erilaisia. Syanobakteeriryhmä puuttui lähes kokonaan havaintopaikalta. Syanobakteereiden lisäys malliin olisi ollut mielenkiintoinen lisä työhön niiden melko erilaisen ekologian ja niiden aiheuttamien vedenlaatuongelmien takia. Lajikoostumuksessa oli eroa myös vuoden 1977 ja vuosien 2010–2012 välillä, joten lajistojako on voinut muuttua verrattuna aikaisempaan kalibroituun tilanteeseen. Valtalajeista *Cryptomonas* spp. on pysynyt biomassaosuuksiltaan runsainpana lajina eri tutkimusvuosina ja muodosti merkittävän osan mallinnettavasta kokonaisbiomassasta. Yksittäisten valtalajien lisääminen ja parametrisointi voi olla tarpeellista mallin jatkokäytössä.

Havaintoja ravinnepitoisuuksista ja kasviplanktonista oli käytettävissä melko niukasti. Kasviplanktonmallinnuksen kehittäminen boreaalisella vyöhykkeellä edellyttää, että mallinnuksen käytettävissä oleva havaintoaineisto on nykyistä laajempaa ja kattavampaa. (Pätynen 2014). Kattavammat havainnot olisivat todennäköisesti antaneet selkeämmän kuvan kasviplanktondynamiikasta. Fysikaalisten, kemiallisten ja etenkin biologisten mittausten pieni määrä on yleensä suurin puute kokonaisvaltaisten mallien käytössä (James 2002). Kasviplanktonin runsaus vaihtelee paljon ajallisesti ja paikallisesti, minkä takia harvoin tehdyt mittaukset voivat antaa puutteellisen kuvan dynamiikasta (Viljanen ym. 2009). Perinteisen näytteenoton lisäksi automaattimittaukset ravinteista ja *a*-klorofyllipitoisuudesta tuovat paljon mahdollisuuksia mallien käyttöön ja poistavat epävarmuutta (Huttula ym. 2009). Kasviplanktonin biomassan 3D-mallinnuksen kehittämisessä voidaan käyttää satelliittikuvista saatuja *a*-klorofyllikarttoja syöttötietoina, data-assimilaatiossa tai validoinnissa. Automaattiseuranta ja kaukokartoitus tuovat etuja mallien käytölle ja kehittämiselle (Lepistö ym. 2010). BFM-malli on kehitetty merille, joten esimerkkilajit ovat hyvin meriolosuhteisiin sovia ja parametrisoitu meriympäristöä varten. Tämän takia toiminnallisten ryhmien soveltuvuutta testattiin tässä tutkimuksessa melko yleisellä tasolla. BFM-mallissa eliöryhmien parametrien arvoja on mahdollisuus muuttaa ja uusia lajiryhmiä voi lisätä. Aikaisemman ERSEM-malliversion herkimvät kasviplanktonin parametrit happipitoisuuteen olivat perustuotantoon liittyviä suureita (Marin 2012). Parametrisointia voidaan parantaa laboratorio- ja *in situ*-kokeiden lisäksi myös tilastollisilla menetelmillä.

Merien ja sisävesien kasviplanktonitutkimusta on yleensä tehty hieman eri näkökulmasta (Hecky & Kilham 1988). Merien hiilen ja ravinteiden kierto on merkittävä globaalissa mittakaavassa, minkä takia merimalleissa on keskitytty enemmän biokemiallisiin kiertoihin. Sisävesien mallinnuksessa taas mielenkiinnon kohteena ovat usein olleet ekologiset tekijät. BFM-mallin lähestymistapa on hieman erilainen useimpiin järvimalleihin verrattuna. Useiden tässä työssä ilmenneiden epävarmuustekijöiden takia mallia olisi hyvä soveltaa jatkotutkimuksessa myös paremmin tutkitulle järvelle, jossa olisi kattavammat mittaukset ja mahdollisuus verrata toisiin vesiekologisiin mallisovelluksiin. Vaikka tässä tutkimuksessa kiinnostuksena oli lähinnä vain kasviplankton, on BFM-malli kuitenkin melko kokonaisvaltainen kuvaus vesiekosysteemistä. Mielenkiintoista olisi ollut myös soveltaa muitakin malleja tässä työssä käytettyihin simulointijaksoihin ja verrata niiden tuloksia. Mallien tuloksien vertailulla saadaan paljon tietoa niiden oletuksien ja prosessien soveltuvuudesta käytettyyn ympäristöön (Fulton ym. 2003).

## 5.6 Yhteenveto ja päätelmät

BFM-malli ennusti keskiarvotilaltaan hyvin eri kasviplanktonmuuttujia, mutta tarkkuus ja dynamiikan kuvaus olivat huonoja kalibrointivuoden jälkeisellä ajanjaksolla. Rehevässä tilanteessa malli yliarvioi kevään ja alkukesän kasviplanktonin määrän. Tämä voi johtua mallin yksinkertaisesta fysikaalisesta- ja ravinnekuvauksesta, interpoloiduista

syöttötiedoista sekä mahdollisista haitta-aineista. Tämä oli ensimmäinen borealiselle vyöhykkeelle tehty BFM-järvisovellus ja epävarmuuslähteitä ilmeni sovellusta tehdessä. Kalibroidut parametrit olivat melko herkkiä muutoksille ja niiden optimointia voidaan suorittaa tilastollisilla menetelmillä. Kasviplanktonin biomassa ja *a*-klorofyllipitoisuus olivat herkkiä syöttötiedoista epäorgaaniselle typelle ja fosforille tilastollisissa malleissa. Fosforin negatiivinen vaikutus kasviplanktoniin johtui todennäköisesti liian yksinkertaisesta tai sopimattomasta ravinnekuvauksesta. Leväsolun *a*-klorofyllipitoisuuteen vaikuttaa mallissa oleellisesti myös valaistusolosuhteet, mitkä eroavat oleellisesti meriympäristöstä. Merellisen kasviplanktonin parametrinsoinnin soveltuvuuden tarkastaminen olisi tärkeää, mutta tätä tässä työssä ei tehty. Rehevöitymistutkimuksessa mallia käytettäessä sinileväryhmän kuvaus tulisi lisätä. Mallia voi pitää alustavasti potentiaalisena mekanistisena sisävesimallina, jolla voidaan tutkia vedenlaatuominaisuuksien vaikutusta kasviplanktoniin. Mallin tarkempi validointi ja jatkotutkimus on kuitenkin tarpeen järviympäristössä. Kasviplanktoniryhmien parametrinsointiin ja muihin biologisiin tilamuuttujiin (hajottajat ja kuluttajat) sekä ravinteiden kuvaukseen tulisi kiinnittää jatkotutkimuksessa ja käytössä enemmän huomiota sisävesillä. Mallin linkittäminen toiseen hydrodynaamiseen- ja ravinne malliin parantaisi todennäköisesti malliennusteita. Myös kasviplanktonin tiheämpi näytteenotto ja ravinteiden automaattimittaukset vähentäisivät ajallista epävarmuutta ja auttaisivat mallin kehityksessä.

## KIITOKSET

Moni ihminen on auttanut minua tämän työn aikana eri vaiheissa ja asioissa. Suurimmat kiitokseni kuuluvat ohjaajilleni Timo Huttulalle, Anita Pätykselle ja Timo Marjomäelle kaikesta avunannosta! Jarmo Meriläistä kiitän työn tarkastamisesta ja kommentoinnista. Kiitän Letizia Tedescoa BFM:n käytön opastuksesta, Janne Juntusta ja Janne Ropposta teknisen puolen avusta ja ideoista. Niina Kotamäelle kiitos tilastotieteen tuesta. Kiitokset Kirsti Krogerukselle työn kommentoinnista ja Marko Järviselle kasviplanktoniin liittyvästä avusta. Kiitän SYKE Jyväskylän toimipaikkaa tiloista, huipusta kahviseuraa ja ennenkaikkea tämän työn tekemisen mahdollisuudesta. Rahoituksesta kiitän Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä ja Olvi säätiötä.

## KIRJALLISUUS

- Anderson T.R. 2005. Plankton functional type modelling: running before we can walk? *J. Plankton. Res.* 27: 1073-1081.
- Anonyymi. 1999. Delft 3D Users' Manual. The Netherlands: Delft Hydraulics.
- Anonyymi. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisön virallinen lehti* 327, a: 1-72.
- Anonyymi 2014 a. Environment fact sheets <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/eutrophication/> Luettu 8.1.2014
- Arhonditsis G.B. & Brett M.T. 2004. Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 271: 13-26.
- Baretta J., Ebenhöf W. & Ruardij P. 1995. The European regional seas ecosystem model, a complex marine ecosystem model. *Neth. J. Sea Res.* 33: 233-246.
- Bennett N.D., Croke B.F., Guariso G., Guillaume J.H., Hamilton S.H., Jakeman A.J., Marsili-Libelli S., Newham L.T., Norton J.P. & Perrin C. 2013. Characterising performance of environmental models. *Env. Mod. & Soft.* 40: 1-20.

- Bernhardt J., Elliott J. & Jones I. 2008. Modelling the effects on phytoplankton communities of changing mixed depth and background extinction coefficient on three contrasting lakes in the English Lake District. *Freshwat. Biol.* 53: 2573-2586.
- Bigiarni M. 2010. R Package 'hydroGOF': Goodness-of-fit functions for comparison of simulated and observed hydrological time series. <http://cran.r-project.org/web/packages/hydroGOF/hydroGOF.pdf> Luettu 1.11.2014
- Butenschön M., Zavatarelli M. & Vichi M. 2012. Sensitivity of a marine coupled physical biogeochemical model to time resolution, integration scheme and time splitting method. *Oce. Mod.* 52: 36-53.
- Chapra S.C. & Reckhow K. 1983. *Engineering approaches for lake management. Volume 2-- Mechanistic modeling*. Woburn, USA, 304 s
- Chen C. & Orlob G. 1975. *Ecological Simulation for Aquatic Environments BC Patten (Ed.). System Analysis and Simulation in Ecology. Vol. III*. Academic Press, New York, 587 s
- Cole T.M. & Buchak E.M. 1995. *CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0. User Manual*. US Army Corps of Engineers, US, 357 s.
- Danielsdottir M.G., Brett M.T. & Arhonditsis G.B. 2007. Phytoplankton food quality control of planktonic food web processes. *Hydrobiologia* 589: 29-41.
- Droop M. 1968. Vitamin B12 and marine ecology. IV. The kinetics of uptake, growth and inhibition in *Monochrysis lutheri*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 48: 689-733.
- Duel H., Malve O., Huttula T., Harezlak V., Penning E. 2011. Deliverable D5. 2-3: Guidelines on the use of different modeling approaches for designing Program of Measures. *Report of WISER-project*.
- Ebenhoh W., Baretta-Bekker J. & Baretta J. 1997. The primary production module in the marine ecosystem model ERSEM II, with emphasis on the light forcing. *J. Sea. Res.* 38: 173-193.
- Elliott J., Irish A., Reynolds C. & Tett P. 1999. Sensitivity analysis of PROTECH, a new approach in phytoplankton modelling. *Hydrobiologia* 414: 45-51.
- Elliott A. J. & May L. 2008. The sensitivity of phytoplankton in Loch Leven (UK) to changes in nutrient load and water temperature. *Freshwat. Biol.* 53: 32-41.
- Ennet P., Kinnunen K. & Tamsalu R. 1989. Ecosystem model FINEST. *Valgus Tallinn*, 89 s
- Eloranta P. 1978. Light penetration in different types of lakes in Central Finland. *Ecography* 1: 362-366.
- Faure V., Pinazo C., Torrétón J. & Douillet P. 2006. Relevance of various formulations of phytoplankton chlorophyll *a*:carbon ratio in a 3D marine ecosystem model. *Comptes. Rendus. Biologies.* 329: 813-822.
- Flynn K.J. 2010. Ecological modelling in a sea of variable stoichiometry: Dysfunctionality and the legacy of Redfield and Monod. *Prog. Oceanogr.* 84: 52-65.
- Franks P.J. 2002. NPZ models of plankton dynamics: their construction, coupling to physics, and application. *J. Oceanogr.* 58: 379-387.
- Fulton E.A., Smith A.D. & Johnson C.R. 2003. *Effect of complexity on marine ecosystem models*. Progress Series, 253: 1-16.
- Geider R., MacIntyre H. & Kana T. 1997. Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: responses of the balanced growth rate and the chlorophyll *a*: carbon ratio to light, nutrient-limitation and temperature. *Marine ecology progress series. Oldendorf* 148: 187-200.

- Gentleman W., Leising A., Frost B., Strom S. & Murray J. 2003. Functional responses for zooplankton feeding on multiple resources: a review of assumptions and biological dynamics. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 50: 2847-2875.
- George G. 2010. *The impact of climate change on European lakes*. Springer, 607 s.
- Granberg K., Selin P. & Nyrönen J. 1976. Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu v. 1975. Summary: The limnological studies of Northern Päijänne 1975. *Reports of the Hydrobiological Research Institute of Jyväskylä* : 80.
- Granberg, K. & Selin, P. 1977: Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu v.1976. *Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja* 86:1-32.
- Granberg, K., Hakkari, L. & Roos, A. 1978: Pohjois-Päijänteen tutkimukset vuosina 1975-1977. *Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja* 97:1-52.
- Granberg, K., Selin, P., A. 1978: Keski-Päijänteen velvoitetarkkailu vuonna 1977. *Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja* 97:1-52.
- Granberg K. 1992. Changes in water quality in Lake Päijänne following decrease of effluent load from the pulp and paper industry in 1969–1989. In: Anonymous The Dynamics and Use of Lacustrine Ecosystems, *Springer*, pp. 395-403.
- Griffin S.L., Herzfeld M. & Hamilton D.P. 2001. Modelling the impact of zooplankton grazing on phytoplankton biomass during a dinoflagellate bloom in the Swan River Estuary, Western Australia. *Ecol. Eng.*16: 373-394.
- Grime J.P. 1988. The CSR model of primary plant strategies—origins, implications and tests. In: Anonymous Plant evolutionary biology 371-393.
- Hamby D. 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environ. Monit. Assess.* 32: 135-154.
- Helminen H. & Sarvala J. 1997. Responses of Lake Pyhäjärvi (southwestern Finland) to variable recruitment of the major planktivorous fish, vendace (*Coregonus albula*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 32-40.
- Herlevi A. 2012. Inherent and apparent optical properties in relation to water quality in nordic waters. Väitöskirja Helsinki.
- Hipsey M., Romero J., Antenucci J. & Hamilton D. 2006. Computational aquatic ecosystem dynamics model: CAEDYM v2. *Contract Research Group, Centre for Water Research, University of Western Australia*: 90.
- Horne A.J. & Goldman C.R. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill New York.
- Hood R.R., Laws E.A., Armstrong R.A., Bates N.R., Brown C.W., Carlson C.A., Chai F., Doney S.C., Falkowski P.G. & Feely R.A. 2006. Pelagic functional group modeling: Progress, challenges and prospects. *Deep. Sea. Res.* 53: 459-512.
- Huttula T., Bilaletdin E., Härmä P., Kallio K., Linjama J., Lehtinen K., Luotonen H., Malve O., Vehviläinen B. & Villa L. 2009. *Ympäristön seurannan menetelmien kehittäminen. Automatisointi ja muut uudet mahdollisuudet*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 73 s
- James I. 2002. Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review. *Env. Mod. & Soft.* 17: 363-385.
- Jassby A.D. & Platt T. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *American Society of Limnology and Oceanography*.
- Jones E.L. 2011. Ecological Modelling of Lake Erie: Sensitivity Analysis and Simulation of Nutrient, Phytoplankton and Zooplankton Dynamics. Pro gradu tutkielma, Waterloo.
- Jørgensen S. 2002. Recent trends in the development of ecological models applied on aquatic ecosystems. *SWJ* 2: 387-406.

- Jørgensen S.E. 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecol. Model.* 221: 689-692.
- Jørgensen S.E. 2008. Overview of the model types available for development of ecological models. *Ecol. Model.* 215: 3-9.
- Jørgensen S.E. & Bendoricchio G. 2001. *Fundamentals of ecological modelling*. Elsevier Science. 530 s
- Kalff J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall New Jersey, 592 s
- Kiirikki M., Inkala A., Kuosa H., Pitkänen H., Kuusisto M. & Sarkkula J. 2001. Evaluating the effects of nutrient load reductions on the biomass of toxic nitrogen-fixing cyanobacteria in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *BER* 6: 131-146.
- Kilham P. & Hecky R.E. 1988. Comparative ecology of marine and freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 33: 776-795.
- Kuusisto M., Koponen J. & Sarkkula J. 1998. Modelled phytoplankton dynamics in the Gulf of Finland. *Env. Modv. & Soft.* 13: 461-470.
- Lazzari P., Solidoro C., Ibello V., Salon S., Teruzzi A., Béranger K., Colella S. & Crise A. 2012. Seasonal and inter-annual variability of plankton chlorophyll and primary production in the Mediterranean Sea: a modelling approach. *Biogeosciences* 9: 217-233.
- Lazzari P., Mattia G., Solidoro C., Salon S., Crise A., Zavatarelli M., Oddo P. & Vichi M. 2013. The impacts of climate change and environmental management policies on the trophic regimes in the Mediterranean Sea: Scenario analyses. *J. Mar. Syst.*
- Lepistö A., Huttula T., Granlund K., Kiirikki M., Kirkkala T., Koponen S., Koskiahio J., Liukko N., Malve O. & Pyhälähti T. 2010. Uudet menetelmät ympäristöntutkimuksessa ja seurannassa-pilottina Säskylän Pyhäjärvi. Suomen ympäristö 9/2010.
- Litchman E., Klausmeier C.A. & Yoshiyama K. 2009. Contrasting size evolution in marine and freshwater diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106: 2665-2670.
- Luyten P.J., Jones J.E., Proctor R., Tabor A., Tett P. & Wild-Allen K. 1999. COHERENS—A coupled hydrodynamical-ecological model for regional and shelf seas: user documentation. *MUMM Report*, Management Unit of the Mathematical Models of the North Sea 914.
- Macias D., Ramirez-Romero E. & Garcia C. 2010. Effect of nutrient input frequency on the structure and dynamics of the marine pelagic community: A modeling approach. *J. Mar. Res.* 68: 119-151.
- Malve O. 2007. Water quality prediction for river basin management. Väitöskirja Helsinki.
- Malve O., Laine M., Haario H., Kirkkala T. & Sarvala J. 2007. Bayesian modelling of algal mass occurrences—using adaptive MCMC methods with a lake water quality model. *Env. Mod. & Soft.* 22: 966-977.
- Malve O., Huttula T., Duel H., Harezlak V., Moe J., Saloranta T., Liukko N., Rasmus K., Huttunen M. & Huttunen I. 2011. Deliverable D5. 2-1: Analysis of applied modeling approaches in the case studies. *Report of WISER-project*.
- Marin L. 2012. Estimating marine ecosystem indicators using the state of the art biogeochemical model ERSEM: uncertainty and sensitivity analysis with respect to the model parameters. Pro gradu tutkielma, Venezia.
- Meriläinen J.J. & Hamina V. 1993. Recent environmental history of a large, originally oligotrophic lake in Finland: a palaeolimnological study of chironomid remains. *J. Paleolimnol.* 9: 129-140.

- Meriläinen J.J., Hynynen J., Palomäki A., Veijola H., Witick A., Mäntykoski K., Granberg K. & Lehtinen K. 2001. Pulp and paper mill pollution and subsequent ecosystem recovery of a large boreal lake in Finland: a paleolimnological analysis. *J. Paleolimnol.* 26: 11-35.
- Mattia G., Zavatarelli M., Vichi M. and Oddo P. 2013 The Eastern Mediterranean Sea biogeochemical dynamics in the 90's: A numerical study. *J. Geophys. Res. Ocean*
- Monod J. 1942. Research on the Growth of Bacterial Cultures. Research on the Growth of Bacterial Cultures. *Ann. Inst. Pasteur.*
- Mooij W.M., Trolle D., Jeppesen E., Arhonditsis G., Belolipetsky P.V., Chitamwebwa D.B., Degermendzhy A.G., DeAngelis D.L., Domis, Lisette N De Senerpont & Downing A.S. 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquat. Ecol.* 44: 633-667.
- Morel F.M. 1987. Kinetics of nutrient uptake and growth in phytoplankton. *J. Phycol.* 23: 137-150.
- Moriasi D., Arnold J., Van Liew M., Bingner R., Harmel R. & Veith T. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE* 50: 885-900.
- Myrberg K., Ryabchenko V., Isaev A., Vankevich R., Andrejev O., Bendtsen J., Erichsen A., Funkquist L., Inkala A. & Neelov I. 2010. Validation of three-dimensional hydrodynamic models of the Gulf of Finland. *BER* 15: 453-479.
- Nash J. & Sutcliffe J. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Jour. of hydrol.* 10: 282-290.
- Niemi J. 1986. Mathematical modeling of phytoplankton biomass. Vesientutkimuslaitos.
- Niemi J. 1985. Mathematical modelling of two Finnish lakes. Vesientutkimuslaitos.
- Niemi J. 1979. Application of an ecological simulation model to Lake Päijänne.
- Orlob G. 1992. Water-quality modeling for decision making. *J. Water. Resour. Plann. Manage* 118: 295-307.
- O'Sullivan P. & Reynolds C.S. 2008. *The lakes handbook: limnology and limnetic ecology*. Wiley.com.
- Palomäki, A. & Alaja, H & Hynynen. 2012. Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 2010. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 189/2011.
- Palomäki, A. & Alaja, H. 2012. Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 2011. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 188/2012.
- Palomäki, A. & Alaja, H. 2013. Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 2012. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 124/2013.
- Patara L., Visbeck M., Masina S., Krahnemann G. & Vichi M. 2011. Marine biogeochemical responses to the North Atlantic Oscillation in a coupled climate model. *Jour. of Geophys. Res.: Oce. (1978–2012)* 116.
- Patara L., Vichi M. & Masina S. 2012. Impacts of natural and anthropogenic climate variations on North Pacific plankton in an Earth System Model. *Ecol. Model.* 244: 132-147.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S. & Sarkar D. 2007. *Linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3. 57 s
- Poole H. & Atkins W. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *J. Mar. Biol. Associ. UK* 16: 297-324.
- Pätynen A., Elliott J.A., Kiuru P., Sarvala J., Ventelä A. & Jones R. 2014. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. *Boreal Env. Res.* 19: 66–78
- Pätynen A. 2014. Modelling phytoplankton in boreal lakes. Väitöskirja Jyväskylä.



- Quere C.L., Harrison S.P., Colin Prentice I., Buitenhuis E.T., Aumont O., Bopp L., Claustre H., Cotrim Da Cunha L., Geider R. & Giraud X. 2005. Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biol.* 11: 2016-2040.
- Rahkola-Sorsa M. 2008 The structure of zooplankton communities in large boreal lakes, and assessment of zooplankton methodology. Väitöskirja. Joensuu.
- Reckhow K.H. & Chapra S.C. 1983. Confirmation of water quality models. *Ecol. Model.* 20: 113-133.
- Redfield A.C. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. *The sea* 26-77.
- Reynolds C., Irish A. & Elliott J. 2001. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecol. Model.* 140: 271-291
- Reynolds C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, London, 552 s
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton. Res.* 24: 417-428.
- Robson B.J. 2013. A systematic review of the treatment of phosphorus in biogeochemical and ecological models. : *ODSIM2013, 20th International Congress on Modelling and Simulation, Modelling and Simulation Society of Australia and.* 2013 1784-1790.
- Robson B.J. 2014. State of the art in modelling of phosphorus in aquatic systems: Review, criticisms and commentary. *Env. Mod. & Soft.* 61: 339-359.
- Robson B.J. 2014. When do aquatic systems models provide useful predictions, what is changing, and what is next? *Env. Mod. & Soft.* 61: 287-296.
- Robson B.J., Hamilton D.P., Webster I.T. & Chan T. 2008. Ten steps applied to development and evaluation of process-based biogeochemical models of estuaries. *Env. Mod. & Soft.:* 369-384.
- Rykiel Jr E.J. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecol. Model.* 90: 229-244.
- Růžička M., Hejzlar J., Mikešová P. & Cole T.M. 2002. 2-D water quality modelling of a drinking water reservoir. *JHH* 50: 258-272.
- Sakamoto M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.
- Salacinska K., El Serafy G., Los F. & Blauw A. 2010. Sensitivity analysis of the two dimensional application of the Generic Ecological Model (GEM) to algal bloom prediction in the North Sea. *Ecol. Model.* 221: 178-190.
- Saloranta T. & Andersen T. 2004. MyLake (v. 1.1): Technical model documentation and user's guide. *NIVA-report* 4838: 44.
- Schallenberg M. & Burns C.W. 2004. Effects of sediment resuspension on phytoplankton production: teasing apart the influences of light, nutrients and algal entrainment. *Freshwat. Biol.* 49: 143-159.
- Schindler D. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
- Smith V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *ESPR* 10: 126-139.
- Streeter H. & Phelps E. 1925. A study of the pollution and purification of the Ohio River, III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. *PHB* 146.

- Strzepek R.F. & Harrison P.J. 2004. Photosynthetic architecture differs in coastal and oceanic diatoms. *Nature* 431: 689-692.
- Suomen ympäristökeskus 2012. *Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi*. 22 s.
- Tamsalu R. & Ennet P. 1995. Ecosystem modelling in the Gulf of Finland. II. The aquatic ecosystem model FINEST. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 41: 429-458.
- Team R.C. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012 .
- Tedesco L., Socal G., Bianchi F., Acri F., Veneri D. & Vichi M. 2007. NW Adriatic Sea biogeochemical variability in the last 20 years (1986? 2005). *Biogeosciences* 4: 673-687..
- Tedesco L. & Vichi M. 2010. BFM-SI: A new implementation of the biogeochemical flux model in sea ice. *EGU General Assembly Conference Abstracts* 2009. p. 1085.
- Tedesco L., Vichi M. & Thomas D.N. 2012. Process studies on the ecological coupling between sea ice algae and phytoplankton. *Ecol. Model.* 226: 120-138.
- Tedesco L., Vichi M., Haapala J. & Stipa T. 2010. A dynamic biologically active layer for numerical studies of the sea ice ecosystem. *Ocean model.* 35: 89-104.
- Tolonen K.T., Hämäläinen H., Lensu A., Meriläinen J.J., Palomäki A. & Karjalainen J. 2014. The relevance of ecological status to ecosystem functions and services in a large boreal lake. *J. Appl. Ecol.*
- Triantafyllou G., Korres G., Hoteit I., Petihakis G. & Banks A. 2007. Assimilation of ocean colour data into a Biogeochemical Flux Model of the Eastern Mediterranean Sea. *Ocean Science* 3: 397-410.
- Trolle D., Elliott J.A., Mooij W.M., Janse J.H., Bolding K., Hamilton D.P. & Jeppesen E. 2014. Advancing projections of phytoplankton responses to climate change through ensemble modelling. *Env. Mod. & Soft.*
- Trolle D., Hamilton D.P., Hipsey M.R., Bolding K., Bruggeman J., Mooij W.M., Janse J.H., Nielsen A., Jeppesen E. & Elliott J.A. 2012. A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia* 683: 25-34.
- Vichi M., Navarra A. & Fogli P. 2013a. Adjustment of the natural ocean carbon cycle to negative emission rates. *Clim. Change* : 1-14.
- Vichi M., Cossarini G., Gutierrez Mlot E., Lazzari P., Lovato T., Mattia G., Masina S., McKiver W., Pinaridi N., Solidoro C., Zavatarelli M. 2013b. *The Biogeochemical Flux Model (BFM): Equation Description and User Manual. BFM version 5 (BFM-V5). Release 1.0*; BFM Report series N. 1, Bologna, Italy, 87 s
- Vichi M., Ruardij P. & Baretta J. 2004. Link or sink: a modelling interpretation of the open Baltic biogeochemistry. *Biogeosciences* 1: 219-274.
- Vichi M., Pinaridi N. & Masina S. 2007. A generalized model of pelagic biogeochemistry for the global ocean ecosystem. Part I: Theory. *J. Mar. Syst.* 64: 89-109.
- Viljanen M., Holopainen A., Rahkola-Sorsa M., Avinsky V., Ruuska M., Leppanen S., Rasmus K. & Voutilainen A. 2009. Temporal and spatial heterogeneity of pelagic plankton in Lake Pyhaselka, Finland. *BER* 14: 903-913.
- Virtanen M. 2009. Mathematical modelling of flow and transport as link to impacts in multidiscipline environments. Väitöskirja. Oulu. Oulun yliopisto
- Vollenweider R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- Wetzel R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic press, USA 1006 s.

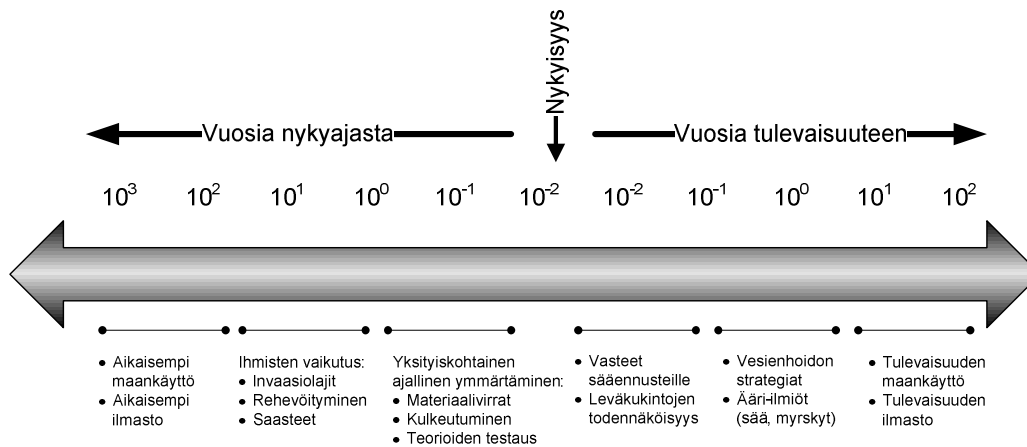
Zuur A.F. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, 143-152.

## LIITE 1

Termien selitykset (Jørgensen. & Bendoricchio 2001)

Prosessi	Matemaattinen kuvaus systeemissä tapahtuvista biologisista, kemiallisista ja fysikaalisista toiminnoista. Ne kuvaavat tilamuuttujien, parametrien ja ulkoisten muuttujien yhteyksiä
Tilamuuttuja	Matemaattinen kuvaus systeemin tilasta massasta tai tilavuudesta. Esimerkiksi usein rehevöitymismalleissa kasviplanktonbiomassa ja ravinnepitoisuudet
Ulkoiset muuttujat	Mallille annettavia syöttötietoja, mitkä vaikuttavat tilamuuttujien laskentaan. Esimerkiksi rehevöitymismalleissa usein säätiedot ja virtaama.
Parametri	Usein muuttumattomia, ominaisuuksia kuvaavia kertoimia prosessien laskemisessa. Esimerkiksi rehevöitymismalleissa kasviplanktonin vajoamisnopeus tai optimilämpötila.
Dynaaminen malli	Malli, joka kuvaa systeemin tilaa muuttuen ajan kanssa eli tila riippuu aikaisemmista tiloista.
Vakaan tilan malli	Malli, joka kuvaa systeemin tasapainotilaa ja ei muutu ajan kanssa eli ei riipu aikaisemmista tiloista.

Liite 2. Vesiekologisten mallien ajalliset mittakaavat ja käyttötarkoitukset (muokattu Trolle ym. 2012)

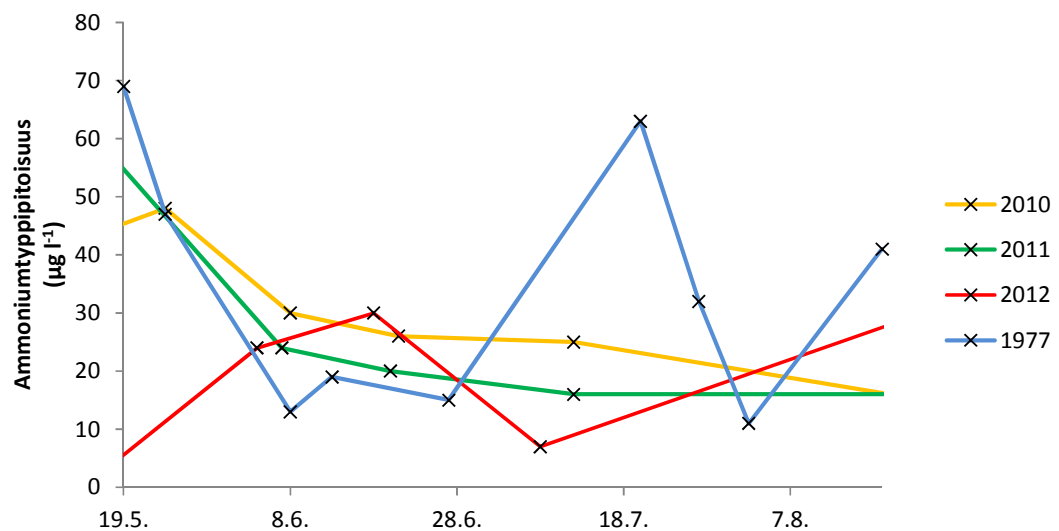
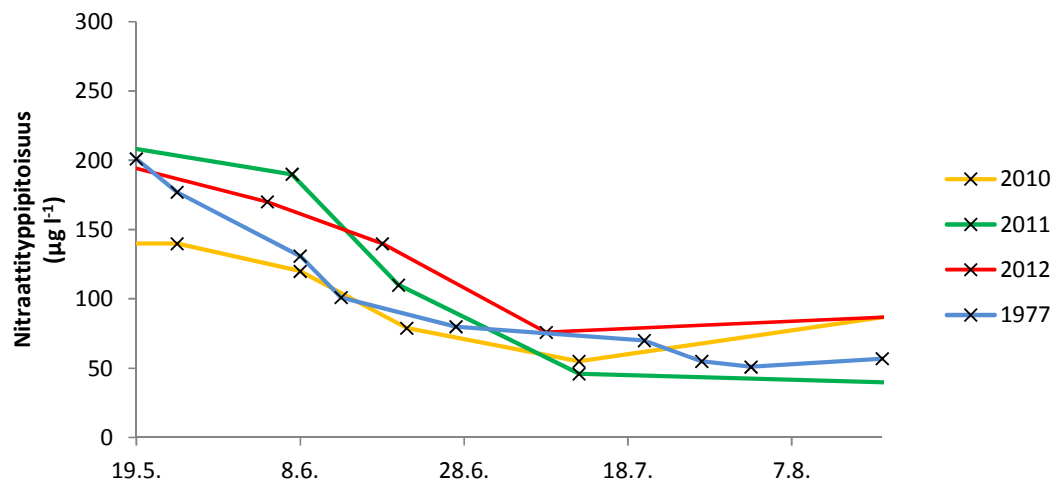
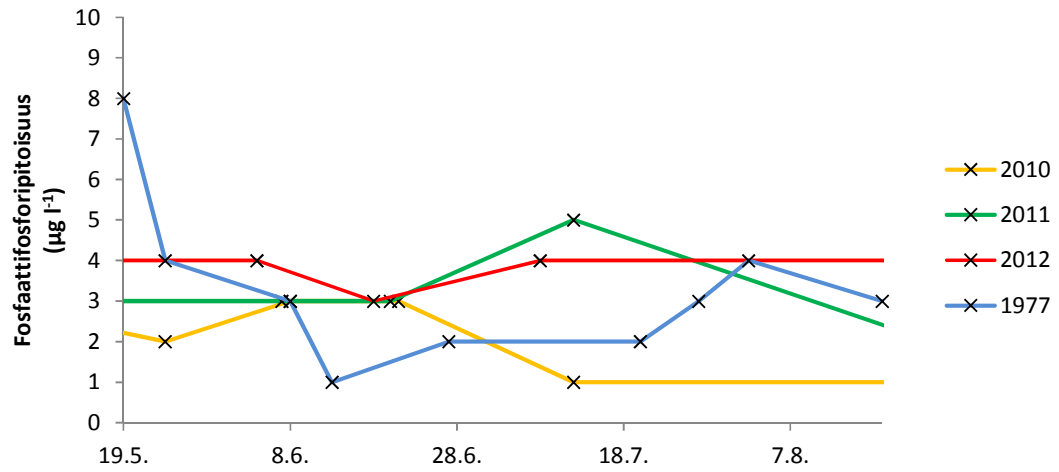


Liite 3. Kasviplanktoniin merkittävästi vaikuttavat hydrodynaamiset ilmiöt ja niiden mittakaavat (Horne & Goldman 1994)

Hydrodynaaminen ilmiö	Horisontaalinen mittakaava (km)	Horisontaalinen nopeuskaala (cm s <sup>-1</sup> ) <sup>1)</sup>	Vertikaalinen mittakaava (m)	Aikaskaala
Tuulen aiheuttamat virtaukset	0,1-1	1-30	1-25	Päiviä
Valunnan aiheuttamat virtaukset	0,01-0,1	1-10	1-10	Kuukausia
Tiheyseroista johtuvat virtaukset	0,01-1	0,1-5	0,1-1	Tunnit- kuukaudet
Sisäiset aaltoliikkeet	1-100	50	1-10	10 h - 1kk
Langmuirin spiraalit	0,01-0,1	0,1-8	1-20	5 min

LIITE 4

Poronselän avovesikausien pintaveden fosfaattifosfori- nitraattityypi- ja ammoniumtyyppipitoisuudet ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta ja niiden interpoloidut väliarvot



## LIITE 5

Poronselän simuloidut eläinplanktonin hiilibiomassa ja *a*-klorofyllipitoisuus

