KASVIPLANKTONDYNAMIIKKA SUHTEESSA FYSIKAALIS-KEMIALLISTEN TEKIJÖIDEN VAIHTELUIHIN ERI VESIKERROKSISSA VESIJÄRVEN ENONSELÄLLÄ

HEIDI VÄRTTÖ

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOS
PRO GRADU -TUTKIELMA
30.4.2008

HELSINGIN YLIOPISTO
HELSINGFORS UNIVERSITET
UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty	Laitos Institution – Department
Biotieteellinen tiedekunta	Ympäristöekologian laitos

Tekijä Författare – Author
Heidi Värttö

Työn nimi Arbetets titel – Title
Kasviplanktondynamiikka suhteessa fysikaalis-kemiallisten tekijöiden vaihteluihin eri vesikerroksissa Vesijärven Enonselällä

Oppiaine Läroämne – Subject
Ympäristöekologia

Työn laji Arbetets art – Level	Aika Datum – Month and year	Sivumäärä Sidoantal – Number of pages
Pro gradu	30.4.2008	57

Tiivistelmä Referat – Abstract

Klorofylli *a* on fotosynteettisten organismien, kuten kasviplanktonin tärkein yhteyttämispigmentti. Sitä käytetään kasviplanktonin biomassan määrittämisessä. Perinteisesti klorofylli *a* analysoidaan vesinäytteestä spektrofotometrisesti laboratoriossa. Kenttäolosuhteissa levämäärää (klorofylli *a*) voidaan mitata *in situ* fluoresenssin avulla. Automaattiset vedenlaatuasemat voivat mitata klorofylli-fluoresenssia ja muita parametreja reaaliaikaisesti ja näin ainakin osittain täydentää vesinäytteiden ottoon ja analysointiin perustuvaa seurantaa. Vuonna 2004 Vesijärven Enonselälle hankittiin automaattinen vedenlaatuasema, joka mittaa lämpötilaa ja veteen liuenneen hapen pitoisuutta järven pinnalta pohjaan saakka viiden metrin välein ja fluoresenssia ja sameutta 2, 7 ja 12 m syvyydestä. Mittaukset suoritetaan kahdeksan kertaa vuorokaudessa.

Tutkimuksen tarkoituksena oli analysoida automaattisen vedenlaatuaseman kesän 2006 tuloksia ja verrata niitä vastaavien (samaan aikaan, samasta näytepisteestä, samoista syvyyksistä ja samojen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien osalta) vesinäytteiden ja mittausten tuloksiin. Tämän vertailun avulla voitiin selvittää mitä lisätietoa kasviplanktondynamiikasta saadaan selville automaattisen vedenlaadun mittauksista suhteessa 1-2 viikon välein tehtävään seurantanäytteenottoon. Tutkimuskohteena oli myös eri fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien ja niiden kehittymisen vaikutus klorofylli *a* -pitoisuuksiin ja siten kasviplanktonin biomassan ja lajikoostumuksen ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan. Tutkimukseen sisällytettiin lisäksi koe, jossa selvitettiin, voidaanko klorofylli *a*:n säilymistä pakastettuna parantaa pitämällä suotimet etanoliin upotettuina.

Enonselän syvännepisteestä (syvyys 30 m) otettiin klorofylli *a*-, kasvi- ja eläinplankton- ja totaaliravinnenäytteitä (fosfori ja typpi) 1-2 viikon välein kesällä 2006. Elokuussa suoritettiin lisäksi kahtena päivänä intensiivinäytteenotto vuorokauden eri aikoina samoista parametreista. Näytteenottojen yhteydessä mitattiin lämpötila, veteen liuenneen hapen pitoisuus ja valon määrä eli fotonivuo sekä määritettiin veden näkösyvyys. Klorofylli *a* -pigmentin säilymistä selvittävää koetta varten otettiin rinnakkaiset näytteet Enonselän syvännepisteestä ja matalikkopisteestä (syvyys 8 m). Automaattisen vedenlaatuaseman ja näytteenoton arvojen vertailuun ja planktondynamiikan tutkimiseen käytettiin Pearsonin korrelaatiota. Kasvi- ja eläinplanktonbiomassa laskettiin.

Automaattisen vedenlaatuaseman osoittamat fluoresenssipitoisuudet olivat alhaisempia näytteistä analysoituihin klorofylliarvoihin verrattuna. Fluorometrin kalibroinnissa oli luultavasti ongelmia. Sameuden havaittiin vaikuttavan fluoresenssituloksiin. Fluoresenssin mittaus ei osoittautunut luotettavaksi menetelmäksi levämäärien seurantaan eikä sen avulla voitu todeta syanobakteerikukintaa. Automaattinen lämpötilan ja veteen liuenneen hapen mittaus antoi kuitenkin ajantasaista ja luotettavaa tietoa järven tilasta.

Lämpötilan, valon, ravinteiden, eläinplanktonlaidunnuksen sekä järven täyskiertojen ja veden virtausten havaittiin vaikuttavan kasviplanktonin ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan. Bakteeriplanktonin (*Planctomyces bekefii*) esiintymiseen vaikuttivat veteen liuenneen hapen pitoisuus, lämpötila ja kasviplanktonin määrä.

Lasikuitusuodattimelle kerätty klorofylli *a* säilyi paremmin pakastettaessa etanoliin kuin pakastettuna ”kuivana”.

Avainsanat – Nyckelord – Keywords
klorofylli *a*, happi, lämpötila, vedenlaatuasema, fluorometri, spektorofotometri, plankton

Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited
Ympäristöekologian laitoksen käsikirjasto, Lahti

Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information
Ohjaajat professori Timo Kairesalo ja tohtori Kirsi Vakkilainen

HELSINGIN YLIOPISTO
HELSINGFORS UNIVERSITET
UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty	Laitos Institution – Department
Faculty of Biosciences	Department of Ecological and Environmental Sciences

Tekijä Författare – Author
Heidi Värttö

Työn nimi Arbetets titel – Title
Phytoplankton dynamics related to seasonal changes of physico-chemical parameters in different water layers in Enonselkä basin in Lake Vesijärvi

Oppiaine Läroämne – Subject
Ecological and Environmental Sciences

Työn laji Arbetets art – Level	Aika Datum – Month and year	Sivumäärä Sidoantal – Number of pages
Master's thesis	30.4.2008	57

Tiivistelmä Referat – Abstract

Chlorophyll *a* (chl) is one of the most important photosynthetic pigments. It can be used in estimation of phytoplankton biomass. Traditionally chl is analysed with spectrophotometer from water samples in laboratory conditions. It is possible to measure chl also directly from the water phase by *in situ* fluorescence. Automatic water quality stations are able to measure chlorophyll-fluorescence and other parameters and thus complete water sampling.

An automatic water quality station was purchased for Enonselkä basin in Lake Vesijärvi in 2004. It measures simultaneously, every three (3) hours, temperature and dissolved oxygen from six (6) different depths from surface to bottom and fluorescence and turbulence from the depths of 2, 7 and 12 m.

The aim of the study was to analyze the data of the automatic station from the summer of 2006 and to compare them to the results of analyzed water samples and measurements taken at the same time, place and depth and for the same parameters. This was done to find out which additional information can be obtained on phytoplankton dynamics by using the automatic station compared to sampling alone. In addition the research was carried out to find out the effects of seasonal changes of physico-chemical parameters in chl and phytoplankton biomass and the composition of species in time and vertical space. The chl restoration was studied as well in order to find out whether chl is better preserved in ethanol when filters are frozen.

Samples were taken for chl, phyto- and zooplankton and total phosphorus and nitrogen in Enonselkä basin (depth 30 m) in the frequency of 7 or 14 days during the summer of 2006. There were two intensive samplings in August. Samples were taken on different times of the day for the same parameters. Temperature, dissolved oxygen and light were measured when samples were taken. For the study of chl restoration a pair of samples were taken in Enonselkä basin and other sampling place nearby (depth 8 m). The Pearson correlation was used to compare of the results. Plankton biomasses were also calculated.

Fluorescence concentrations measured by the automatic station were lower compared to chl concentrations analyzed from water samples. This indicates probable problems in calibration of fluorometer. Turbudity distracted fluorescence detection. Fluorescence is not reliable method for measuring phytoplankton and detecting cyanobacteria blooms. However, valuable information of the conditions of the lake was obtained by using automatic measurement of temperature and dissolved oxygen.

Temperature, light, nutrients, grazing, vertical mixing and water movements seemed to affect on phytoplankton dynamics. Dissolved oxygen, temperature and phytoplankton affected on the occurrence bacterioplankton (*Planctomyces bekefii*).

Chl was better preserved in ethanol than without ethanol when filters are frozen.

Avainsanat – Nyckelord – Keywords
chlorophyll *a*, oxygen, temperature, water quality station, fluorometer, spectrophotometer, plankton

Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited
Library of Department of Ecological and Environmental Sciences, Lahti

Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information
Instructors professor Timo Kairesalo and doctor Kirsi Vakkilainen

Sisällysluettelo:

1. JOHDANTO 2
1.1. Järven veden laadun seuranta 2
1.2. Fluoresenssin ja sameuden mittaus 4
1.3. Planktondynamiikka 5
1.4. Vesijärvi 6
1.5. Tutkimuksen tarkoitus ja hypoteesit 6

2. AINEISTO JA MENETELMÄT 7
2.1. Tutkimusalueen kuvaus 7
2.2. Näytteenotto 8
2.2.1. Automaattinen vedenlaatuasema 10
2.3. Näytteiden analysointi 11
2.3.1. Kasviplankton 11
2.3.2. Eläinplankton 12
2.3.3. Ravinteet 13
2.3.4. Klorofylli *a* -menetelmä 13
2.4. Tilastolliset testit 14

3. TULOKSET 15
3.1. Lämpötila 15
3.2. Happipitoisuus 17
3.2.1. Vuorokauden sisäinen lämpötila ja happipitoisuus 20
3.3. Sameus, näkösyvyys ja valon ekstinktio 21
3.3.1. Vuorokauden sisäinen sameus ja valon ekstinktio 23
3.4. Totaaliravinteet 24
3.4.1. Vuorokauden sisäiset totaaliravinteet 25
3.5. Fluoresenssi ja klorofylli *a* 26
3.5.1. Vuorokauden sisäinen fluoresenssi ja klorofylli *a* 28
3.6. Planktondynamiikka 29
3.6.1. Kasviplankton 31
3.6.2. Eläinplankton 33
3.6.3. Vuorokauden sisäinen planktondynamiikka 35
3.6.4. Bakteeriplankton (*Planctomyces bekefii*) 37
3.7. Klorofylli *a* -menetelmä 38

4. TULOSTEN TARKASTELU 39
4.1. Lämpötila ja happipitoisuus 39
4.2. Fluoresenssi ja klorofylli *a* 40
4.3. Planktondynamiikka 44
4.3.1. Bakteeriplankton (*Planctomyces bekefii*) 49
4.4. Klorofylli *a* -menetelmä 50

5. YHTEENVETO 51
6. KIITOKSET 52
7. KIRJALLISUUS 53

1. Johdanto

1.1. Järven veden laadun seuranta

Seuranta on tärkeää ympäristön tilan arvioinnissa. Se on säännöllisesti suoritettavaa tiedon keruuta pitkältä aikaväliltä, jolloin on mahdollista erottaa ihmisen aiheuttamat muutokset luonnon normaalista vaihtelusta. Seurannan avulla saadaan myös tietoa ympäristömuutoksista. Ympäristöpoliittinen päätöksenteko velvoittaa vedenlaadun seurantaan. (Hietaniemi & Lehto 2001, Niemi 2006)

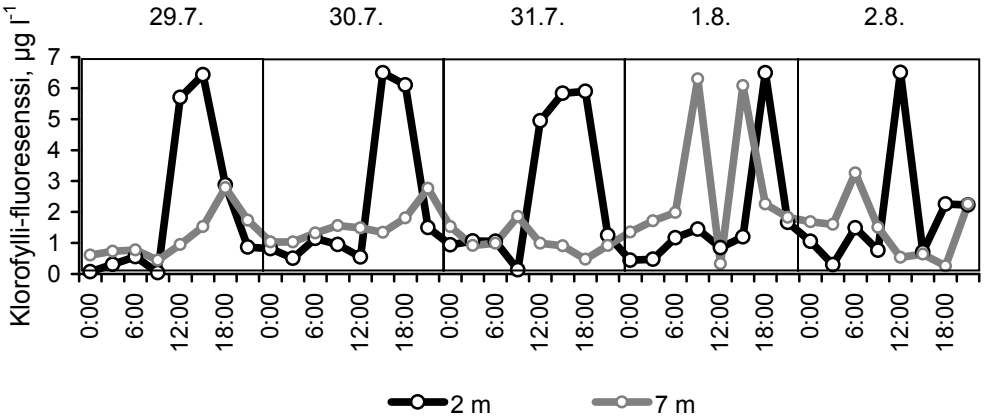
EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi on vesistöseurantojen kannalta tärkein. Sen myötä pintavesien tilaa on ryhdytty arvioimaan enemmän biologisten kuin fysikaalis-kemiallisten tekijöiden avulla. Fysikaalisia tekijöitä ovat lämpötila ja valon määrä. Kemiallisia tekijöitä ovat ravinteet, kuten fosfori ja typpi, sekä pH ja veteen liuenneen hapen pitoisuus. Vesistötarkkailussa yleisimmin käytettyjä biologisia muuttujia ovat muun muassa kasviplankton, eläinplankton, kasviplanktonin perustuotanto ja klorofylli *a*. (Niemi 2006)

Manuaalinen näytteenotto ja näytteiden analysointi on työlästä ja aikaa vievää. Planktonin tunnistus ja laskenta mikroskooppisesti vaatii ajan lisäksi asiantuntemusta. Kasviplanktonin biomassan määrittämisessä käytetään yleisesti klorofylli *a*:ta, joka on kasviplanktonin ja syanobakteerien tärkein yhteyttämispigmentti (Wetzel 2001). Myös klorofylli *a*:n määrittäminen on työlästä. Perinteisesti klorofylli *a* analysoidaan vesinäytteestä spektro-fotometrisesti laboratoriossa. Virhelähteet ovat mahdollisia prosessin eri vaiheissa: näytteenotossa, näytteiden kuljetuksessa, käsittelyssä ja säilönnässä. Esimerkiksi suotimen pakastusaika ja -tapa voivat vaikuttaa klorofyllin säilymiseen (Wasmund ym. 2006). Myös valon on yhdessä hapen kanssa havaittu tuhoavan klorofyllia (Kowalewska & Szymczak 2001). Klorofyllipitoisuus on mahdollista mitata myös suoraan vesinäytteestä (*in vivo*) fluoresenssin avulla.

Planktonin määrän nopea vaihtelu ajallisesti ja paikallisesti aiheuttaa haasteita harvoin suoritettavalle seurannalle. Paljon tietoa jää havaitsematta näytteenottojen välillä. Automatiikkaa on kehitetty helpottamaan ja täydentämään vesinäytteiden ottoon ja analysointiin perustuvaa seurantaa. Automaattiset vedenlaatuasemat voivat mitata eri parametreja, kuten lämpötilaa ja happea, ja välittää aineiston reaaliaikaisesti. Myös esimerkiksi levämäärää (klorofylli *a*) voidaan mitata kenttäolosuhteissa suoraan vesipatsaasta (*in situ*) fluoresenssin avulla. Mittaukset voidaan suorittaa suurella mittaustaajuudella eri syvyyksistä. Tämän vedenlaatu-aikasarjan tiedon määrä on moninkertainen perinteiseen esimerkiksi kerran viikossa suoritettavan seurantanäytteenoton aineistoon verrattuna. Tämä tarjoaa mahdollisuuksia järven parempaan tutkimiseen, mutta toisaalta haasteita tiedon käsittelyyn.

Kuva 1. Vesijärven automaattinen vedenlaatuasema ankkuroituun lauttaan kiinnitettynä. Asema on varustettu GSM-linkillä, jolla tieto lähetetään palvelimelle.

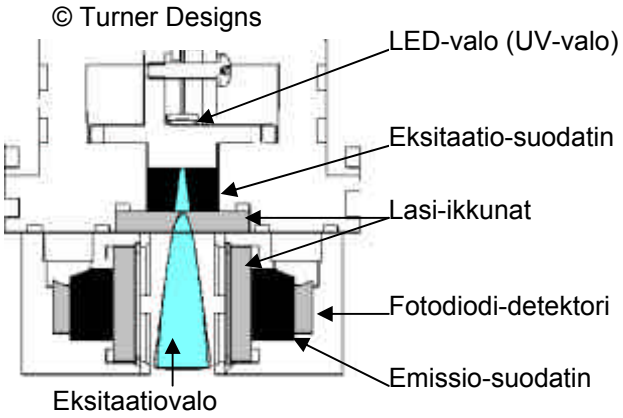
Vesijärvi II -projektissa hankittiin automaattinen vedenlaatuasema (SCUFA®, Turner Designs) vuonna 2004. Se kiinnitettiin lauttaan, joka ankkuroitiin vaijerein Vesijärven Enonselälle (Kuva 1). Vedenlaatuaseman osoittamassa fluoresenssissa (levämäärä) on havaittu voimakasta vuorokauden aikaista vaihtelua eri syvyyksissä (Kuva 2). Kentällä suoritettavaa fluoresenssin mittausta voivat kuitenkin häiritä monet eri tekijät.



Kuva 2. Vuorokaudenaikainen klorofylli-fluoresenssin (µg l^{-1}) vaihtelu 2 ja 7 m syvyydessä Vesijärven Enonselällä 29.7.–2.8.2005.

1.2. Fluoresenssin ja sameuden mittaus

Fluorometri on optinen laite, jota käytetään fluoresoivan aineen, kuten klorofylli *a*:n, kvantitatiiviseen analysointiin. Fluoresenssi on yksi luminisenssin muoto, jossa mittaus perustuu aineen valottamiseen tietyllä aallonpituudella (eksitaatiovalo), jolloin se lähettää pitempiaaltoista valoa (emissiovalo). SCUFA® -fluorometrissa valon lähteenä on LED-valo (Kuva 3). Emissiovalon vastaanottava detektori sijaitsee 90°:een kulmassa valon lähteestä. Sekä eksitaatio- että emissiokanavassa on optiset suodattimet, jotka vain tietyt aallonpituudet läpäisevät. (Willard ym. 1974, Tirri ym. 2001, Turner Designs 2004)



Kuva 3. Fluorometrin optiset osat (Turner Designs 2004).

Fluorometria on noin 10 kertaa tarkempi spektrofotometriseen menetelmään verrattuna (Greenberg ym. 1985). Kenttäolosuhteissa sameus, lämpötila, valaistushistoria ja ravinneolot voivat kuitenkin vaikuttaa leväsolujen fysiologiseen tilaan, kuten pigmenttien määrään ja siten fluoresenssin mittaukseen (Kiefer 1973a ja 1973b, Kolber & Falkowski 1993, Behrenfeld & Kolber 1999). Vedenlaatuaseman kapea suodatin eliminoi häiriötä, joka johtuisi kasviplanktonin fotosynteettisistä pigmenteistä *b*- ja *c*- klorofyllistä (Welschmeyer 1994, Turner Designs 2004). Myös klorofyllin hajoamistuotteet feopigmentit voivat häiritä fluoresenssimittausta (Loftus & Seliger 1975, Welschmeyer 1994, Pinto ym. 2001, Fuchs ym. 2002).

Veden samentuminen on yksi rehevöitymisen tunnusmerkeistä. Sameutta voivat aiheuttaa suspendoitunut eli liuennut epäorgaaninen aines, kuten savipartikkelit, ja orgaaninen aines, kuten kasviplankton. Sameutta mitataan valonsäteiden siroamisen kautta. Se ei ole ISO-sertifioitu, mutta hyvin tehokas menetelmä olosuhteiden määrittämisessä. Sameusarvo (NTU) kertoo veden kirkkausasteen. (Greenberg ym. 1985, Turner Designs 2004)

1.3. Planktondynamiikka

Kasviplankton tarvitsee valoa fotosynteesiin, jossa valoenergia sitoutuu kemiallisiin yhdisteisiin. Liian korkea valon intensiteetti voi kuitenkin rajoittaa kasviplanktonin kasvua (fotoinhibitio). Lämpötila vaikuttaa kasviplanktonin aineenvaihduntaan eli perustuotantoon ja hengitykseen. Kasviplanktonin biomassan ja lajiston ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan vaikuttavat myös erilaiset häviöt, kuten eläinplanktonlaidunnus ja sedimentaatio. Kasviplanktonin kuolleisuuteen vaikuttavat lisäksi infektiot ja patogeenit. (Reynolds 1984, Wetzel 2001, Kalff 2002)

1.4. Vesijärvi

Vesijärvi muuttui kirkasvetisestä järvestä vähitellen rehevöityneeksi 1900-luvulla teollisuuden ja kotitalouksien jätevesipäästöjen myötä. Jätevesien laskeminen puhdistamattomina järveen lopetettiin jätevedenpuhdistamon valmistuttua 1976. Tämän jälkeen veden laatu alkoi nopeasti parantua, mutta ravinnepitoisuuksien laskusta huolimatta levämäärät olivat kesäisin edelleen korkeita ja myrkylliset syanobakteeri- eli sinileväkukinnat jatkuivat (*Aphanizomenon spp.*, *Microcystis spp.*). Järven pohjaan varastoituneet ravinteet vapautuvat aina uudelleen veteen aiheuttaen sisäistä kuormitusta. 1990-luvun alussa syanobakteerien massaesiintymiä ei kuitenkaan havaittu. Tämä johtui mahdollisesti vedenlaadun parantumisesta järven kunnostuksen myötä. (Keto 1982, Keto & Sammalkorpi 1988, Keto & Tallberg 2000)

Vesijärvi I- ja II-projekteissa (1987–1994 ja 2002–2006) vedenlaatua on parannettu muun muassa torjumalla haitallisia leväesiintymiä ulkoista kuormitusta vähentämällä ja hoitokalastusta tehostamalla biomanipulaation eli ravintoketjukunnostuksen avulla.

1.5. Tutkimuksen tarkoitus ja hypoteesit

Tutkimuksen tavoitteena oli analysoida automaattisen vedenlaatuaseman kesän 2006 tuloksia ja verrata niitä vastaavien (samaan aikaan, samasta näytepisteestä, samoista syvyyksistä ja samojen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien osalta) vesinäytteiden ja mittausten tuloksiin. Tämän vertailun avulla voitiin selvittää saadaanko automaattisella vedenlaadun tiheällä mittauksella esille sellaista tietoa, jota 1-2 viikon välein tehtävässä näytteenotossa ei ilmene.

Tutkimuskohteena oli myös fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien ja niiden kehittymisen vaikutus klorofylli *a* -pitoisuuksiin ja siten kasviplanktonin biomassan ja lajikoostumuksen ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan.

Tutkimuksessa myös selvitettiin, voidaanko klorofylli *a*:n säilymistä pakastettuna parantaa pitämällä suotimet etanoliin upotettuina.

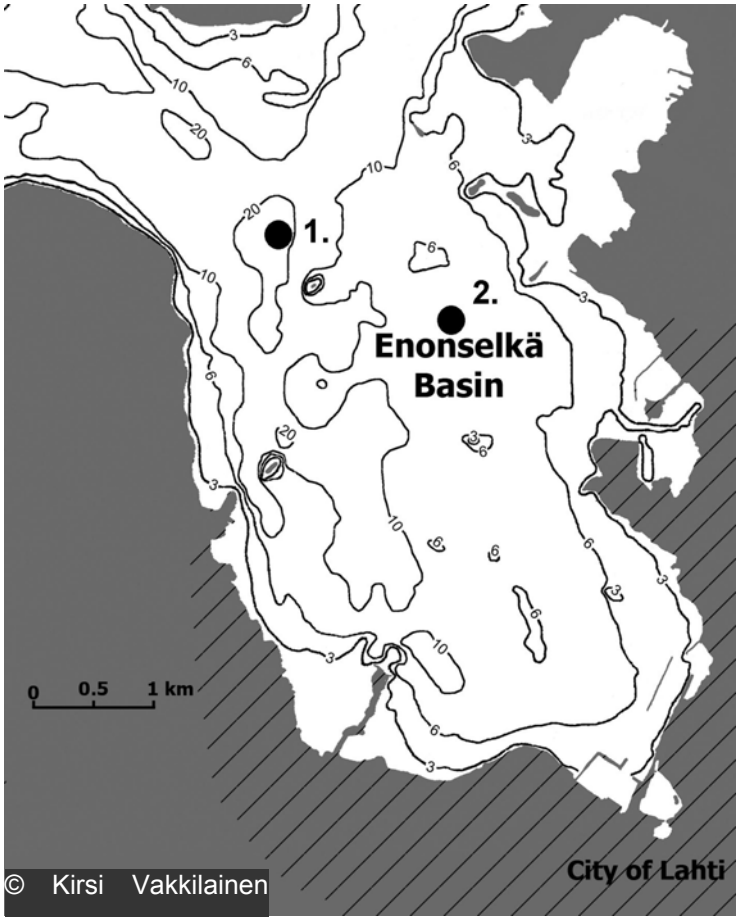
Tutkimuksen hypoteesit:

1. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittamat tulokset vastaavat samasta näytepisteestä mitattujen fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien ja analysoitujen klorofylli *a* -näytteiden antamia tuloksia.
2. Automaattinen veden laadun mittaus tuo lisäarvoa perinteiseen kerran viikossa tai 2 viikon välein tehtävään seurantaan.
3. Lämpötila, valon määrä ja ravinteet sekä eläinplanktonlaidunnus vaikuttavat kasviplanktonin ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan.
4. Lasikuitusuodattimelle kerätty klorofylli *a* säilyy paremmin pakastettaessa etanoliin kuin pakastettuna ”kuivana” (ilman etanolia).

2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Tutkimusalueen kuvaus

Vesijärvi (61°00’N, 25°30’E) on osa Kymijoen vesistöä ja sijaitsee Päijät-Hämeessä, Etelä-Suomessa. Järven kokonaispinta-ala on 110 km^2 ja keskisyvyys 6.0 metriä. Valuma-alueen pinta-ala on 515 km^2. Järven eteläpäässä sijaitsee Lahden kaupunki (Kuva 4). Näytteenottopisteet sijaitsevat Enonselällä, joka on järven eteläinen osa. Enonselän pinta-ala on 26 km^2 ja keskisyvyys 6.8 m. Altaan syvin kohta on 33 m. (Keto 1982, Keto & Sammalkorpi 1988)



Kuva 4. Vesijärven Enonselän eteläisin osa. Enonselkää ympäröivä rakennettu kaupunkialue on osoitettu viivarasterilla. Karttaan on merkitty näytteenottopisteet: piste 1 = Enonselän syvännepiste (Lankiluoto; syvyys 30 m) ja piste 2 = matalikkopiste (syvyys 8 m).

2.2. Näytteenotto

Näytteenotto suoritettiin Enonselän syvännepisteestä (syvyys 30 m) 1-2 viikon välein 17.5. – 4.10.2006 klo 10–12 (Kuva 4, Taulukko 1). Näytteet otettiin 2, 7 ja 12 m syvyydestä puolen metrin pituisella Limnos-noutimella (tilavuus 3.5 l). Kustakin syvyydestä otettiin kolme näytettä veneen eri puolilta ja ne yhdistettiin. Sekoitetusta vesimassasta otettiin osanäytteet klorofylli *a*:n (n. 1 l) ja kasviplanktonlajiston (2 x 100 ml) määritystä varten. Kasviplanktonnäyte säilöttiin näytteenoton yhteydessä happamalla Lugol-liuoksella ja klorofylli-näyte siirrettiin kylmään ja pimeään välittömästi. Loput näytevedestä (9.3 l) kaadettiin 50 µm planktonhaavin läpi ja haaviin jäänyt eläinplankton huuhdeltiin

näytepulloon. Eläinplankton säilöttiin 70 % etanoliin ja kuljetettiin viileässä laboratorioon. Näytteet totaaliravinteiden, fosforin (TP) ja typen (TN) (200 ml), määritystä varten otettiin kokoomanäytteenä yhdistämällä näytteet 0–5 ja 25–27 m syvyydestä. Kokoomanäyte otettiin 1 metrin pituisella Limnos-noutimella (tilavuus 6.9 l).

Seurantanäytteenoton lisäksi 8.8. ja 30.8.2006 toteutettiin intensiivinäytteenotto vuorokauden eri aikoina (klo 7, 11, 15 ja 20 tai 21) Enonselän syvännepisteestä. Näytteet otettiin 2, 7 ja 12 m syvyydestä, kuten seurantanäytteenotossa. Osanäytteet otettiin klorofylli *a*:n, totaalifosforin ja -typen sekä kasviplanktonlajiston määritystä varten (tilavuudet kuten seurannassa). Loput näytevedestä (9.0 l) konsentroitiin eläinplanktonnäytteeksi.

Taulukko 1. Näytteenotto- ja mittaussyvyydet (m) Enonselän syvänne- ja matalikkopisteessä.

Syvännepiste	**Syvyys (m)**
Lämpötila (T °C) ja veteen liuenneen hapenpitoisuus (mg O_2 l^{-1})	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, (12), 12.5, 15, 17.5, 20, 22.5, 25, 27.5, (29)
Valon määrä eli fotonivuo (µ$Em^{-2}s^{-1}$)	0.1, 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5, 5, 5.5, 6, 6.5, 7, 7.5, 8, 8.5, 9, 9.5, 10, (10.5, 11, 11.5, 12)
Klorofylli *a* (µg l^{-1})	0–5, 5–10; 2, 7, 12
Totaaliravinteet TP, TN (µg l^{-1})	0–5, 25–27; 2, 7, 12
Kasvi- ja eläinplankton	2, 7, 12
Matalikkopiste	
Klorofylli *a* (µg l^{-1})	0–5, 5–8

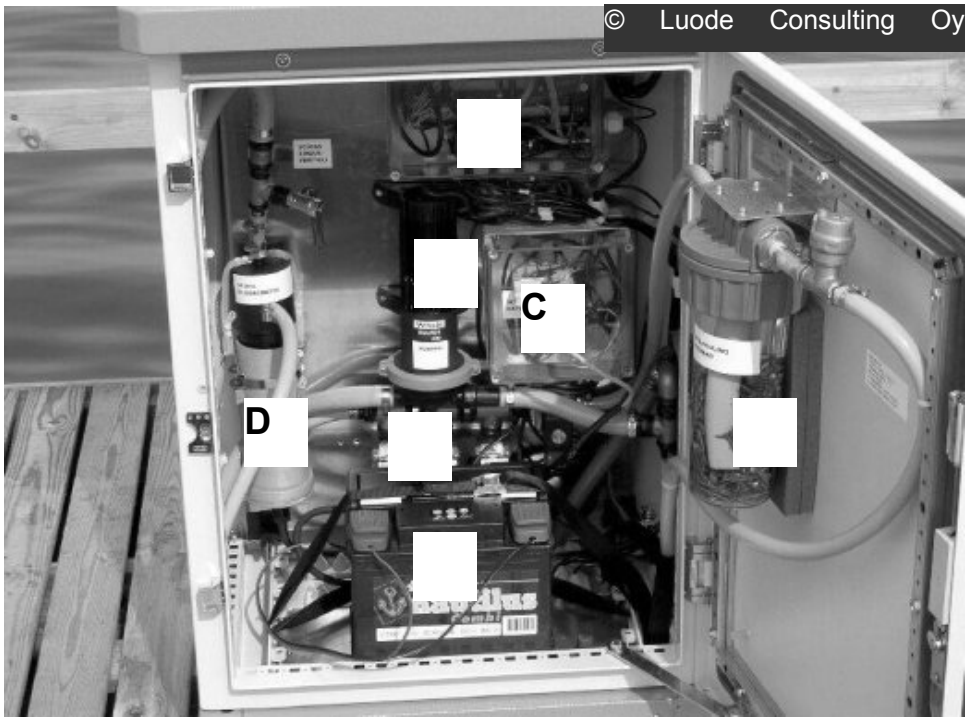
Näytteenottojen yhteydessä mitattiin lämpötila ja veteen liuenneen hapen pitoisuus YSI-mittarilla, valon määrä ($\lambda \approx$ 400–700 nm) eli fotonivuo LiCor-valonmittausanturilla sekä määritettiin veden näkösyvyys Secchi-levyllä.

Klorofylli *a* -pigmentin säilymistä selvittävää koetta varten otettiin rinnakkaiset kokoomanäytteet (n. 1 l) Enonselän syvännepisteestä 0-5 ja 5-10 m ja matalikkopisteestä (syvyys 8 m) 0-5 ja 5-8 m syvyydestä 1–2 viikon välein 11.7.–4.10.2006 (Kuva 4). Näytteet otettiin pimennettyihin muovipulloihin.

2.2.1. Automaattinen vedenlaatuasema

Automaattinen vedenlaatuasema (SCUFA® Turner Designs) oli asennettuna Vesijärven Enonselän syvännepisteelle 31.5.–27.10.2006 (Kuva 4). Se mittasi lämpötilaa ja veteen liuenneen hapen pitoisuutta kuudesta syvyydestä (5, 10, 15, 20, 25, 30 m). Fluoresenssin ja sameuden mittausta varten se pumppasi näytteen kolmesta syvyydestä (2, 7, 12 m). Mittaukset suoritettiin kahdeksan kertaa vuorokaudessa (klo 3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24). Fluoresenssin ja sameuden mittaus suoritettiin yhtäaikaisesti tulosten vertailun mahdollistamiseksi. Fluorometri lähetti sinistä valoa (460 nm), jonka klorofylli *a* -pigmentti fluoresoi punaisena valona (685 nm) laitteen detektorille. (Turner Designs 2004)

Puhdistusyksikössä (The Copper Anti-fouling System) kupariosista liukenevat kupari-ionit ehkäisevät organismien kasvua optisilla mittauspinnoilla (Turner Designs 2004). Kuvassa 5 on esitetty vedenlaatuasema sisältä.



Kuva 5. Automaattinen vedenlaatuasema sisältä: A tiedon kerääjä, B pumppu, C fluorometrin valvontayksikkö, D fluorometri, E magneettiventtiilit, F puhdistusyksikkö (The Copper Anti-fouling System) ja G lyijyakku.

Mittausanturit kalibroitiin järvelle asennettaessa ja puhdistettiin akun vaihdon yhteydessä 30.6., 12.7., 26.7., 9.8., 23.8., 6.9. ja 11.10.. Nevicom Oy käsitteli lautalta tulleen happiaineiston edelleen kalibrointikertoimella (Taulukko 2) seuraavaa laskukaavaa käyttäen:

=A/10^(-22930/(1000+C)+B)*(10^(141.08/(108+C)-0,1450593))*(D/760) ,

jossa A = happianturin lukema tietyssä syvyydessä (m)
B = happianturin kalibrointikerroin
C = lämpöanturin lukema tietyssä syvyydessä (m)
D = ilmanpaine kalibrointihetkellä

Taulukko 2. Automaattisen vedenlaatuaseman happiaineiston kalibrointikerroin tietyssä syvyydessä (m) kesällä 2006.

Syvyys (m)	Kalibrointikerroin
5	23.810
10	23.921
15	23.868
20	23.828
25	23.836
30	23.884

2.3. Näytteiden analysointi

2.3.1. Kasviplankton

Kasviplankton määritettiin suvulleen (Tikkanen 1986) käänteismikroskoopilla (Olympus IX50) 400- ja 200-kertaisilla suurennoksilla. 400-kertaisella suurennoksella laskettiin vähintään viiden yleisimmän pienikokoisen (3-50 µm) solun, kolonian eli yhdyskunnan tai rihman (laskentayksikön) määrä 20 näkökentän alalta. 200-kertaisella suurennoksella laskettiin viiden yleisimmän suurikokoisen (>50 µm) laskentayksikön määrä 20 näkökentän alalta.

Kullekin suvulle määritettiin tilavuus laskemalla itse tai käyttämällä Suomen ympäristökeskuksen tilavuuksia (SYKE 2005). Tilavuuden laskemisessa käytettiin Tikkasen (1986) geometrisia kaavoja ja kasviplanktonyksilöiden pituuksia, jotka mitattiin 17.5.–11.7.2006 otetuista näytteistä.

Kasviplanktonin yhteydessä laskettiin näytteistä 400-kertaisella suurennoksella bakteeriplanktonin suurikokoiset yhdyskunnat niiden huomattavan runsauden vuoksi.

2.3.2. Eläinplankton

Eläinplanktonlajisto määritettiin vähintään sukutasolla, paitsi hankajalkaiset (Copepoda) lahkotasolla käänteismikroskoopilla (Olympus IX50) 100-kertaisella suurennoksella. Eläinplankton laskettiin koko kyvetin alalta. Rataseläimiä (Rotifera) laskettiin kunnes runsainta sukua oli noin 50 yksilöä. Rataseläin- ja hankajalkaisbiomassan laskemisessa käytettiin keskimääräisiä yksilöiden biomassoja (Sarvala & Lehtovaara, julkaisematon aineisto).

Vesikirppujen (Cladocera) kutakin runsainta sukua laskettiin noin 50 yksilöä ja sukujen 30 ensimmäistä yksilöä mitattiin mittaokulaaria käyttäen (mittayksikkö 0.001 mm). Yksilöiden kokonaispituus mitattiin ilman piikkejä, *Daphnia*lla mitattiin ns. silmäpituus. Vesikirppujen biomassa laskettiin sukutasolla ja ilman embryoita eli alkioita. Biomassa on näin ollen todellista alhaisempi, koska vesikirput käyttävät paljon resursseja jälkeläisiinsä (Wetzel 2001). *Ceriodaphnia*lle käytettiin Anja Lehtovaaran (julkaisematon) ja muille lajeille Eira Luokkasen määrittämiä pituus-hiili-regressioita (Taulukko 3). Biomassa laskettiin pituus-hiili-regressioyhtälöllä:

$$W\ (\mu g) = a\ L^{b}\ ,$$

jossa a = eri lajien pituus-hiiliregression keskiarvo

b = eri lajien vakion b keskiarvo

L = pituus (mm).

Taulukko 3. Vesikirppujen pituus-hiili-regressioyhtälön vakiot *a* ja *b* lajin suhteen (Luokkanen 1995). (*) A. Lehtovaaran määrittämä regressioyhtälö.

Laji	*a*	*b*
Bosmina coregoni	19.5477	3.3148
Bosmina longirostris	6.7482	2.1947
Bosmina longispina	44.3788	4.4645
**Ceriodaphnia quadrangula*	3.583	2.407
Daphia cristata	1.5987	1.8572
Daphia cucullata	2.0509	1.6334
Daphia longiremis	2.2617	1.9781
Diaphanosoma brachyurum	2.1109	2.8046

2.3.3. Ravinteet

Totaalifosfori ja -typpi määritettiin erillishapetetuista näytteistä. Hapetusliuoslisäyksen (4.0 ml) jälkeen näytteitä (25 ml) autoklavoitiin 30 minuuttia 121 °C:n lämpötilassa. Tämän jälkeen näytteet suodatettiin ruiskusuodattimella (Whatman, Ø 25 mm) ja analysoitiin Lachat QuickChem 8000 -automaattianalysaattorilla. Metodi kalibroitiin standardisuoran avulla. (Switala 1995, Huberty & Diamond 1996)

2.3.4. Klorofylli *a* -menetelmä

Klorofylli *a* -pigmentin säilymistä selvittävää koetta varten suodatettiin n. 1 litra vesinäytettä lasikuitusuotimelle (Whatman GF/C, Ø 47 mm) valolta suojaten. Suotimet asetettiin alumiinifoliolla pimennettyihin korkillisiin koeputkiin. Toinen osa rinnakkaisnäytteiden suotimista pakastettiin (-20 °C) ”kuivana” (ilman

etanolia) ja toinen osa pakastettiin etanoliin (15 ml) upotettuna. Tutkimuksessa käytettiin 90 % etanolia, joka on suositeltavaa makeissa vesissä (ISO 120260 1992).

”Kuivana” pakastettuihin suotimiin lisättiin uuttoa varten 90 % etanolia (15 ml) pakastuksen jälkeen. Molempia rinnakkaisnäytteitä uutettiin 5 minuuttia vesihauteessa 75 °C:n lämpötilassa. Näytteet suodatettiin ruiskusuodattimella (Whatman, Ø 25 mm) ja mitattiin spektrofotometrillä 665 nm ja 750 nm aallonpituuksilla. Eri säilöntämenetelmillä saaduista klorofylliarvoista laskettiin vertailuprosentti seuraavalla kaavalla:

erotus/vertailuarvo % = 100*(pitoisuus etanolissa - pitoisuus ilman etanolia)/pitoisuus ilman etanolia

2.4. Tilastolliset testit

Automaattisen vedenlaatuaseman ja näytteenoton arvojen vertailuun ja planktondynamiikan tutkimiseen käytettiin Pearsonin korrelaatiota. Kun $p<0.05$, korrelaatio on tilastollisesti merkitsevä.

3. Tulokset

Kesä 2006 oli kuiva ja lämmin. Heinäkuu oli vähäsateinen. Pitkän kuivan jakson jälkeen runsaat sateet alkoivat elokuun puolivälissä.

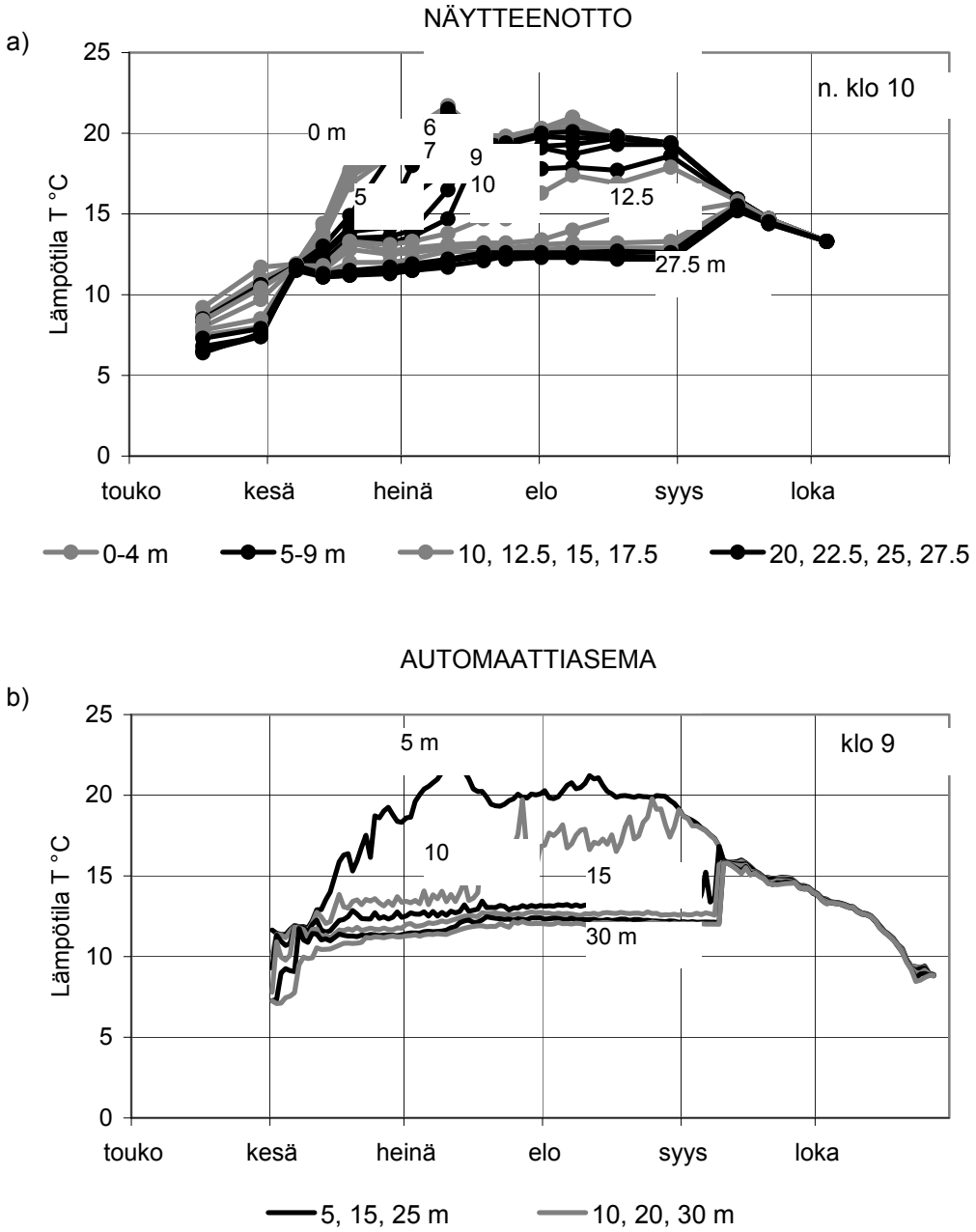
3.1. Lämpötila

Kevättäyskierto loppui kesäkuun alussa (7.6), jonka jälkeen vesipatsas alkoi kerrostua (Kuva 6). Näytteenoton manuaalisen mittauksen aineisto osoittaa harppauskerroksen (eli väliveden) olleen kesän aikana 4-15 m syvyydessä (Kuva 6a).

Enonselän päällysvesi (0-5 m) lämpeni nopeasti kesäkuussa (keskimäärin 0.3 °C/vrk). Vesi oli lämpimimmillään heinäkuun alussa (11.7.), jolloin lämpötila oli yli 21 °C kuuden metrin syvyyteen saakka (Kuva 6a). 10 m syvyydessä esiintyi huomattavaa lämpötilan vaihtelua heinäkuun puolivälistä elokuun loppuun (Kuva 6b). Manuaalisessa mittauksessa lämpötila nousi huomattavasti 7-9 metrissä heinäkuun puolivälissä (Kuva 6a).

Automaattisen vedenlaatuaseman aineisto osoittaa syystäyskierron alkaneen syyskuun alussa (11.9.) (Kuva 6b), jolloin Lankiluodon syvänteen vesi (eli alusvesi) oli tasalämpöistä pohjaan saakka (15.9–15.8 °C). Lämpötila pysyi vielä pitkälle syksyyn korkeana (>10 °C). Esimerkiksi lokakuun puolivälissä koko vesipatsaan lämpötila oli vielä 12.2 °C.

Automaattiaseman (klo 9) ja näytteenoton yhteydessä suoritetun mittauksen (n. klo 10) lämpötilat korreloivat (Pearson, $p<0.001$) joka syvyydessä (Taulukko 4).



Kuva 6. Näytteenoton yhteydessä 1-2.5 m välein mitattu (a) ja automaattisen vedenlaatuaseman 5 m välein mittaama (b) veden lämpötila (°C) Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. Näytteenotto suoritettiin noin klo 10 ja asema mittasi pitoisuuksia klo 9.

Taulukko 4. Näytteenoton yhteydessä mitattu (no) (n. klo 10) ja automaattisen vedenlaatuaseman osoittama (as) (klo 9) veden lämpötila (°C) 5 m välein. Arvot on esitetty päiviltä, joina sekä näytteenotto suoritettiin että asema mittasi pitoisuuksia. Arvoista laskettiin korrelaatio.

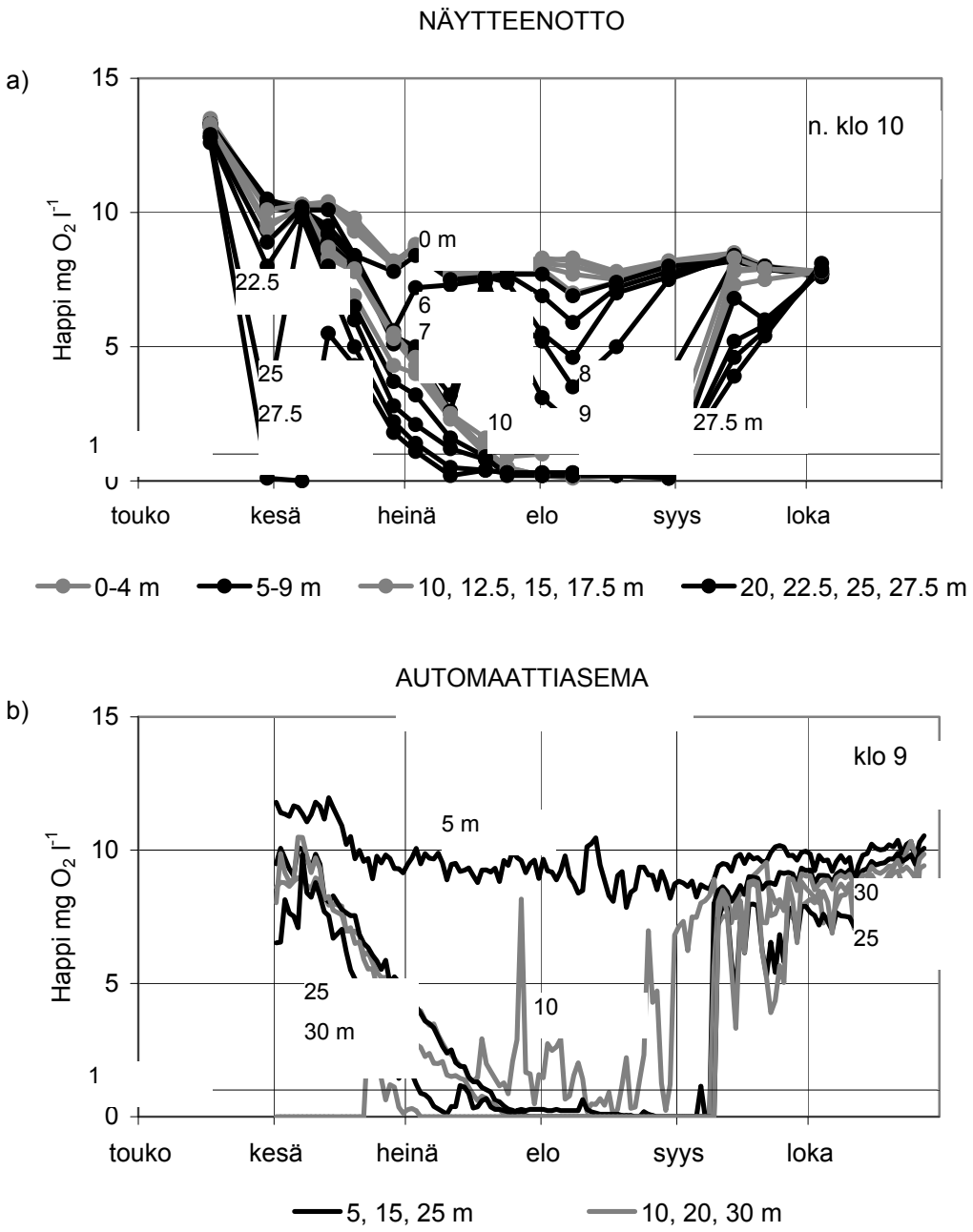
	5 m		10 m		15 m		20 m		25 m		30 m	29m
Pvm	as	no	as	no	as	no	as	no	as	no	as	no
7.6.	11.9	11.8	11.8	11.8	11.8	11.7	11.8	11.8	11.7	11.7	9.5	.
13.6.	13.5	13.0	12.1	11.8	11.5	11.5	11.3	11.3	11.1	11.1	10.5	11.2
19.6.	15.3	14.9	13.4	13.3	12.9	12.8	11.6	11.5	11.3	11.2	10.8	.
28.6.	18.8	18.6	13.2	13.1	12.4	12.5	11.7	11.7	11.3	11.4	11.3	.
3.7.	19.6	19.2	13.5	13.3	12.6	12.6	11.9	11.9	11.5	11.5	11.4	.
11.7.	21.7	21.5	13.9	13.8	12.8	12.9	12.2	12.2	11.8	11.8	11.5	11.4
19.7.	19.9	19.7	15.4	14.7	13.0	13.0	12.7	12.6	12.5	12.1	11.9	.
24.7.	19.7	19.4	15.2	14.7	12.9	12.9	12.6	12.6	12.3	12.4	11.8	.
1.8.	20.3	20.0	16.9	16.3	13.1	13.1	12.7	12.6	12.3	12.4	12.0	.
8.8.	20.4	20.1	17.5	17.4	13.2	13.2	12.6	12.6	12.3	12.4	12.1	.
18.8.	20.0	19.8	17.1	16.9	13.2	13.2	12.7	12.7	12.3	12.4	12.0	.
30.8.	19.5	19.4	18.1	17.9	13.4	13.3	12.6	12.6	12.2	12.2	12.1	.
14.9.	16.0	15.9	15.9	15.8	15.7	15.6	15.6	15.5	15.3	15.3	15.1	.
21.9.	14.8	14.7	14.8	14.7	14.8	14.7	14.6	14.5	14.5	14.4	14.5	.
4.10.	13.4	13.3	13.4	13.3	13.4	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	13.3	.

3.2. Happipitoisuus

Veteen liuenneen hapen pitoisuus väheni selvästi järven kerrostuneisuuskautena. Kerrostuneisuus voimistui kesäkuun alussa, jolloin 10–25 m syvyydessä happipitoisuus laski nopeasti (keskimäärin 0.2 mg/vrk). Pintaveden (0–5 m) happipitoisuus pysyi tasaisena (Kuva 7).

Näytteenoton manuaalisen mittauksen aineisto osoittaa, että lähes hapeton (<1 mg l^{-1}) vyöhyke nousi korkeimmillaan noin 10 metrin syvyyteen heinäkuun lopulla ja elokuun puolivälissä. Automaattisen vedenlaatuaseman aineisto osoittaa lähes hapetonta olleen 10 metrissä lisäksi elokuun alussa ja lopulla.

Automaattiaseman aineistossa 10 m syvyydessä esiintyi huomattavaa hapen vaihtelua (> 7 mg l^{-1}) heinäkuun puolivälistä elokuun loppuun (Kuva 7b). Manuaalisessa mittauksessa happipitoisuus nousi huomattavasti 7-9 metrissä heinäkuun puolivälissä (Kuva 7a).



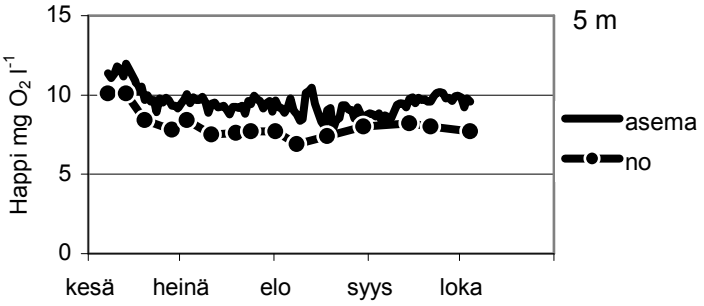
Kuva 7. Näytteenoton yhteydessä 1-2.5 m välein mitattu (a) ja automaattisen vedenlaatuaseman 5 m välein mittaama (b) veteen liuenneen hapen pitoisuus (mg O_2 l^{-1}) Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. Näytteenotto suoritettiin noin klo 10 ja asema mittasi pitoisuuksia klo 9.

Heinäkuun lopulta syyskuun alkuun happitilanne oli huonoin, sillä 15 m syvemmissä alueissa oli hapetonta (0-0.6 mg l^{-1}) (Kuva 7). 30.8. vesi oli selvästi rikkivedyn hajuista 23–24 metrin syvyydestä alkaen. Kerrostuneisuuden murtuessa syvänteen happipitoisuus parani nopeasti vesipatsaan sekoittumisen myötä (Kuva 7b).

Automaattisen vedenlaatuaseman (klo 9) ja näytteenoton yhteydessä suoritetun mittauksen (n. klo 10) happipitoisuudet korreloivat (Pearson, $p<0.001$) joka syvyydessä (Taulukko 5). Automaattisen vedenlaatuaseman hapen pitoisuudet olivat kuitenkin 5 m syvyydessä noin 20 % korkeampia verrattuna näytteenoton yhteydessä suoritetun mittauksen pitoisuuksiin samassa syvyydessä (Kuva 8).

Taulukko 5. Näytteenoton yhteydessä mitattu (no) (n. klo 10) ja automaattisen vedenlaatuaseman osoittama (as) (klo 9) veteen liuenneen hapen pitoisuus (mg O_2 l^{-1}) 5 m välein. Arvot on esitetty päiviltä, joina sekä näytteenotto suoritettiin että asema mittasi pitoisuuksia. Arvoista laskettiin korrelaatio.

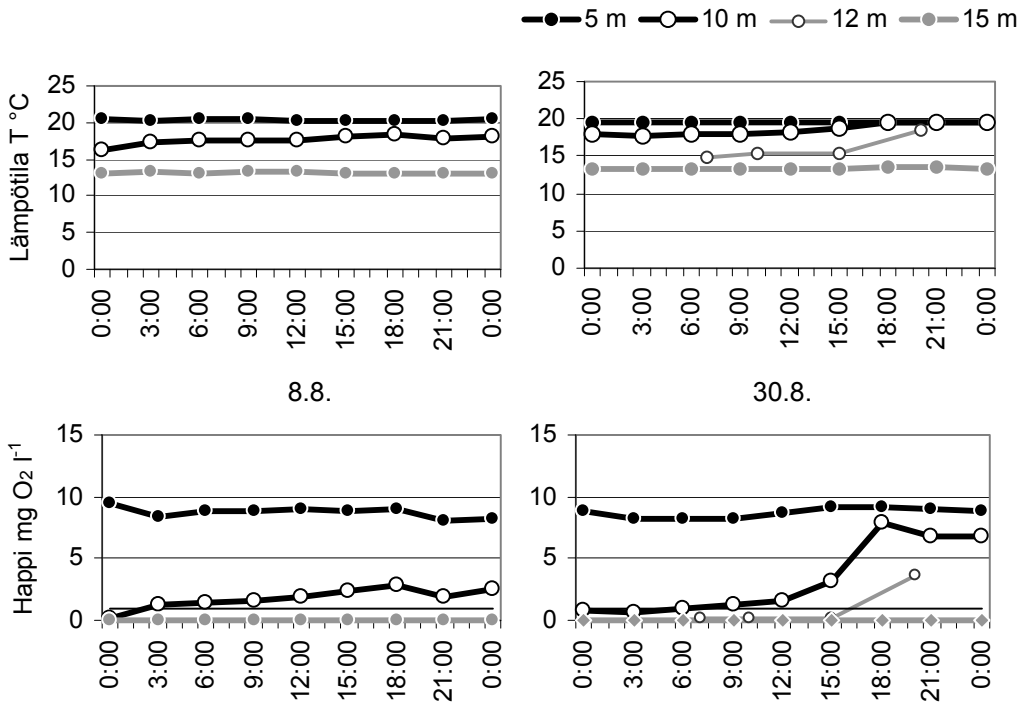
	5 m		10 m		15 m		20 m		25 m		30 m 29m	
Pvm	as	no	as	no	as	no	as	no	as	no	as	no
7.6.	11.4	10.1	8.9	10.3	10.0	10.3	10.5	10.2	9.8	9.8	0.0	.
13.6.	12.0	10.1	7.9	8.7	8.1	8.3	8.3	8.0	7.5	7.4	0.0	0.2
19.6.	9.7	8.4	7.0	7.9	7.5	7.8	6.5	6.5	5.2	5.0	0.0	.
28.6.	9.3	7.8	4.7	5.4	5.2	5.3	3.7	3.7	2.1	2.2	1.1	.
3.7.	10.1	8.4	4.0	4.6	4.1	4.3	2.7	3.2	1.2	1.4	0.2	.
11.7.	9.5	7.5	2.3	2.5	2.5	2.5	1.5	1.6	0.4	0.5	0.0	0.1
19.7.	9.3	7.6	2.0	1.6	1.0	1.1	0.7	0.9	0.7	0.4	0.0	.
24.7.	9.4	7.7	0.9	0.9	0.3	0.5	0.0	0.2	0.2	0.3	0.0	.
1.8.	9.7	7.7	1.5	1.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.3	0.3	0.0	.
8.8.	8.8	6.9	1.6	1.6	0.0	0.2	0.0	0.2	0.2	0.3	0.0	.
18.8.	9.0	7.4	0.3	0.5	0.0	0.2	0.0	0.2	0.1	0.3	0.0	.
30.8.	8.2	8.0	1.2	1.2	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	.
14.9.	9.7	8.2	8.0	8.3	8.3	7.8	7.5	6.8	4.5	4.6	3.3	.
21.9.	9.6	8.0	9.5	7.9	8.8	7.9	7.3	6.0	5.3	5.6	5.2	.
4.10.	9.6	7.7	7.3	7.8	9.1	7.8	8.9	7.8	7.6	7.9	8.4	.



Kuva 8. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama (asema) (klo 9) ja näytteenoton yhteydessä mitattu (no) (n. klo 10) veteen liuenneen hapen pitoisuus (mg O_2 l^{-1}) 5 m syvyydessä kesällä 2006.

3.2.1. Vuorokauden sisäinen lämpötila ja happipitoisuus

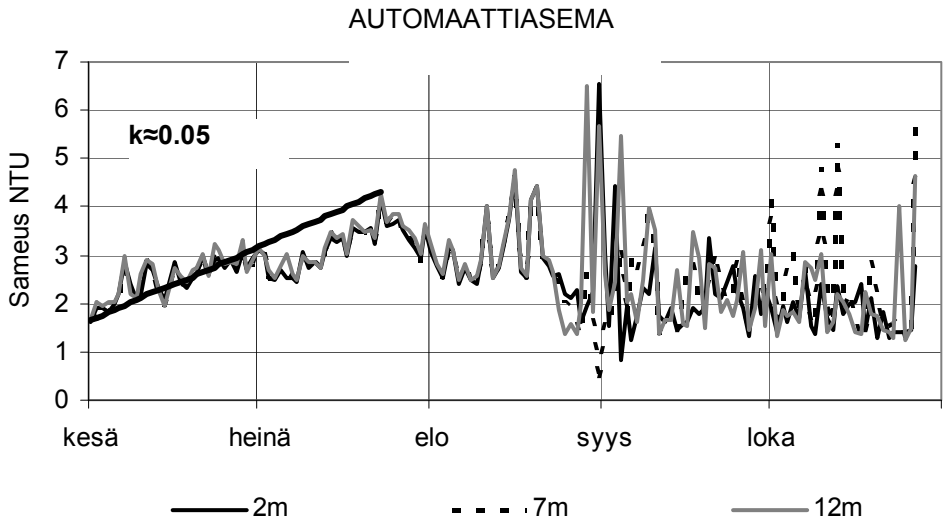
Lämpötilassa ja veteen liuenneen hapen pitoisuudessa ei havaittu merkittäviä muutoksia 8.8. (Kuva 9). Toisena intensiivinäytteenottopäivänä 30.8. päällysveden lämpötilaerojen ollessa pieniä kohtalainen tuuli (noin 5 m s^{-1}) sai veden sekoittumaan iltapäivällä (klo 15 jälkeen), jolloin happipitoisuus kasvoi merkittävästi (0.1–3.7 mg l^{-1}) 10–12 metrissä.



Kuva 9. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama (5, 10 ja 15 m) ja näytteenoton yhteydessä mitattu (12 m) lämpötila (T °C) ja veteen liuenneen hapen pitoisuus (mg O_2 l^{-1}) eri vuorokauden aikoina 8.8. ja 30.8.2006 Enonselän syvännepisteessä.

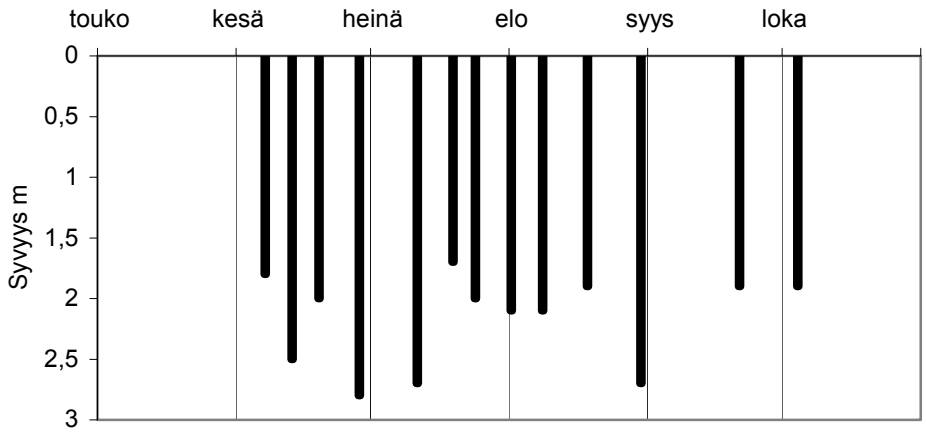
3.3. Sameus, näkösyvyys ja valon ekstinktio

Kirkas vesi on alle 1 NTU ja lievästi samea 1-5. Automaattisen vedenlaatuaseman mittaaman sameuden määrä oli lievää ja vaihtelu eri syvyyksissä vähäistä (1.6–4.3 NTU) kesä-heinäkuussa (Kuva 10). Sameuden määrässä oli nähtävissä nouseva trendi kesäkuun alusta heinäkuun lopulle (kulmakerroin 0.05 NTU/vrk). Kevättäyskierrosta huolimatta sameusaineistossa ei näkynyt kesäkuun alussa suurta vaihtelua ja sameus oli lievää. Kerrostuneisuuden alkaessa murtua elokuun lopulla, sameuden vaihtelu suureni selvästi kaikissa syvyyksissä ollen välillä 0.3–6.5 NTU.



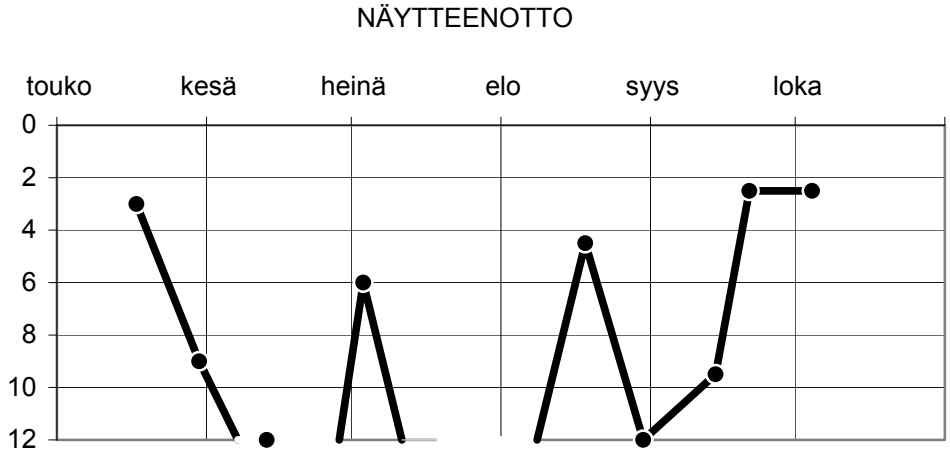
Kuva 10. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama sameuden määrä (NTU) 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006 klo 9. Sameuden määrässä oli nähtävissä nouseva trendi 1.6.–16.8. (kulmakerroin, k≈0.05 NTU/vrk).

Näkösyvyys oli välillä 1.7–2.8 m ja näkösyvyyden keskiarvo oli 2.2 m. Se oli pienimmillään kesäkuun alussa (Kuva 11), kevättäyskierron loputtua, ja heinä-elokuussa, jolloin vedessä oli havaittavissa syanobakteeri-kolonioita. Näkösyvyys oli suurimmillaan kesä-heinäkuun vaihteessa ja elokuun lopussa ennen syystäyskiertoa.



Kuva 11. Veden näkösyvyys (m) Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.

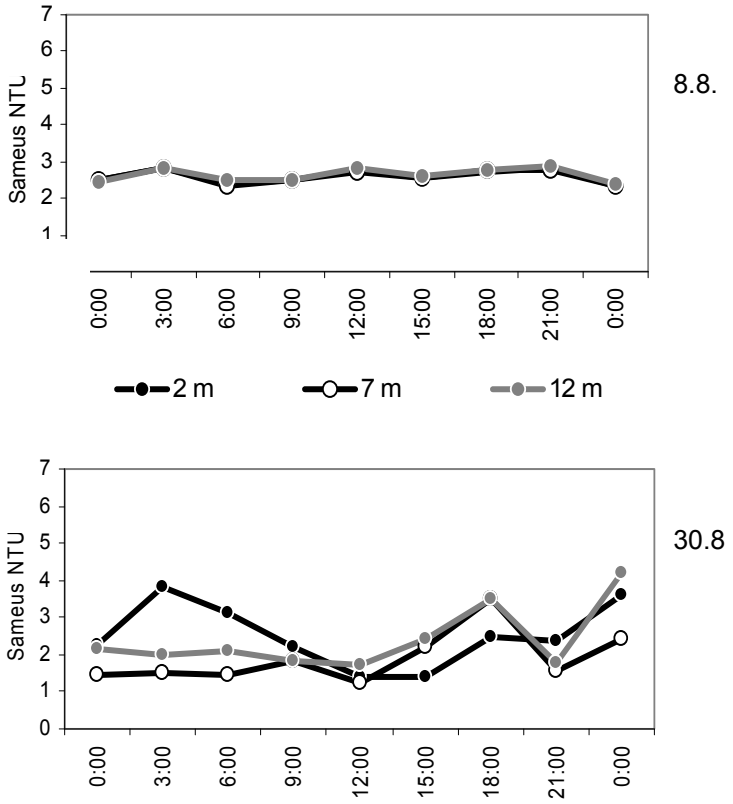
Valaistun vesikerroksen (>5 % pinnalla mitatusta valon määrästä) paksuus oli suurimmillaan kesäkuussa ja heinä-elokuun vaihteessa ulottuen yli 12 m syvyyteen (mittaustuloksia ei 12 m syvemmältä) (Kuva 12). Valaistun vesikerroksen paksuus oli pieni (2.5–8.5 m) kevättäyskierron aikaan ja suureni kerrostuneisuuden vakaantuessa. Kerrostuneisuuden alkaessa murtua elokuun lopulla veden samentuminen (Kuva 10) ja syys-lokakuussa auringon säteilyenergian ja valointensiteetin heikkeneminen pienensivät valaistun vesikerroksen paksuutta.



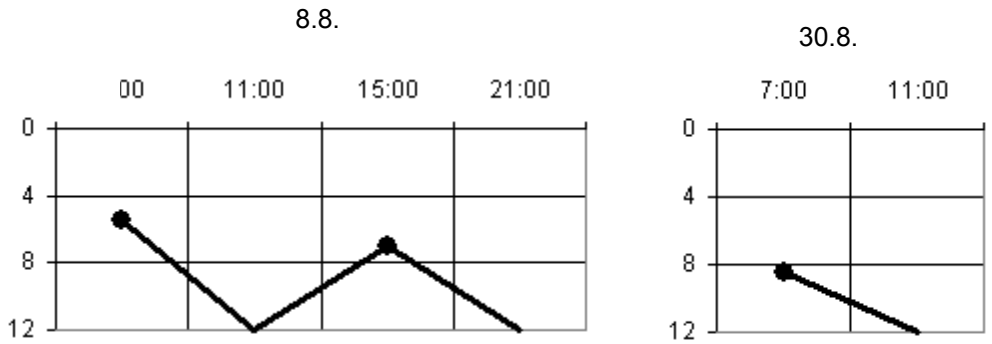
Kuva 12. Valaistun vesikerroksen paksuus (m) Enonselän syvännepisteessä noin klo 10 kesällä 2006.

3.3.1. Vuorokauden sisäinen sameus ja valon ekstinktio

Sameuden vaihtelu oli vähäistä (2.3–2.9 NTU) 8.8. ja suurta (1.3–4.2 NTU) 30.8. (Kuva 13). Valaistun vesikerroksen paksuus oli suurimmillaan klo 11 ja 21 ja pienimmillään klo 7 ja 15 (8.8.) (Kuva 14). Aineisto 30.8. klo 15 ja 20 puuttuu.



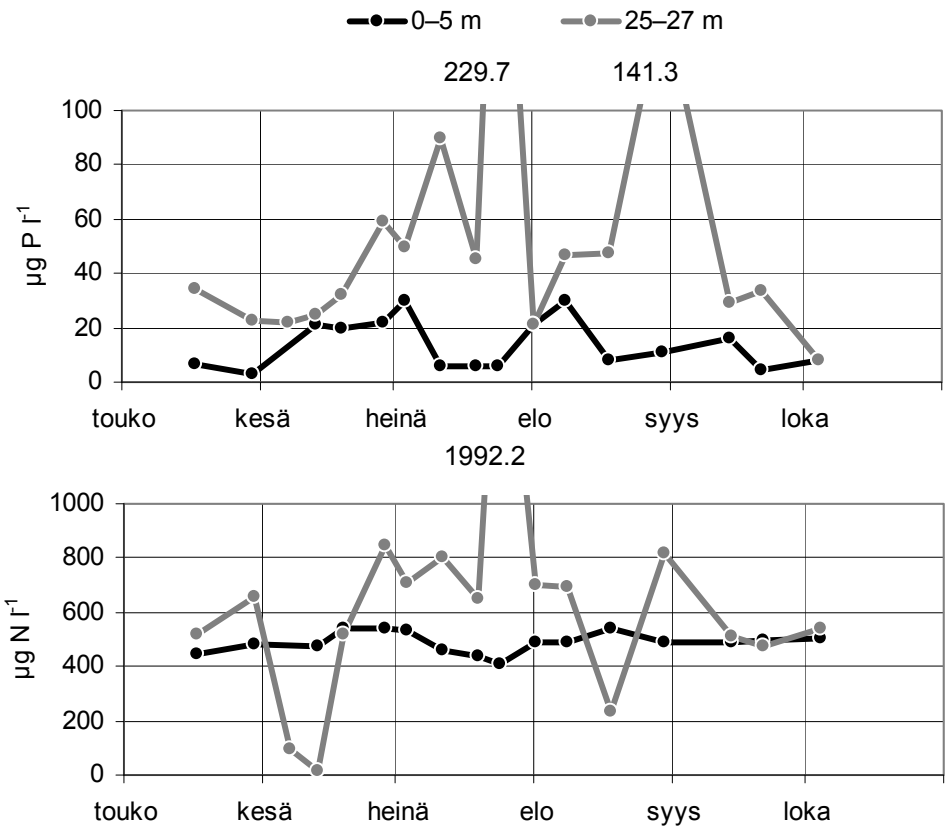
Kuva 13. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama sameuden määrä (NTU) eri vuorokaudenaikoina 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä 8.8. ja 30.8.2006. Aseman mittauskellonajat ovat aika-akselilla.



Kuva 14. Valaistun vesikerroksen paksuus (m) eri vuorokaudenaikoina Enonselän syvännepisteessä 8.8. ja 30.8.2006. Aineisto 30.8. klo 15 ja 20 puuttuu.

3.4. Totaaliravinteet

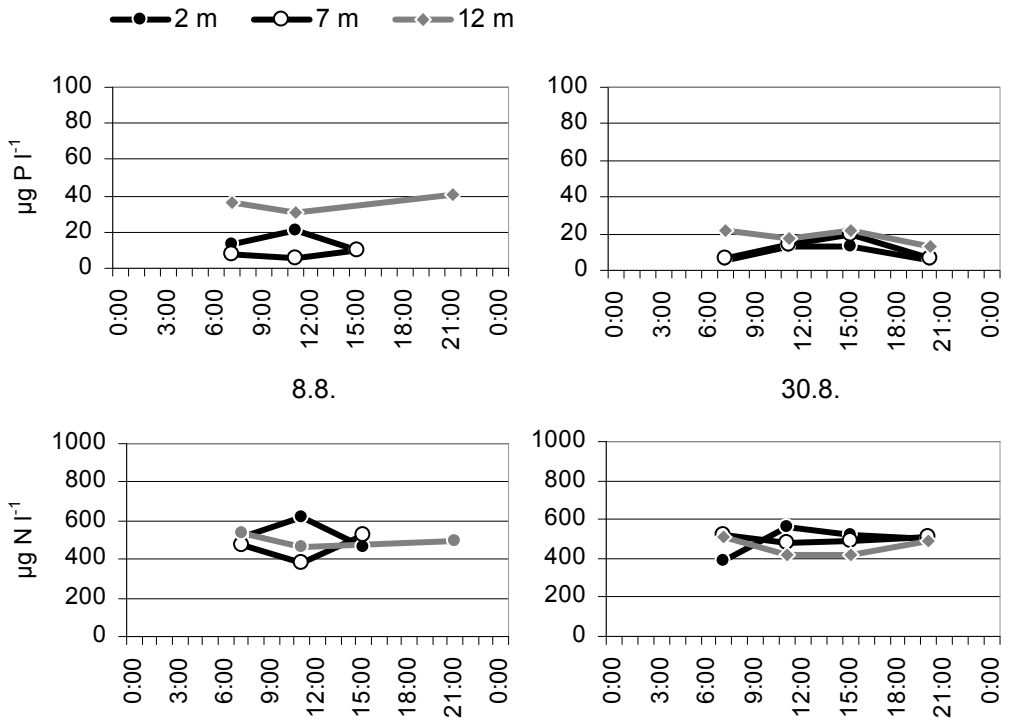
Pintaveden (0–5 m) totaalifosforipitoisuus oli välillä 2.7–29.7 µg l^{-1} (Kuva 15). Alusveden hapettomuus aiheutti fosforipitoisuuden kohoamisen 25–27 m syvyydessä erityisen korkeaksi heinä- ja elokuun lopulla. Totaalityppipitoisuus oli pintavedessä välillä 412.4–543.2 µg l^{-1} (Kuva 15). Pitoisuus 25–27 m syvyydessä oli erityisen alhainen kesäkuun alussa (12.4 µg l^{-1}) ja korkea heinäkuun lopulla. Yleisesti ottaen ravinnepitoisuuksien vaihtelu oli suhteellisen vähäistä pintavedessä ja suurta pohjan läheisyydessä.



Kuva 15. Näytteistä analysoitu totaalifosforipitoisuus (µg P l^{-1}) ja -typpipitoisuus (µg N l^{-1}) 0–5 m ja 25–27 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.

3.4.1. Vuorokauden sisäiset totaaliravinteet

Totaalifosforipitoisuus oli 8.8. suurin syvällä (12 m) ja totaalityppipitoisuus oli suurin pinnalla (2 m) (Kuva 16). Totaaliravinteet 8.8. olivat alhaisimmat 7 metrissä. 30.8. ravinnepitoisuudet olivat lähellä toisiaan eri syvyyksissä. Ravinneaineisto 8.8. puuttuu 2 ja 7 m syvyydestä klo 21.

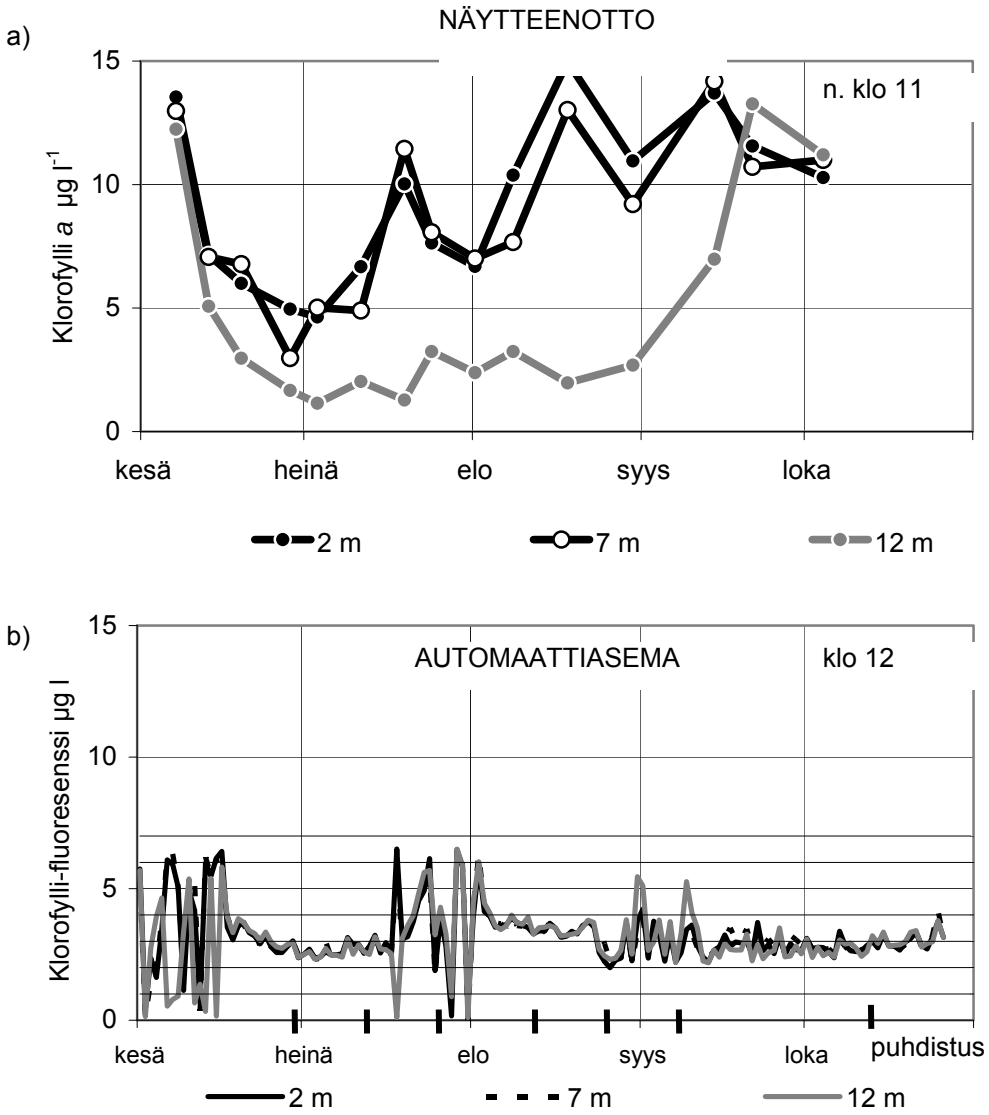


Kuva 16. Näytteistä analysoitu totaalifosforipitoisuus (µg P l^{-1}) ja -typpipitoisuus (µg N l^{-1}) eri vuorokaudenaikoina 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä 8.8. ja 30.8.2006. Intensiivinäytteenotto suoritettiin noin klo 7, 11, 15 ja 20 tai 21.

3.5. Fluoresenssi ja klorofylli *a*

Järveltä otettujen näytteiden laboratoriossa analysoidut klorofylli *a* -pitoisuudet (spektrofotometrinen menetelmä) olivat 2 ja 7 m syvyydessä lähes samalla tasolla, mutta pysyivät 12 metrissä alhaisempina koko kerrostuneisuuskauden ajan (Kuva 17a). Automaattisen vedenlaatuaseman osoittaman klorofylli-fluoresenssin (*in situ* fluorometria) eri syvyyksien pitoisuudet olivat samalla tasolla koko mittauskauden ajan (Kuva 17b). Fluoresenssipitoisuuden vaihtelu oli suurta (0.0–6.5 µg l^{-1}) kesäkuussa, heinä-elokuun vaihteessa ja elokuun lopulta lokakuun loppuun.

Fluorometrin kalibroinnista huolimatta fluoresenssipitoisuuksien ja näytteistä analysoitujen klorofyllipitoisuuksien välinen tasoero oli huomattava (Kuva 17). Molemmilla mittausmenetelmillä (spektrofotometrinen ja fluorometria) saaduissa pitoisuuksissa oli samansuuntainen kehitys (laskeva ja nouseva trendi) joka syvyydessä kesä- ja heinäkuussa, mutta ei elo- ja syyskuussa (Kuva 17). Klorofyllipitoisuuksien välillä ei ollut korrelaatiota (Pearson, $p>0.05$). 12 metrissä korrelaatio oli kuitenkin tilastollisesti lähes merkitsevä ($p\approx0.09$).

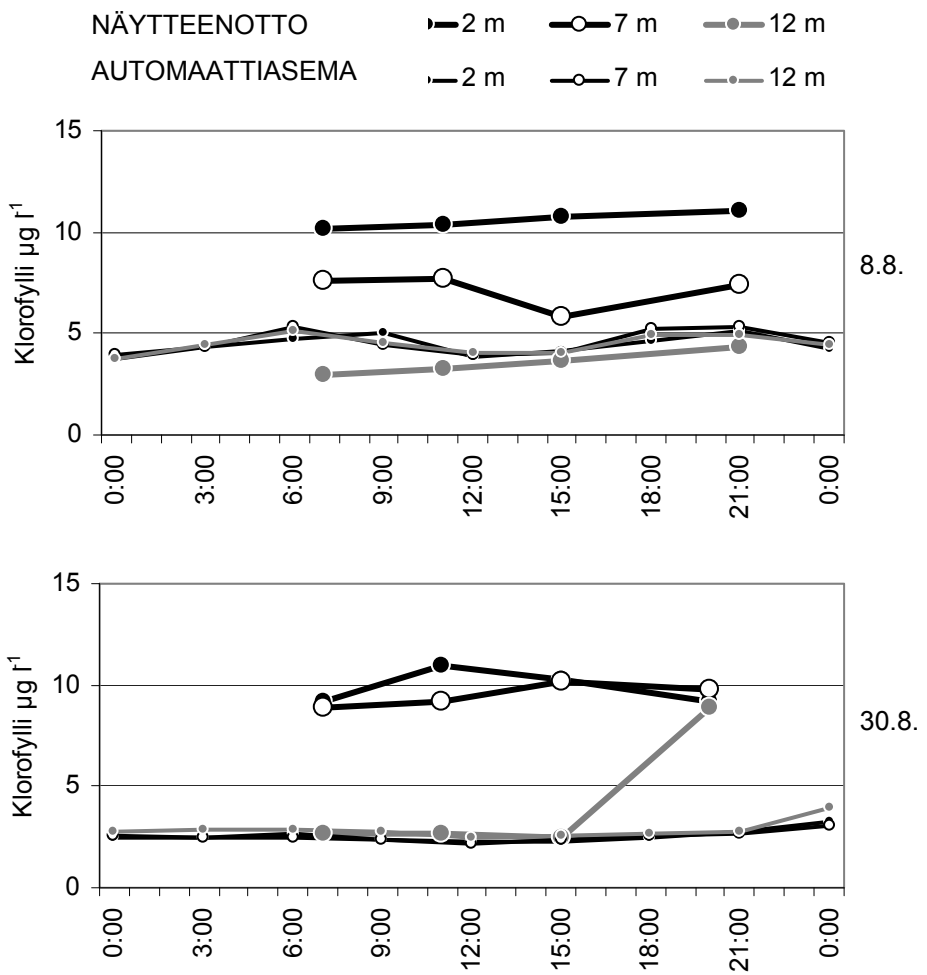


Kuva 17. Näytteistä analysoitu klorofylli *a*:n (a) ja automaattisen vedenlaatu-aseman fluoresenssin mittaukseen perustuvan klorofylli-fluoresenssin (b) pitoisuus (µg l^{-1}) 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. Näytteenotto suoritettiin noin klo 11 ja asema mittasi pitoisuuksia klo 12. Kuvaajan b aika-akselille on merkitty pystyjanoilla ajankohdat, joina suoritettiin mittausantureiden puhdistus.

3.5.1. Vuorokauden sisäinen fluoresenssi ja klorofylli *a*

Kuten edellisessä kappaleessa kävi ilmi, kesällä 2006 havaittiin suurta automaattisen vedenlaatuaseman osoittaman klorofylli-fluoresenssin vaihtelua (Kuva 17b). Kuitenkin päivinä (8.8. ja 30.8.), jolloin intensiivinäytteenotto suoritettiin, vuorokaudenaikainen fluoresenssin vaihtelu oli suhteellisen vähäistä (Kuva 18). Myös näytteistä analysoiduissa klorofylli *a* -pitoisuuksissa vaihtelu oli tällöin vähäistä (Kuva 18). Vain 30.8. 12 m syvyydessä klorofyllipitoisuus nousi merkittävästi (2.5–8.9 $\mu g\ l^{-1}$) iltapäivällä (klo 15 jälkeen). Myös veteen liuenneen hapen pitoisuus nousi tällöin merkittävästi (0.1–3.7 $mg\ l^{-1}$) 12 metrissä.

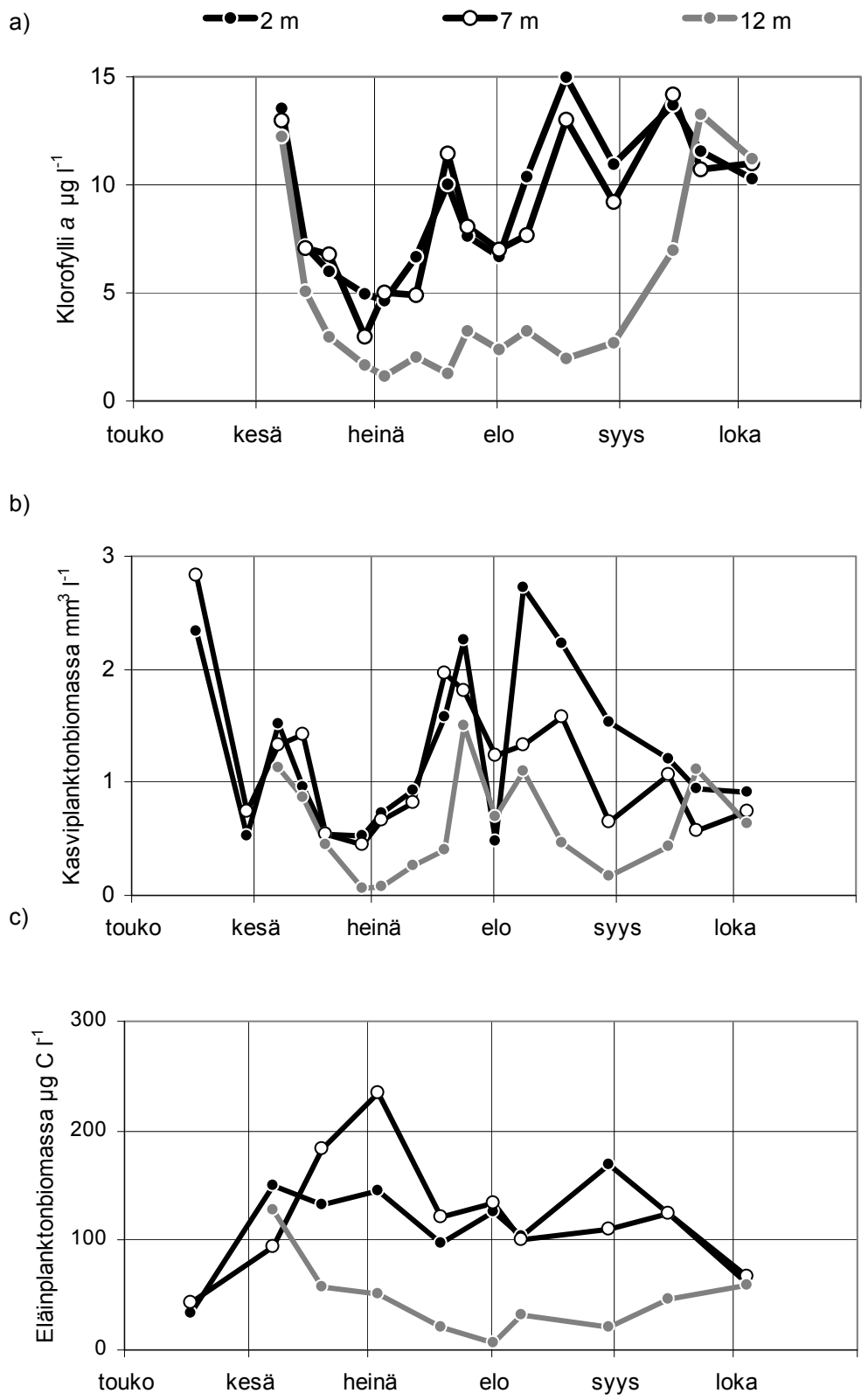
Eri mittausmenetelmin (spektrofotometrinen ja fluorometria) saatujen klorofyllipitoisuuksien välillä ei ollut korrelaatiota (Pearson, $p>0.05$) kumpanakaan intensiivinäytteenottopäivänä.



Kuva 18. Näytteistä analysoitu klorofylli *a* ja automaattisen vedenlaatuaseman osoittama klorofylli-fluoresenssi (µg l^{-1}) eri vuorokaudenaikoina 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä 8.8. ja 30.8.2006. Intensiivinäytteenotto suoritettiin noin klo 7, 11, 15 ja 20 tai 21 ja asema mittasi pitoisuuksia 8 kertaa vuorokaudessa (ajat aika-akselilla).

3.6. Planktondynamiikka

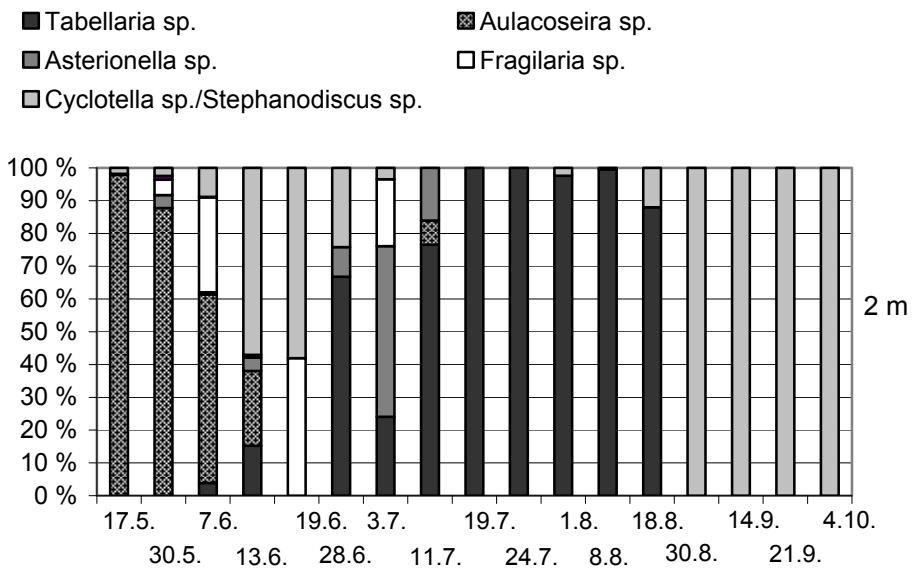
Kasviplanktonin kokonaisbiomassa kehittyi samansuuntaisesti kuin klorofylli *a* -pitoisuus kesän edetessä (Kuva 19a, b). Klorofyllipitoisuus oli suhteessa korkeampi kuin kasviplanktonbiomassa kesäkuun alussa ja syys-lokakuussa. Toisaalta kasviplanktonbiomassa oli korkeampi kuin klorofyllipitoisuus 12 m syvyydessä heinä-elokuussa. Eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli korkein 2 ja 7 metrissä saavuttaen maksimin heinäkuun alussa (7 m) ja elokuun lopussa (2 m) (Kuva 19c).



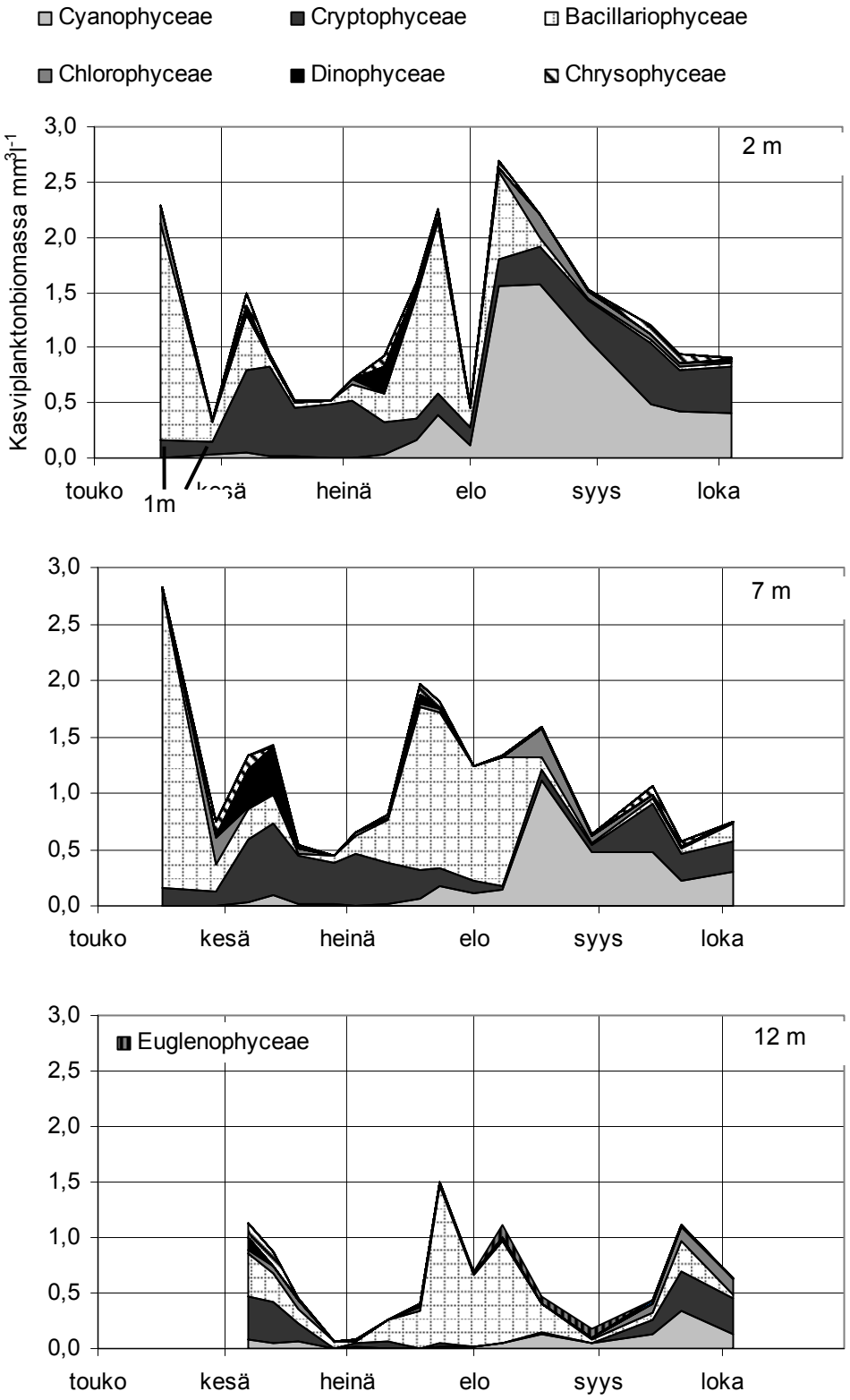
Kuva 19. Klorofylli *a* -pitoisuus (µg l^{-1}) (a), kasviplanktonin kokonaisbiomassa (mm^3 l^{-1}) (b) ja eläinplanktonin kokonaisbiomassa (µg C l^{-1}) (c) 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteestä vuonna 2006.

3.6.1. Kasviplankton

Kasviplanktonryhmien kehittymisessä kesän edetessä oli samankaltaisuutta joka syvyydessä (Kuva 21). Piilevät (Bacillariophyceae) dominoivat toukokuun lopulla, jolloin vallitseva suku oli *Aulacoseira* sp. (Kuva 20). Kerrostuneisuuskauden alussa vallitseva piileväsuku oli *Cyclotella* spp. tai *Stephanodiscus* spp.. Nieluleväbiomassa (Cryptophyceae) kasvoi kesäkuun alussa. Nielulevät oli yleinen ryhmä lähes koko näytteenottokauden ajan joka syvyydessä. Vallitseva suku oli *Cryptomonas* spp.. Piilevistä *Tabellaria fenestrata asterionelloides* oli erityisen yleinen heinä-elokuussa joka syvyydessä. Syanobakteereista (Cyanophyceae) etenkin *Anabaena* spp. ja *Aphanizomenon* spp. olivat yleisiä heinäkuun puolivälistä (2 ja 7 m) ja elokuun alusta (12 m) lähtien lokakuun alkuun saakka. Syanobakteeribiomassa oli korkein 2 m ja alhaisin 12 m syvyydessä. Piilevät *Cyclotella* spp. tai *Stephanodiscus* spp. yleistyivät syystäyskierron alkaessa.



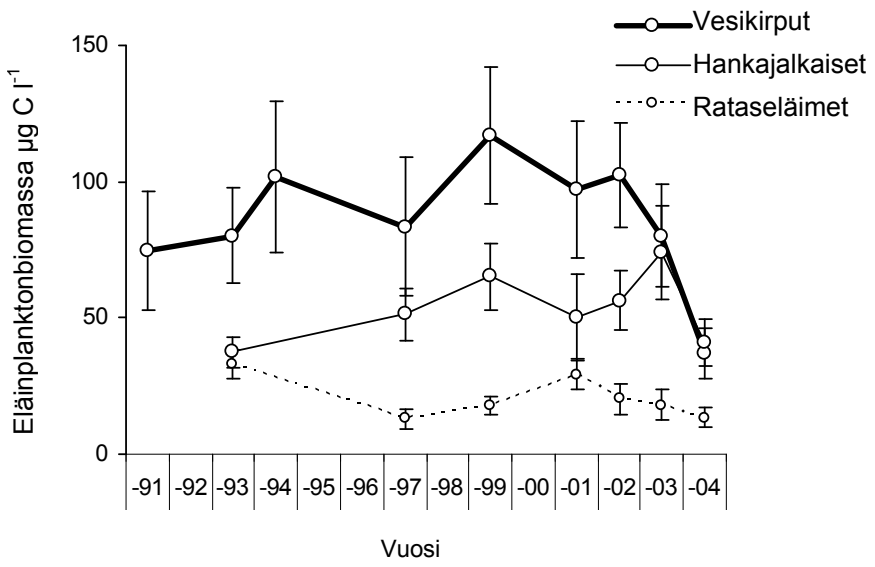
Kuva 20. Esimerkki piileväsukujen (Bacillariophyceae) kehityksestä 2 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.



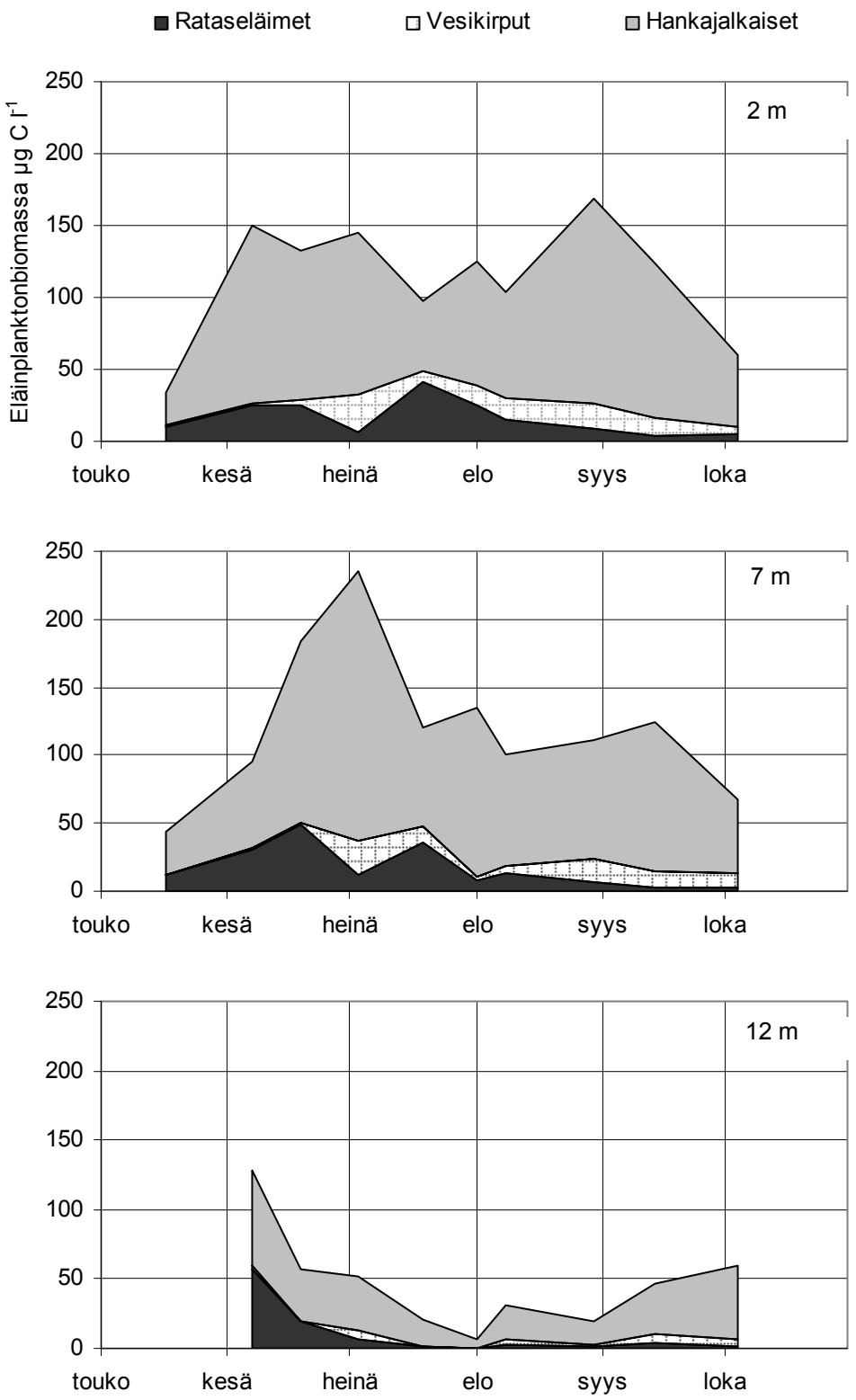
Kuva 21. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa ($mm^3\ l^{-1}$) ryhmittäin 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. 17. ja 30.5. 2 m näytteenotto tehtiin poikkeuksellisesti 1 m syvyydestä.

3.6.2. Eläinplankton

Eläinplanktonin kokonaisbiomassa koostui suurimmaksi osaksi (67–92 %) hankajalkaisista (Kuva 23). Hankajalkaisbiomassa oli korkeimmillaan kesä-heinäkuun vaihteessa (7 m) sekä kesäkuussa ja elo-syyskuun vaihteessa (2 m). Vesikirppujen kokonaisbiomassa oli pieni, kuten edellinäkin vuosina (Kuva 22). Vallitseva suku oli *Daphnia* spp.. Rataseläinten kokonaisbiomassa oli suhteellisen korkea kesä- ja heinäkuussa (Kuva 23). *Asplanchna* spp. ja *Keratella cochlearis* vallitsivat.



Kuva 22. Vesikirppujen, hankajalkaisten ja rataseläinten kokonaisbiomassojen (µg C l^{-1}) avovesikauden keskiarvot ja keskiarvojen keskivirhe päällysvedessä (0-10 m) Enonselän syvännepisteessä vuosina 1991–2004 (Vakkilainen ym. 2004).

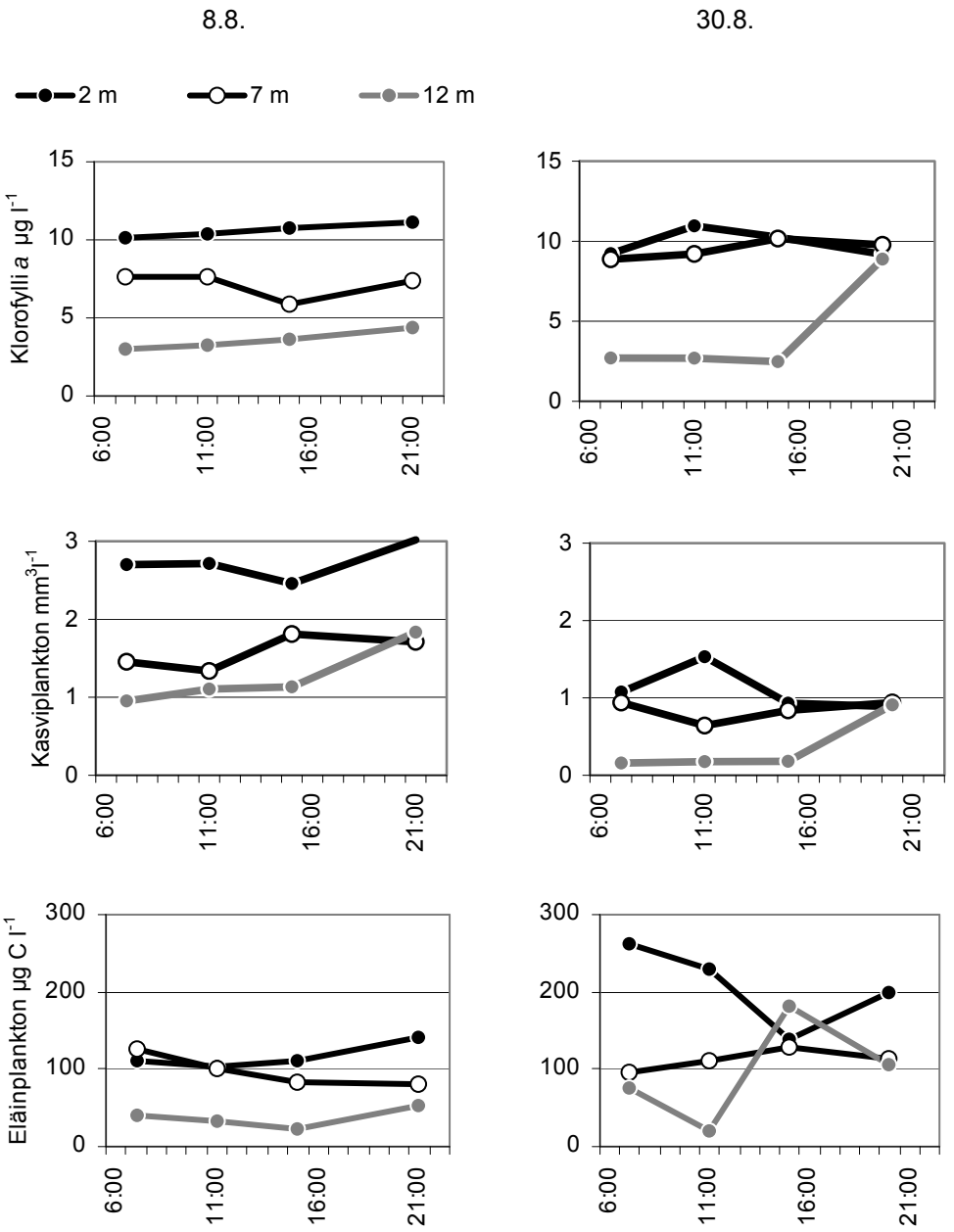


Kuva 23. Rataseläinten, vesikirppujen ja hankajalkaisten kokonaisbiomassa (µg C l^{-1}) 2, 7 ja 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. 17.5. 2 m näytteenotto tehtiin poikkeuksellisesti 1 m syvyydestä.

3.6.3. Vuorokauden sisäinen planktondynamiikka

Kuten kappaleessa 3.6.1. kävi ilmi, kasviplanktonbiomassa oli huomattavasti korkeampi intensiivinäytteenottopäivänä 8.8. kuin 30.8. (Kuva 21). Klorofylli *a* -pitoisuudet nousivat 8.8. joka syvyydessä päivän edetessä (klo 7-21) (Kuva 24). Sama kehitys oli havaittavissa kasviplanktonin kokonaisbiomassassa. Toisena intensiivinäytteenottona 30.8. klorofyllipitoisuus ja kasviplanktonbiomassa nousivat merkittävästi 12 m syvyydessä iltapäivällä (klo 15 jälkeen).

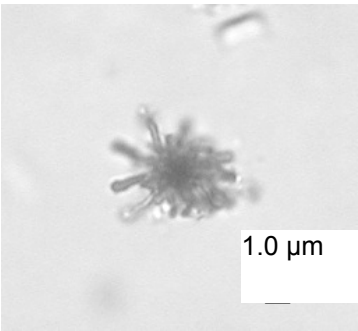
Eläinplanktonbiomassa oli suurin pintavedessä (2 ja 7 m) ja pienin syvällä (12 m) (Kuva 24). 30.8. iltapäivällä eläinplanktonbiomassa nousi kuitenkin merkittävästi 12 metrissä.



Kuva 24. Vuorokauden sisäinen klorofylli *a* -pitoisuuden (µg l^{-1}), kasviplanktonin (mm^3 l^{-1}) ja eläinplanktonin (µg C l^{-1}) kokonaisbiomassan kehitys 2, 7 ja 12 m syvyydessä. Näytteenotto suorittiin Enonselän syvännepisteestä 8.8. ja 30.8.2006 noin klo 7, 11, 15 ja 20 tai 21.

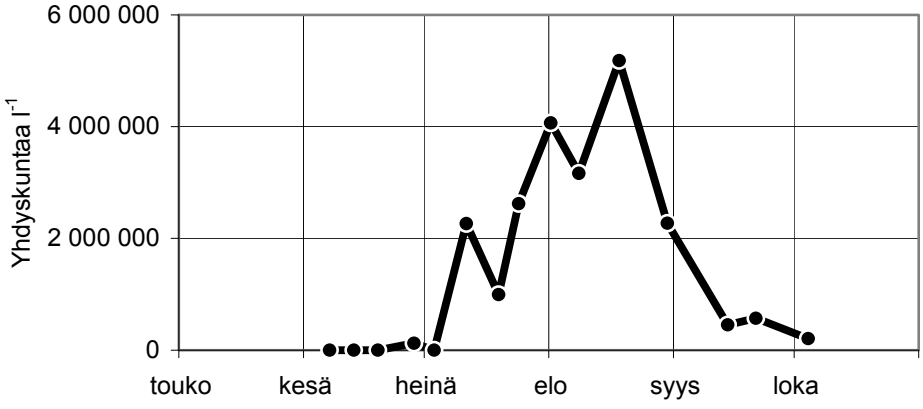
3.6.4. Bakteeriplankton (*Planctomyces bekefii*)

Planctomyces bekefii on planktinen rautabakteerilaji (Kuva 25), jolla on erikoinen morfologia: solut (läpimitta 0.5–1.0 µm) ovat pyöreät ja sijaitsevat (3-20 solua) säteittäisesti haaroittuneiden ohuiden limavarsien päissä (Tikkanen 1986, Schmidt & Starr 1980a). Yhdyskunnan läpimitta näytteissä oli noin 4-6 µm. Bakteeria esiintyi sekä värittömänä että raudanpunaisena (yleisempi).



Kuva 25. Planktinen rautabakteeri *Planctomyces bekefii* (Bacteriophyta).

Bakteeriplankton *Planctomyces bekefii* (Bacteriophyta) esiintyi kasviplankton-näytteissä 12 m syvyydessä erittäin runsaana heinäkuun alusta lokakuun alkuun saakka (Kuva 26). *P. bekefii*'tä oli (28.6.–4.10.) noin 85 % kasviplanktonin kokonaismäärään (12 m) suhteutettuna. Näytteissä, joissa oli paljon bakteeria, oli myös silmämääräisesti paljon kuollutta kasviplanktonainesta eli triptonia. *P. bekefii* saavutti maksiminsa elokuussa (Kuva 26).



Kuva 26. *Planctomyces bekefii* (Bacteriophyta) (yhdyskuntaa l^{-1}) 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.

3.7. Klorofylli *a* -menetelmä

Klorofylli *a* -pitoisuus oli korkeampi lähes joka mittauskerta, kun suotimet oli pakastettu etanolissa verrattuna siihen, että ne oli pakastettu ilman etanolia ”kuivana”. Klorofylli säilyi noin 12 % paremmin etanolissa pakastettuna (Taulukko 6).

Taulukko 6. Eri menetelmin (etanoli ja ”kuiva”) käsiteltyjen suotimien klorofylli *a* -pitoisuuksista laskettu vertailuprosentti (%) ja vertailuprosenttien keskiarvo (ja keskiarvon keskiarvo). Alla on esitetty pakastusaika vuorokausina. Näytteet otettiin Enonselän syvänne- ja matalikkopisteestä kesällä 2006.

Paikka ja syvyys (m)	**11.7.**	**19.7.**	**24.7.**	**1.8.**	**8.8.**	**18.8.**	**30.8.**	**14.9.**	**21.9.**	**4.10.**	**ka**
Syvänne 0-5	-1.5	32.3	16.3	9.9	12.1	1.7	2.1	34.1	4.7	-16.7	9.5
Syvänne 5-10	14.8	46.7	14.4	30.2	5.9	-4.3	-1.9	9.9	7.5	27.7	15.1
Matalikko 0-5	13.7	20.6	25.8	18.6	9.8	15.5	-4.7	-24.2	28.9	15.1	11.9
Matalikko 5-8	30.8	22.9	19.1	30.8	9.2	10.5	-8.2	-2.5	1.3	10.3	12.4
											12.2
Pakastusaika (vrk)	7	14	14	14	2	13	1	14	15	21	

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Lämpötila ja happipitoisuus

Automaattisen vedenlaatuaseman aineistossa havaittu huomattava lämpötilan ja happipitoisuuden vaihtelu 10 m syvyydessä saattoi aiheutua sisäisestä aaltoliikkeestä (sisäinen seiche). Väliveden rajapinnan sijaitessa noin 10 metrissä, mittausanturi oli välillä välivedessä ja välillä alusvedessä. Seiche aiheutuu yleensä pitkäkestoisesta tuulesta siten, että vedenpinta on altaan toisessa päässä korkeammalla kuin toisessa. Tämä veden pinnan vapaan heilahtelun aikaansaama seisova aallokko aiheuttaa alusveden virtauksia. Ilmiö voi kestää muutamasta minuutista useaan tuntiin. Painovoima pyrkii palauttamaan vedenpinnan takaisin tasapainotilaan. (Tirri ym. 2001, Kalff 2002)

Näytteenoton manuaalisen mittauksen aineistossa heinäkuun puolivälissä havaittu lämpötilan ja happipitoisuuden yhtäaikainen kohoaminen saattoi olla Langmuirin spiraalien aiheuttama päällysveden sekoittuminen väliveteen. Langmuirin alaspäin kulkevat spiraalit syntyvät tuulen voimakkuuden ollessa yli 2-3 m s^{-1}. (Wetzel 2001)

Automaattisen vedenlaatuaseman useasti vuorokaudessa suoritettava lämpötilan ja hapen mittaus mahdollistivat täyskiertojen ja hapettomien ajanjaksojen tarkan havaitsemisen. Manuaalisen näytteenoton avulla tieto järvessä tapahtuvista muutoksista tulee usein viiveellä. Mittausaseman mittaukset (5 m välein) antoivat suuntaa-antavaa tietoa harppauskerroksen ja hapettoman vyöhykkeen sijainnista, joten happiantureita voisi olla tiheämmässä. Näytteenoton yhteydessä suoritetut mittaukset (1-2.5 m välein) täydensivät aseman tietoja.

On tärkeää, että antureiden kuntoa ylläpidetään puhdistamalla ja huolehditaan, että niiden johtimet eivät sotkeudu toisiinsa tai aseman kiinnitysvaijereihin, jolloin vertikaalisen mittauksen syvyydet eivät ole oikeat. Jos antureiden tiheyttä lisätään,

olisi mahdollisesti kehitettävä apuväline (verkko, putki tms.), joka pitäisi anturit niille tarkoitetuissa syvyyksissä ja estäisi sotkeutumisen.

Automaattisen vedenlaatuaseman mittaus antoi tietoa järven tilasta silloinkin, kun näytteenotto järvellä ei ollut mahdollista. Asema tulee hakea pois järveltä kuitenkin ennen jäiden tuloa.

Vedenlaatuaseman ja näytteenoton yhteydessä suoritetun mittauksen happipitoisuuksien eroavaisuuden 5 m syvyydessä selittänee virheelliset kalibrointiarvot.

Automaattisen vedenlaatuaseman tulokset vastasivat samasta näytepisteestä mitatun lämpötilan ja veteen liuenneen hapen pitoisuutta, mikä tukee hypoteesia 1. Mittausten välisellä kellonaikojen erollakaan ei osoittautunut olevan merkittävää vaikutusta. Automaattinen mittaus vaikuttaa luotettavalta menetelmältä lämpötilan ja happipitoisuuden seurantaan.

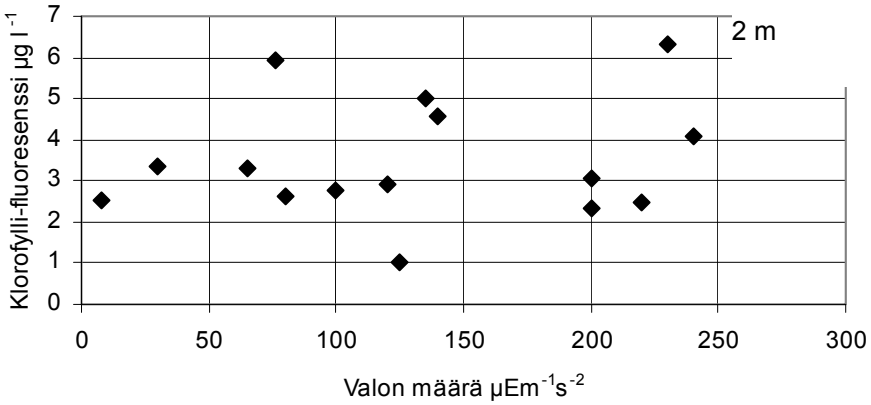
Automaattinen lämpötilan ja hapen mittaus toivat lisäarvoa kattavan tiedon muodossa (reaaliaikainen ja tiheästi suoritettava mittaus) perinteiseen 1-2 viikon välein tehtävään seurantaan, mikä tukee hypoteesia 2. Näytteenoton yhteydessä suoritettava mittaus voitaisiin periaatteessa korvata täysin automaattisella mittauksella.

4.2. Fluoresenssi ja klorofylli *a*

Edellisessä kappaleessa mainittu Langmuirin spiraalien aiheuttama päällysveden sekoittuminen väliveteen vaikutti heinäkuun puolivälissä mahdollisesti myös siihen, että klorofylli *a* - ja fluoresenssipitoisuudet 2 ja 7 m syvyydessä olivat lähellä toisiaan.

Automaattisen vedenlaatuaseman osoittamien fluoresenssipitoisuuksien ja näytteistä analysoitujen klorofyllipitoisuuksien välinen tasoero osoittanee fluorometrin kalibroinnissa olevan ongelmia. Optisten mittauspintojen puhdistuksella ei havaittu olevan vaikutusta fluoresenssin mittaukseen. Paikan päällä suoritettujen puhdistusten lisäksi mittauspintoja pitää puhtaana vedenlaatuaseman (SCUFA®) puhdistusyksikkö (The Copper Anti-fouling System), jossa kupariosista liukenevat kupari-ionit ehkäisevät organismien kasvua. Pitkät mittauslinjat ja niiden likaantuminen saattaa häiritä fluoresenssimittausta. (Turner Designs 2004)

Valon määrä ei vaikuttanut fluoresenssiin edes ylimmässä mitatussa vesikerroksessa (2 m) (Kuva 27). Useissa tutkimuksissa (Kiefer 1973a ja 1973b, Abbott ym. 1982, Uehlinger 1985, Kolber & Falkowski 1993) valon on osoitettu vaikuttavan fluoresenssin mittaukseen vähentäen sen pitoisuutta sitä enemmän mitä korkeampi valon intensiteetti on (fotoinhibitio). SCUFA® korjaa automaattisesti virheen, jossa lämpötilan noustessa fluoresenssin signaali laskee (Turner Designs 2004).

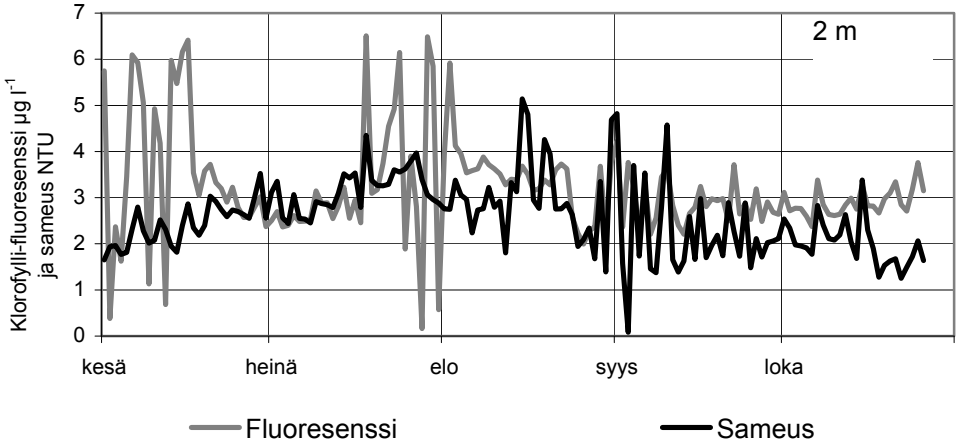


Kuva 27. Manuaalisesti mitatun valon määrän ($\mu Em^{-1}s^{-2}$) ja automaattiaseman osoittaman klorofylli-fluoresenssin pitoisuuden ($\mu g\ l^{-1}$) välinen suhde 2 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä 1.6.–26.10.2006.

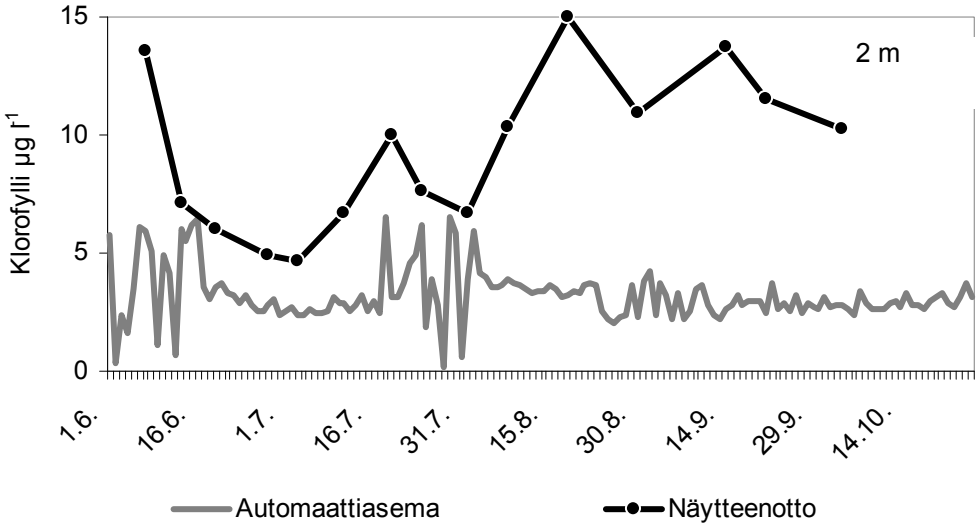
Sameuden vaikutus fluoresenssimittaukseen riippuu sen voimakkuudesta ja vaihtelusta sekä partikkeleista, jotka sen aiheuttavat (Turner Designs 2004). Sameuden ja fluoresenssin välillä oli positiivinen korrelaatio (Pearson, $p<0.01$) joka mitatussa syvyydessä, jolloin sameuden määrän lisäännyttyä myös

fluoresenssin pitoisuus nousi. Yleisesti ottaen suuri osa sameuden aiheuttamista partikkeleista on ollut tästä päätellen kasviplanktonsoluja.

Elo-syyskuun vaihteessa alkanut syystäyskierto näkyi heikosti automaattisen vedenlaatuaseman osoittaman fluoresenssin tuloksissa (vähän vaihtelua) verrattuna kesäkuun alun kevättäyskiertoon (Kuva 28). Syy kesäkuun lievään sameuteen, sen vähäiseen vaihteluun ja nousevalle trendille on epäselvä.



Kuva 28. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama klorofylli-fluoresenssin pitoisuus (µg l^{-1}) ja sameuden määrä (NTU) 2 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.



Kuva 29. Automaattisen vedenlaatuaseman osoittama klorofylli-fluoresenssi ja näytteistä analysoitu klorofylli *a* (µg l^{-1}) 2 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.

Runsaiden sateiden aiheuttama sameuden määrän lisääntyminen elokuun puolivälissä häiritsi mahdollisesti fluoresenssin mittausta (Kuva 28, Kuva 29). Tämä ei kuitenkaan selitä kokonaan sitä, miksi elokuun alun näytteistä analysoitu klorofylli *a* -pitoisuuden nousu ja alkanut syanobakteerikukinta ei näy automaattiaseman fluoresenssituloksissa. Syy tähän voi olla puutteellisessa kalibroinnissa tai laitteen toimintahäiriössä.

Intensiivinäytteenotossa 30.8. näytteistä analysoitu klorofylli *a* -pitoisuus nousi 12 m syvyydessä vesipatsaan sekoittumisen myötä. Automaattiaseman osoittamassa fluoresenssissa vaste näkyi kuitenkin vasta muutamaa tuntia myöhemmin. Tämä johtui mahdollisesti sameuden lisääntymisestä veden sekoittumisen myötä.

Automaattisen vedenlaatuaseman tulokset eivät vastanneet samasta näytepisteestä otettujen klorofylli *a* -näytteiden antamia tuloksia, mikä ei tue hypoteesia 1. Näin ollen fluorometria ei ole luotettava menetelmä levämäärien seurantaan. Fluoresenssimittaus ei tuonut myöskään lisäarvoa 1-2 viikon välein tehtävään seurantaan, mikä ei tue hypoteesia 2. Se antoi väärää tietoa leväbiomassan kehittymisestä ja eikä sen avulla voitu todeta syanobakteerikukintaa.

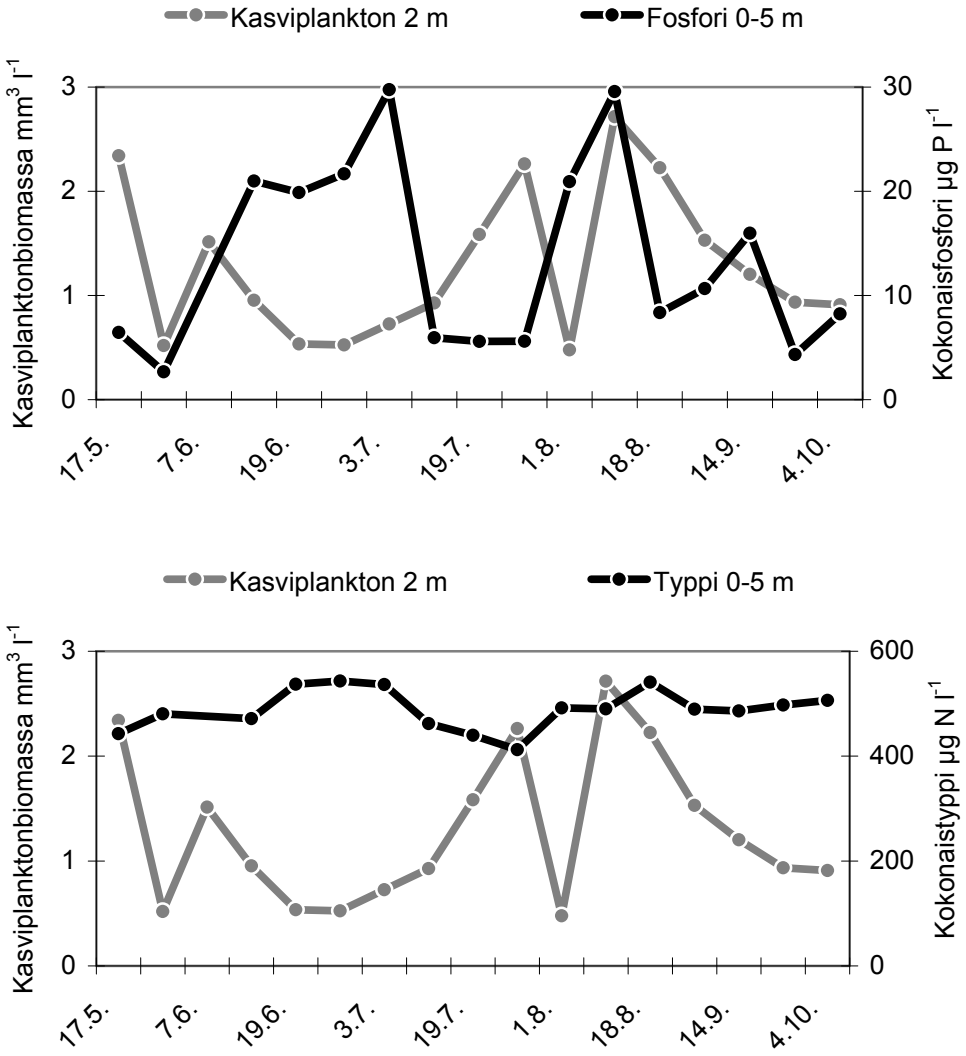
Jos automaattinen *in situ* fluoresenssimittaus toimisi moitteettomasti, se voisi periaatteessa korvata seurantanäytteenoton klorofylli *a* -pitoisuuden analysoinnin osalta. Koko kasviplanktonseurantaa se ei kuitenkaan korvaisi, mutta helpottaisi ja täydentäisi sitä. Vesijärven automaattinen vedenlaatuasema ei fluoresenssi-mittauksen puutteellisuuden lisäksi anna tietoa kasviplanktonbiomassan tuotantoon liittyvistä häviöistä tai resursseista: eläinplanktonbiomassasta, ravinteista tai valon määrästä. Näytteenotto ja parametrien (paitsi lämpötila ja happi) manuaalinen mittaus on välttämätöntä järven tilan seurannassa.

4.3. Planktondynamiikka

Vesipatsas oli suhteellisen hyvin sekoittunut 2 ja 7 m välillä lähes koko näytteenottokauden ajan johtaen siihen, että klorofylli *a* -pitoisuudet olivat suunnilleen samalla tasolla näissä syvyyksissä. Klorofyllipitoisuuden ja kasvi- ja eläinplanktonin kokonaisbiomassan kohoaminen 12 m syvyydessä kesäkuun alussa ja syyskuussa oli yhteydessä täyskiertoihin, jolloin vesipatsaan sekoittuminen on kuljettanut planktonia syvemmälle. Klorofylli *a* -pitoisuuden ja kasviplanktonbiomassan välisiin suhteellisiin eroihin vaikutti mahdollisesti se, että mikroskopoitavista näytteistä ei laskettu pikoplanktonia, jota on erityisen paljon Vesijärvellä. Myös virhelähteet kasviplanktonin määrän (laskettujen näkökenttien vähäinen määrä) ja tilavuuden laskemisessa ovat mahdollisia (Tikkanen 1986).

Piilevät (Bacillariophyceae) dominoivat toukokuun lopulla, jolloin veden lämpötila oli alhainen ja valaistun vesikerroksen paksuus suhteellisen pieni. Piileväbiomassan väheneminen toukokuun lopulla oli luultavasti yhteydessä fosforin vähenemiseen (Kuva 30) ja lisääntyneeseen sedimentaatioon (Wetzel 2001).

Kevättäyskierron jälkeen kasviplanktonlajit ovat usein saalistukselle herkkiä, pieniä ja nopeasti kasvavia r-strategisteja (Harris 1986). Pienikokoiset piilevät ja nielulevät (Cryptophyceae) olivat yleisiä. Nielulevät olivat yleisiä myös syvällä (12 m), koska niiden valon tarve ei ole suuri ja ne pystyvät säätelemään syvyyttään uintiliikkeiden avulla (Wetzel 2001). Kesä-heinäkuun eläinplanktonmaksimi oli seurausta sopivan kokoisen kasviplanktonin tiheyden kasvusta ja veden lämpenemisestä (Kuva 31). Toisaalta eläinplanktonpopulaatioiden kokoon ja vertikaaliseen jakaumaan saattaa vaikuttaa kalojen saalistus (Horppila 1997).



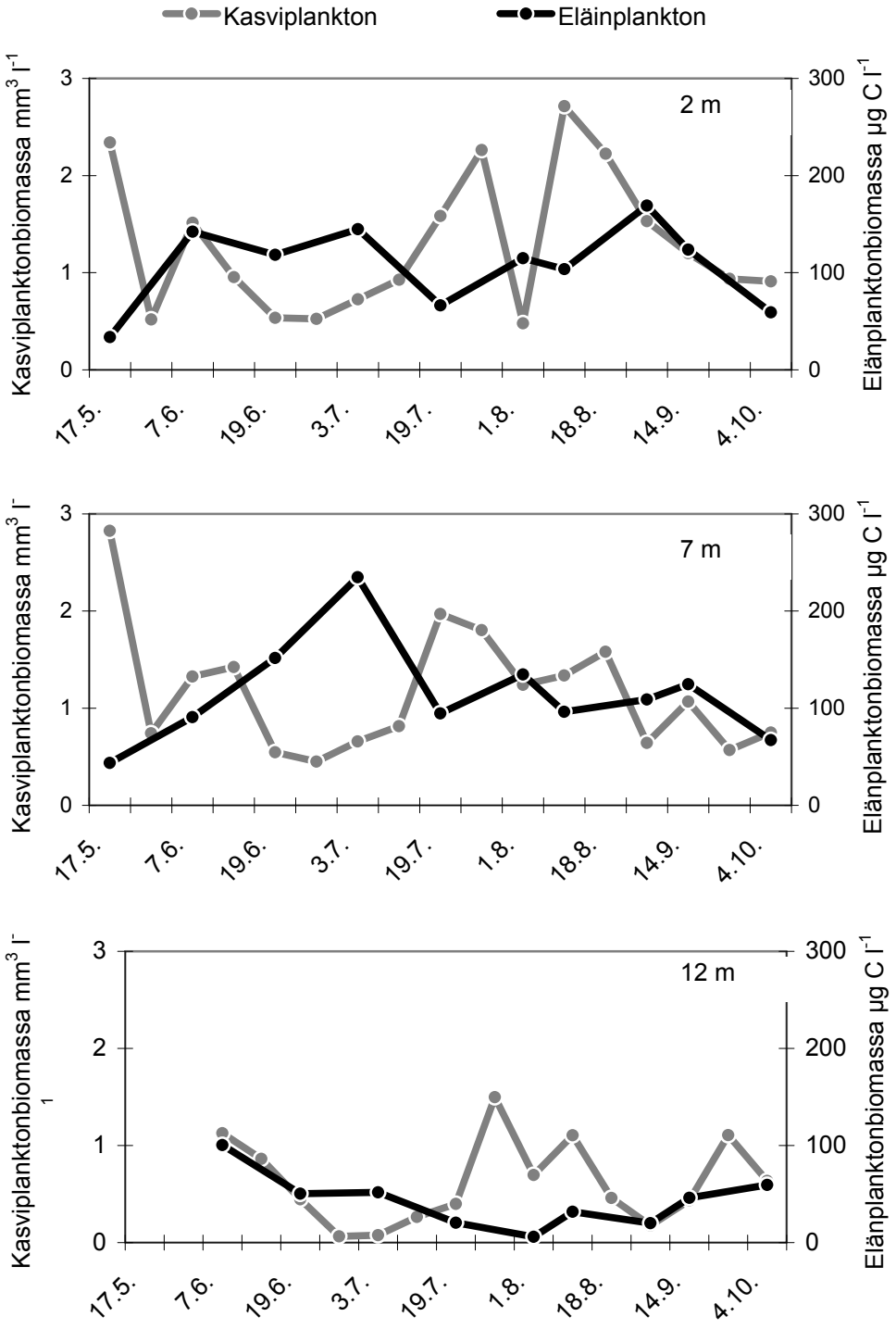
Kuva 30. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa (mm^3 l^{-1}) 2 m ja totaalifosforipitoisuus (µg P l^{-1}) -typpipitoisuus (µg N l^{-1}) 0-5 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006. 17.5. ja 30.5. 2 m näytteenotto tehtiin poikkeuksellisesti 1 m syvyydestä.

Kuvassa 31 on havainnollistettu kasviplanktonin ja herbivori- eli kasvinsyöjäeläinplanktonin kehitys suhteessa toisiinsa. Herbivorieläinplanktonin biomassasta on poistettu petojen *Asplanchna* spp. ja *Leptodora kindtii* osuus. Eläinplanktonmaksimista aiheutuneen saalistuksen myötä kasviplanktonbiomassa laski kesä-heinäkuussa. Tästä aiheutuneen ”kirkasvesikauden” (engl. clear-water phase) aikana myös valaistun vesikerroksen paksuus oli korkea. Vesikirppujen alkukesän maksimin aikaan vesi on yleensä suhteellisen kirkasta partikkelien suodatuksen myötä (Talling 2003).

Mahdollisesti vesikirppujen vähäisyydestä johtuen kasviplanktonbiomassa jäi kuitenkin suhteellisen korkeaksi ”kirkasvesikaudella”, sillä hankajalkaiset eivät ole niin tehokkaita laiduntajia kuin vesikirput (Vanni & Temte 1990). Voimakkaan saalistusvaikutuksen (top-down) myötä kasviplanktonbiomassa oli alhainen (Kuva 31) ja eläinplanktonin ravinnekierrätyksen (bottom-up) kautta ravinnepitoisuudet korkealla tasolla (Kuva 30) kesäkuun puolivälistä heinäkuun alkuun saakka. Laidunnuksen ja ravinnekontrollin vaikutuksen voimakkuus voi kuitenkin vaihdella vallalla olevista kasviplanktonlajeista riippuen (Vanni & Temte 1990, Gliwicz 2002). Kerrostuneisuuskaudella, jolloin ravinteiden niukkuus voi rajoittaa kasviplanktonin kasvua, eläinplanktonin ravinteiden kierrätys on tärkeää (Lampert & Sommer 1997).

Kasviplankton saavutti toisen maksiminsa heinäkuun puolivälissä. Tällöin suurikokoinen ja huonosti syötävä piilevä *Tabellaria fenestrata asterionelloides* vallitsi. Eläinplanktonbiomassa kasvoi heinäkuun puolivälistä alkaen vasteena kasviplanktonbiomassan nousuun (Kuva 31). Syystäyskierron alkaessa pienikokoiset suvut *Cyclotella* tai *Stephanodiscus* olivat vallitsevia niiden keijumiskyvyn ansiosta (Reynolds 1984).

Syanobakteerien (Cyanophyceae) runsastumista heinäkuun puolivälistä alkaen edesauttoivat korkeat ravinnepitoisuudet (Kuva 30). Nämä K-strategistit käyttävät tehokkaasti resursseja ja pystyvät vastustamaan saalistusta ja sedimentaatiota (Talling 2003). Syanobakteerit voivat säädellä syvyyttään kaasuvakuolien avulla. Tämä lisää varjostusta suosien suurempia syanobakteerien solukokoja tai yhdyskuntia, jolloin enemmän biomassaa mahtuu valoisaan vesikerrokseen. Syanobakteerit voivat myös sitoa ilmakehän typpeä. Niillä on siis myös tässä suhteessa kilpailuetu muihin leviin nähden. (Harris 1986, Wetzel 2001)



Kuva 31. Kasviplanktonin (mm^3 l^{-1}) ja herbivori-eläinplanktonin (µg C l^{-1}) kokonaisbiomassojen kehitys 2, 7 ja 12 m syvyydessä vuonna 2006. 17.5. ja 30.5. 2 m näytteenotto tehtiin poikkeuksellisesti 1 m syvyydestä.

Klorofylli *a*:n ja valon määrän välillä ei ollut korrelaatiota 7 ja 12 m syvyydessä, mutta 2 metrissä korrelaatio oli negatiivinen (Pearson, $p<0.05$), jolloin valon määrän noustessa klorofyllipitoisuus laskee ja päinvastoin. Kyseessä on fotoinhibitio, joka rajoittaa kasviplanktonbiomassan kasvua vedenpinnan läheisyydessä (Wetzel 2001). Klorofylli *a* ja lämpötila eivät korreloineet missään mitatussa syvyydessä.

Intensiivinäytteenotossa eläinplanktonbiomassa oli päivällä suurimmillaan veden pintakerroksessa. Yleensä eläinplankton on syvällä päivällä ja ui ylös pinnan läheisyyteen yöllä, vaikka myös päinvastaista liikehdintää on havaittu (Lampert & Sommer 1997).

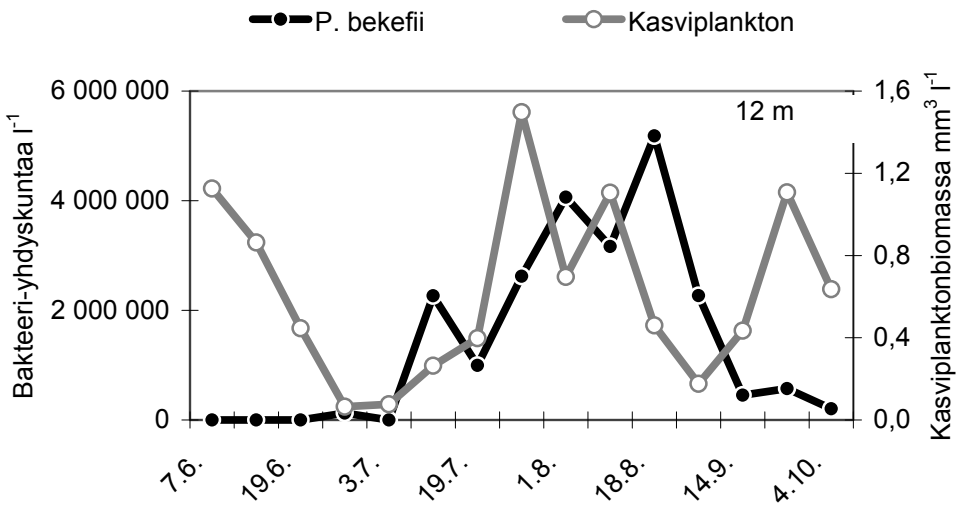
Veden sekoittuminen 30.8. lisäsi ravinteiden määrää ylemmissä vesikerroksissa (2 ja 7 m) ravinnepitoisuuksien laskiessa syvällä (12 m). Vesimassan sekoittuessa happipitoisuus ja kasviplanktonbiomassa nousivat syvällä (12 m). Myös eri syvyyksien ravinnemäärät tasoittuivat. Sekoittuminen vaikutti myös eläinplanktonin vuorokauden sisäiseen kehitykseen.

Intensiivinäytteenotoissa valaistun vesikerroksen paksuuden ollessa suurin, kasviplanktonbiomassa oli korkein pinnalla (2 m). Totaalityppipitoisuuden ollessa korkea, myös kasviplanktonbiomassa oli suuri. Tämä osoitti typen olleen kasvua rajoittava ravinne.

Lämpötilan, valon ja ravinteiden sekä eläinplanktonlaidunnuksen havaittiin vaikuttavan kasviplanktonin ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan, vaikka korrelaatio ei aina ollut tilastollisesti merkitsevä klorofylli *a* -pitoisuuden ja fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien välillä. Tämä tukee hypoteesia 3.

4.3.1. Bakteeriplankton (*Planctomyces bekefii*)

Planktinen rautabakteerilaji *Planctomyces bekefii* (Bacteriophyta) on erittäin yleinen eutrofisissa vesissä muodostaen ajoittaisia massaesiintymiä (Tikkanen 1986). Bakteeri osoittautui anaerobiseksi yleistyen merkittävästi hapen vähetessä. Kasviplanktonbiomassalla ja *P. bekefii*'llä havaittiin olevan yhteys (Kuva 32). Kasviplanktonmaksimeja heinäkuun lopulla ja elokuun alussa seurasi *P. bekefii*'n massaesiintyminen viiveellä. Toisaalta kasviplanktonbiomassan minimiä elokuun alussa seurasi *P. bekefii*'n väheneminen. Kasviplanktonin sisältämä orgaaninen hiili stimuloi bakteeriplanktonin tuotantoa (Vrede 1996, Vrede ym. 1999). Kyseisen bakteeriplanktonlajin ollessa yleinen, kasviplanktonia dominoi suurikokoinen ja huonosti eläinplanktonin laidunnettavissa oleva piilevä *Tabellaria fenestrata asterionelloides* (Bacillariophyceae).



Kuva 32. *Planctomyces bekefii* (Bacteriophyta) (yhdyskuntaa l^{-1}) ja kasviplanktonbiomassa (mm^3 l^{-1}) 12 m syvyydessä Enonselän syvännepisteessä kesällä 2006.

Hapettomuus aiheuttaa sedimenttiin sitoutuneen raudan liukenemista (rautapitoisuutta ei mitattu tässä tutkimuksessa). Rautabakteeri käyttää rautamineraaleja aineenvaihdunnassaan. Bakteeriplanktonille fosfori on kriittinen ravinne (Morris & Lewis 1992, Vrede 1996, Vrede ym. 1999). Typpi ei rajoita bakteeriplanktonin tuotantoa, mutta voi vaikuttaa yhdessä fosforin kanssa (Vrede

ym. 1999). Päällysveden fosforipitoisuus oli suhteellisen matala heinäkuussa. Alusvedestä on kuitenkin todennäköisesti päässyt ravinteita 12 m syvyyteen (Langmuirin virtaukset, seichet). (Wetzel 2001)

Lämpötilan nousu vaikutti mahdollisesti osaltaan *P. bekefii*'n massaesiintymisen muodostumiseen elokuun puolivälissä. Bakteeriplanktonin kasvun on havaittu olevan yhteydessä lämpötilaan, etenkin kun kyse on suhteellisen alhaisista lämpötiloista (<10-15 °C) (Morris & Lewis 1992, Tibbles 1996, Simon & Wünsch 1998).

Eläinplanktonlaidunnus vaikutti mahdollisesti ajoittain *P. bekefii*'n vähenemiseen. Korkea eläinplanktonbiomassa saattoi pitää bakteerimäärän alhaisena kesäkuussa. Myös 8.8. eläinplanktonbiomassan nousulla ja bakteerin vähenemisellä oli mahdollisesti yhteys. Elokuun puolivälissä havaitun massaesiintymisen jälkeinen merkittävä *P. bekefii*'n väheneminen saattoi johtua käytettävissä olevien ravinteiden puutteesta. Myös virukset voivat aiheuttaa merkittävää bakteerikuolleisuutta (Wetzel 2001). Bakteerin vähenemiseen näytti vaikuttavan myös syystäyskierron alkaminen happipitoisuuden nousun myötä.

4.4. Klorofylli *a* -menetelmä

Lasikuitusuodattimelle kerätty klorofylli *a* säilyi paremmin pakastettaessa etanoliin kuin pakastettuna "kuivana", mikä tukee hypoteesia 4.

Säilöntämenetelmien lisäksi vesinäytteiden suodatusaika ja/tai -voimakkuus saattavat vaikuttaa klorofylli *a*:n säilymiseen aiheuttaen solujen rikkoutumista. Pidentynyt suodatusaika (yli 10 min) tai liian voimakas imu (> 0.3 atm) saattavat selittää sen, miksi etanolissa pakastaminen ei taannut joka näytteessä suurempaa klorofyllipitoisuutta. (Wasmund ym. 2006)

Vesinäytteen tilavuutta voisi harkita pienennettävän (esim. 600 ml), jolloin suodattamiseen kuluva aika lyhenisi. Toisaalta *in vivo* fluoresenssin käyttöä voisi harkita näytteen käsittelyyn kuluvan ajan lyhentämiseksi.

5. Yhteenveto

Automaattisen vedenlaatuaseman reaaliaikainen ja monta kertaa vuorokaudessa suoritettu mittaus toi kattavampaa tietoa vesistön fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista ja niiden kehittymisestä kuin harva ja satunnainen seurantanäytteenotto. Asema antoi tietoa järven tilasta myös silloin, kun sääolojen vuoksi näytteenotto ei ollut mahdollista.

Näytteenoton yhteydessä suoritettava manuaalinen lämpötilan ja hapen mittaus olisi korvattavissa automaattisella mittauksella, jonka etuja ovat täyskiertojen ja hapettomien ajanjaksojen tarkka havaitseminen. Antureiden määrää vertikaalisesti tihentämällä harppauskerroksen ja hapettoman vyöhykkeen tarkka paikannus olisi myös mahdollista.

Vedenlaatuaseman automaattinen fluoresenssin mittaus ei osoittautunut luotettavaksi menetelmäksi levämäärien seurantaan eikä sen avulla voitu todeta syanobakteerikukintaa. Fluorometrin kalibroinnissa oli luultavasti ongelmia. On myös mahdollista, että pitkät mittauslinjat ja niiden likaantuminen häiritsee fluoresenssin mittausta. Myös sameuden havaittiin vaikuttavan fluoresenssipitoisuuksiin.

Klorofylli *a* -pitoisuus ja kasvi- ja eläinplanktonin kokonaisbiomassa olivat yleisesti ottaen korkeimmat pintavedessä ja alhaisimmat syvällä. Lämpötila, valo ja ravinteet sekä eläinplanktonlaidunnus vaikuttivat kasviplanktonin ajalliseen vaihteluun ja vertikaaliseen jakaumaan. Myös täyskierto ja veden virtaukset vaikuttivat planktonin vertikaaliseen sijoittumiseen. Bakteeriplanktonin

(*Planctomyces bekefii*) esiintymiseen havaittiin vaikuttavan veteen liuenneen hapen pitoisuus, lämpötila ja kasviplanktonin määrä.

Lasikuitusuodattimelle kerätty klorofylli *a* säilyi paremmin pakastettaessa etanoliin kuin pakastettuna ”kuivana”.

6. Kiitokset

Kiitän työn ohjauksesta professori Timo Kairesaloa ja tohtori Kirsi Vakkilaista. Haluan osoittaa kiitoksen myös Marko Järviselle avusta kasviplanktonin tunnistamisessa ja laborantti Marianne Lehtoselle avusta ravinneanalyysien toteuttamisessa. Vedenlaatuasemaan liittyvästä ohjeistuksesta ja tiedoista kiitoksen ansaitsevat Antti Lindfors Luode Consulting Oy:stä ja Antti Lehikoinen Nevicom Oy:stä. Kiitos tutkimusavustaja Tuukka Ryynäselle, jota ilman näytteenotto ei olisi ollut mahdollista. Kiitos myös kaikille muille minua auttaneille ja tukeneille.

7. Kirjallisuus

Abbott, M. R., Richerson, P. J. & Powell, T. M. 1982: In situ response of phytoplankton fluorescence to rapid variations in light. — *Limnology and Oceanography* 27: 218-223.

Behrenfeld, M. J. & Kolber, Z. S. 1999: Widespread iron limitation of phytoplankton in the South Pacific Ocean. — *Science* 283: 840-843.

Fuchs, E., Zimmerman, R. C. & Jaffe, J. S. 2002: The effect of elevated levels of phaeophytin in natural water on variable fluorescence measured from phytoplankton. – *Journal of Plankton Research* 11:1221-1229.

Gliwicz, Z. M. 2002: On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. — *Freshwater Biology* 47: 2296-2312.

Greenberg A. E., Trussell, R. R. & Clesceri, L. S. 1985: *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16. painos. — American Public Health Association. 1268 s.

Harris, G. P. 1986: *Phytoplankton ecology. Structure, function and fluctuation.* — Chapman and Hall, London. University Press, Cambridge. 384 s.

Hietaniemi, L. (toim.) & Lehto, A. (toim.) 2001: *Ympäristömittausten automatisointi- ja kehittämistarpeet Suomessa.* — Teknologiakatsaus 117. 63 s.

Horppila, J. 1997: Diurnal changes in the vertical distribution of cladocerans in a biomanipulated lake. — *Hydrobiologia* 345: 215-220.

Huberty, A. & Diamond, D. 1996: *QuikChem ® Method 10-115-01-1-S. Determination of phosphorus in waters by flow injection analysis colorimetry*. Lachat Instruments, Inc.. 21 s.

ISO 10260 1992: *Water quality – Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll a -concentration*. 1. painos. — International Organization for Standardization, Geneva. 6 s.

Kalff, J. 2002: *Limnology: inland water ecosystems.* 2. painos — United States of America, Prentice-Hall. 592 s.

Keto, J. 1982: The recovery of L. Vesijärvi following sewage diversion. — *Hydrobiologia* 86: 195-199.

Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1988: A fading recovery: a conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. — *Aqua Fennica* 18(2): 193-204.

Keto, J. & Tallberg, P. 2000: The recovery of Vesijärvi, a lake in southern Finland: water quality and phytoplankton interpretations. — *Boreal Environment Research* 5: 15-26.

Kiefer, D. A. 1973a: Chlorophyll *a* fluorescence in marine centric diatoms: responses of chloroplasts to light and nutrient stress. — *Marine Biology* 23: 39–46.

Kiefer, D. A. 1973b: Fluorescence properties of natural phytoplankton populations. — *Marine Biology* 22: 263-269.

Kolber, Z. & Falkowski, P. G. 1993: Use of active fluorescence to estimate phytoplankton photosynthesis in situ. — *Limnology and Oceanography* 38: 1646-1665.

Kowalewska, G. & Szymczak, M. 2001: Influence of selected abiotic factors on the decomposition of chlorophylls. — *Oceanologia* 13: 315-328.

Lampert, W. & Sommer, U. 1997: *Limnoecology. The ecology of lakes and streams.* — Oxford University Press. 382 s.

Loftus, M. E. & Seliger H. H. 1975: Some limitations of the in vivo fluorescence technique. — *Chesapeake Science* 16: 79-92.

Luokkanen, E. 1995: Vesikirppuyhteisön lajisto, biomassa ja tuotanto Vesijärven Enonselällä. — *Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskuksen raportteja ja selvityksiä* 25: 1-53.

Morris, D. P. & Lewis, W. M. 1992: Nutrient limitation of bacterioplankton growth in Lake Dillon, Colorado. — *Limnology and Oceanography* 37 (6): 1179-1192.

Niemi, J. (toim.) 2006: *Ympäristön seuranta Suomessa 2006 – 2008.* — Suomen Ympäristö 24. Vammalan Kirjapaino Oy. 151 s.

Pinto, A. M. F., von Sperling, E. & Moreira, R. M. 2001: Chlorophyll a determination via continuous measurement of plankton fluorescence: methodology development. — *Water Research* 35: 3977-3981.

Reynolds, C. S. 1984: *The Ecology of Freshwater Phytoplankton – Cambridge studies in ecology.* — 1. Painos. United Kingdom, University Press, Cambridge. 384 s.

Schmidt, J. M. & Starr, M. P. 1980a: Some Ultrastructural Features of *Planctomyces bekefii,* Morphotype I of the *Blastocaulis-Planctomyces* Group of Budding and Appendaged Bacteria. — *Current Microbiology* 4: 189-194.

Simon, M. & Wünsch, C. 1998: Temperature control of bacterioplankton growth in temperate large lake. — *Aquatic Microbial Ecology* 16: 119-130.

Switala, K. 1995: *QuikChem ® Method 10-107-04-1-I. Determination of total nitrogen by flow injection analysis colorimetry.* Lachat Instruments, Inc.. 21 s.

SYKE 2005: *Kasviplanktonrekisterin lajitiedot.* — 130 s. http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=40859&lan=fi

Talling, J. F. 2003: Phytoplankton-zooplankton seasonal timing and the 'clear-water phase' in some English lakes. — *Freshwater Biology* 48: 39-52.

Uehlinger, U. 1985: An *in situ* pulse light fluorometer for chlorophyll determination as a monitor for vertical and horizontal phytoplankton distribution in lakes. — *Journal of Plankton Research* 7: 605-615.

Vrede, K. 1996: Regulation of bacterioplankton production and biomass in an oligotrophic cleanvater lake — the importance of the phytoplankton community. — *Journal of Plankton Research* 18 (6): 1009-1032.

Vrede, K., Vrede, T., Isaksson, A. & Karlsson, A. 1999: Effects of nutrients (phosphorous, nitrogen, and carbon) and zooplankton on bacterioplankton and phytoplankton — seasonal study. — *Limnology and Oceanography* 44 (7): 1616-1624.

Tibbles, B. J. 1996: Effects of temperature on the incorporation of leucine and thymidine by bacterioplankton and bacterial isolates. — *Aquatic Microbial Ecology* 11: 239-250.

Tikkanen T. 1986: *Kasviplanktonopas*. — Suomen Luonnonsuojeluliiton Tuki Oy, Helsinki. Forssan kirjapaino Oy. 278 s.

Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. & Portin, P. 2001: Biologian sanakirja. Otavan Kirjapaino Oy. 888 s.

Turner Designs 2004 *SCUFA®* - *Self-Contained Underwater Fluoresence Apparatus*. — Ohjekirja. 43 s. http://www.turnerdesigns.com/t2/doc/manuals/scufa_manual.pdf:

Vakkilainen, K., Liukkonen, M. & Kairesalo, T. 2004: *Vesijärven Enonselän eläinplankton- ja sedimenttitutkimukset vuonna 2004.* http://www.vesku.net/?Tutkimukset:El%E4inplankton_2004

Wasmund, N., Topp, I. & Schories, D. 2006: Optimising the storage and extraction of chlorophyll samples. — *Oceanologia* 48: 125–144.

Welschmeyer, N. A. 1994: Fluorometric analysis of chlorophyll *a* in the presence of chlorophyll *b* and pheopigments. — *Limnology and Oceanography* 39: 1985–1992.

Wetzel, R. G. 2001: *Limnology. Lake and River Ecosystems.* — 3. painos. Academic Press. 1006 s.

Willard, H. H., Merritt, L. L. & Dean, J. A. 1974: *Instrumental methods of analysis.* — 5. painos. D. Van Nostrand Company. 860 s.