

**KALA- JA RIISTARAPORTTEJA nro 361**

*Mikko Olin ja Jukka Ruuhijärvi (toim.)*

**Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus  
2003 - 2004**

Helsinki 2005

Toimittajat: Mikko Olin ja Jukka Ruuhijärvi

Kirjoittajat: Petri Horppila, Jorma Keskitalo, Anja Lehtovaara, Sirpa Penttilä, Minna Rahkola-Sorsa, Hannamari Rantanen, Martti Rask, Jukka Ruuhijärvi, Sami Vesala, Leena Villa

**Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003—2004**

Raportti

Talvella 2002 – 2003 happitilanne kehittyi hyvin heikoksi varsinkin Etelä-Suomen matalissa ja rehevissä järvissä. Uudenmaan ympäristökeskuksen alueelta tuli ilmoitus kalakuolemista kaikkiaan noin 80 järvestä ja Hämeen ympäristökeskuksen alueelta noin 50 järvestä. Lisäksi monessa järvestä happitilanne oli hyvin huono, mutta kalakuolemista ei tullut ilmoituksia. Suomen ympäristökeskuksen kokoaman arvion mukaan samaisena talvena kaloja kuoli happikadon vuoksi koko maassa kaikkiaan noin 200 järvestä. Happikadon ja kalakuolemien vaikutusten selvittämiseksi perustettiin keväällä 2003 yhteistyöhanke, jonka tavoitteena oli selvittää minkälaisia vaikutuksia happikadolla ja kalakuolemilla on järvien ekosysteemiin ja miten eliöyhteisöt palautuvat happikadosta. Lisäksi toivottiin vastauksia siihen, minkälaisissa tilanteissa tulevina vuosina järvien happikatoa olisi syytä pyrkiä estämään ja minkälaisia menetelmiä siihen on käytettävissä. Yhteistyöhankkeeseen osallistuivat Uudenmaan ja Hämeen ympäristökeskukset ja TE-keskukset, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus.

Tutkimusjärjiksi valittiin Äimäjärvi Hämeestä ja Joutikas sekä Högbensjö Uudeltamaalta. Myöhemmin seurantaan lisättiin Mäyhäjärvi Pirkanmaalta ja Matjärvi Hämeestä. Vertailujärvinä käytettiin Tuusulanjärveä, Rusutjärveä sekä Vihdin Enäjärveä, joista tutkimustietoa oli runsaasti ja joissa heikosta happitilanteesta huolimatta kalojen kuolemista ei ainakaan todettu.

Kalakuoleman voimakkuus vaihteli paljon. Pienissä ja matalissa kokonaan hapettomaksi menneissä Matjärvestä ja Mäyhäjärvessä säästyivät käytännössä vain hapettomuutta parhaiten kestäviä ruutanaa ja suutaria. Äimäjärvessä ja Högbensjöstä katosi kuha, mutta muut kalalajit säilyivät, salakka tosin lähes katosi Äimäjärvestä. Joutikkaan kalastossa ei todettu happikadon vaikutuksia. Äimäjärven kalasto runsastui nopeasti, erityisesti ahven ja särki tuottivat hyvin poikasia ja kasvoivat nopeasti. Ahvenet pystyivät nopeutuneeseen kasvun turvin siirtymään petokaloiksi, ja Äimäjärven kalasto olikin kesällä 2004 suurten ahventen vallitsema. Högbensjössä taas särki runsastui ahventa nopeammin. Matjärvestä ruutana ja Mäyhäjärvessä suutari valtasivat järven, pikkuhiljaa hauki ja särki ovat alkaneet runsastua uudelleen.

Veden laadun muutokset eivät enimmäkseen olleet kovin suuria. Kokonaistyyppipitoisuudet alenivat useimmissa järvissä, Äimäjärvessä myös fosforipitoisuus. Näkösyvyys kasvoi ainakin Äimäjärvessä, mikä johti uposkasvillisuuden runsastumiseen. Eläinplankton runsastui aluksi ja myös yksilökoot kasvoivat, mikä osaltaan selitti levien vähenemistä. Sinilevät vähenivät Äimäjärvessä selvästi, mutta limalevä runsastui.

Kalakuolemat olivat kaikki osittaisia, täysin kalattomaksi ei tiedetä minkään järven päätyneen. Kalakantojen palautuminen on ollut enimmäkseen nopeaa, mutta parista järvestä kokonaan kadonnutta kuhaa ei tietysti ilman istutuksia saada takaisin. Veden laadun paraneminen oli vähäistä ja sitä on vaikea erottaa vuoden 2003 kuivuuden vaikutuksista. Kalakantoja kannattaa yrittää pelastaa ilmastamalla, jos järvestä on esim. hyvä kuhakanta. Kalakuoleman jälkeen kalaston toipumista voi ohjata petokaloja ja ahventa istuttamalla.

Happikato, kalakuolema, rehevät järvet

Kala- ja riistaraportteja 361

951-776-504-5

1238-3325

75 s.

Suomi

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos  
Viikinkaari 4, PL 2  
00791 HelsinkiRiista- ja kalatalouden tutkimuslaitos  
Viikinkaari 4, PL 2  
00791 HelsinkiPuh. 0205 7511 Faksi 0205 751 201  
<http://www.rktl.fi/tutkimuslaitos/julkaisut> (pdf)

Puh. 0205 7511 Faksi 0205 751 201

# Sisällys

1. JOHDANTO .....	1
1.1 Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003—2004.....	1
1.2 Happikadon vaikutukset kaloihin.....	3
1.3 Happikadon vaikutukset vesiekosysteemiin .....	4
Lähteet.....	4
2. VEDENLAATUTUTKIMUKSET .....	5
2.1 Johdanto .....	5
2.2 Vedenlaatuaineisto ja hydrologiset olosuhteet.....	5
2.3 Vedenlaatutulokset .....	7
2.3.1 Kalakuolemajärvet .....	7
2.3.2 Vertailujärvet.....	20
2.4 Tulosten tarkastelua .....	27
Lähteet.....	27
3. KALATUTKIMUKSET .....	29
3.1 Johdanto .....	29
3.2 Aineisto ja menetelmät.....	29
3.2.1 Tutkimusjärvet .....	29
3.2.2 Aineiston kerääminen ja käsittely .....	30
3.3 Tulokset.....	30
3.3.1 Yhteenvedo tuloksista .....	30
3.3.2 Järvikohtainen tarkastelu.....	31
3.4. Päätelmät .....	39
Lähteet .....	40
4. ELÄINPLANKTONTUTKIMUKSET.....	41
4.1 Johdanto .....	41
4.2 Aineisto ja menetelmät.....	41
4.3 Tulokset ja niiden tarkastelu .....	42
4.3.1 Kalakuolemajärvet .....	42
4.3.2. Vertailujärvet.....	48
4.4. Päätelmät .....	53
Lähteet .....	53
5. KASVIPLANKTONTUTKIMUKSET .....	57
5.1 Johdanto .....	57
5.2 Aineisto ja menetelmät.....	58
5.3 Tulokset.....	58
5.3.1 Kalakuolemajärvet .....	58
5.3.2 Vertailujärvet.....	64
5.4 Tulosten tarkastelua .....	70
Lähteet .....	71
6. YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET .....	73
6.1 Veden laadussa havaitut muutokset .....	73
6.2 Kasviplanktonissa havaitut muutokset.....	74
6.3 Eläinplanktonissa havaitut muutokset.....	74
6.4 Kalastomuutokset.....	74
6.5 Johtopäätökset .....	74

# 1. Johdanto

Leena Villa<sup>1</sup> ja Jukka Ruuhijärvi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Uudenmaan ympäristökeskus, PL 6, 00721 Helsinki

<sup>2</sup>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon riistan- ja kalantutkimus 16970, Evo

## 1.1 Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003—2004

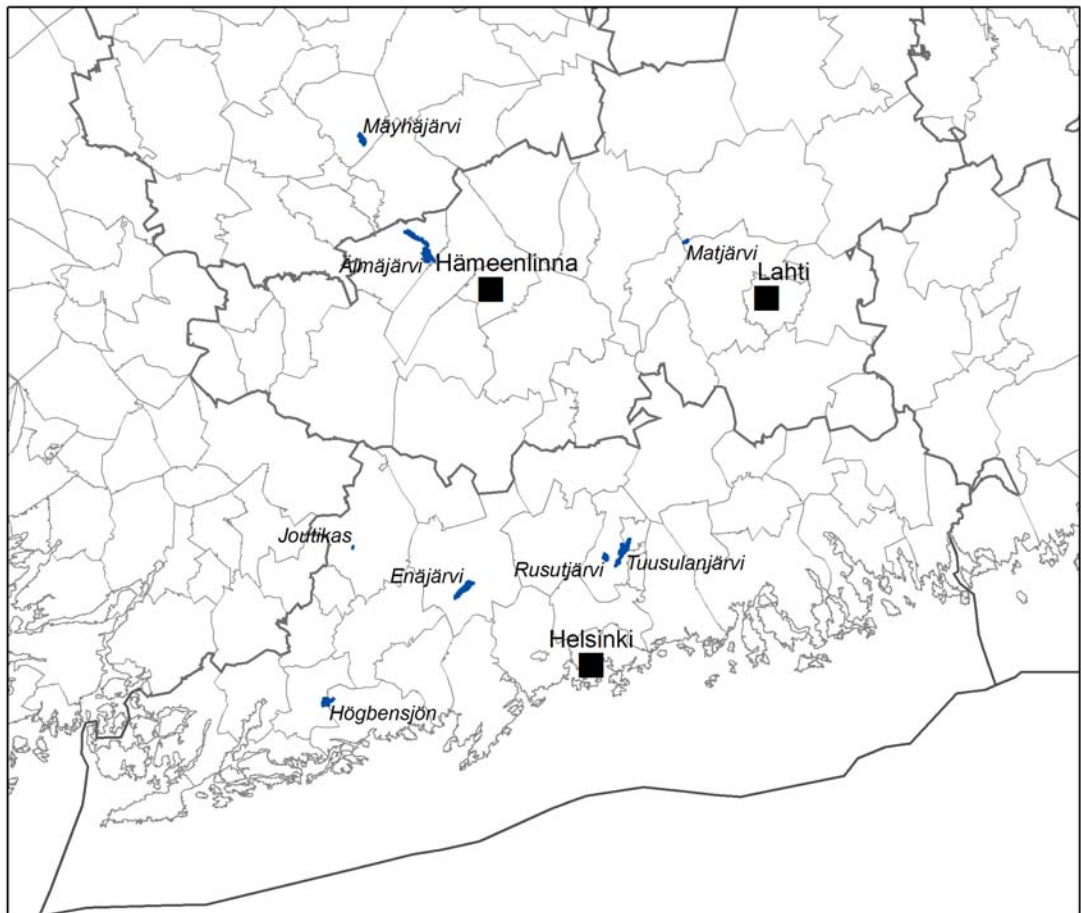
Talvella 2002 – 2003 happitilanne kehittyi hyvin heikoksi varsinkin Etelä-Suomen matalissa ja rehevissä järvissä. Uudenmaan ympäristökeskuksen alueelta tuli ilmoitus kalakuolemista kaikkiaan noin 80 järvestä ja Hämeen ympäristökeskuksen alueelta noin 50 järvestä (mm. Saarinen 2003, Horppila, suull. ilmoitus). Lisäksi monessa järvessä happitilanne oli hyvin huono, mutta kalakuolemista ei tullut ilmoituksia. Suomen ympäristökeskuksen kokoaman arvion mukaan samaisena talvena kaloja kuoli happikadon vuoksi koko maassa kaikkiaan noin 200 järvessä. Yleensä ilmoituksia kalojen kuolemista talven aikana tulee vain muutamasta järvestä. Pahin talvi ennen talvea 2002 – 2003 oli talvi 1995 – 1996. Tällöin kalakuolemia ilmoitettiin Uudenmaan ympäristökeskuksen alueelta noin 20 järvestä.

Heikkoon happitilanteeseen talvella 2002–2003 johtivat useat eri syyt. Pitkään jatkuneen kuivuuden vuoksi järvien vedenpinnat olivat tavallista alemmina ja monet purot ja ojat olivat kuivuneet kokonaan. Kesä 2002 oli ollut helteinen ja lämpimät säät jatkuivat pitkään syksyyn. Monissa vesistöissä levätuotanto jatkui voimakkaana jäätymiseen asti. Järvet jäätyivät noin kuukautta keskimääräistä aikaisemmin ja jäätyminen oli nopeaa, jolloin vesi jäähtyi vain pintakerroksista ja alusveden lämpötila jäi tavanomaista korkeammaksi. Korkea lämpötila kiihdytti orgaanisen aineen hajoamista ja kun talvi vielä muodostui ankaraksi ja pitkäksi, happivarat järvissä kävivät hyvin vähiin. Talven aikana ei tullut yhtään sulamisjaksoa, jolloin järvien happivaranto olisi täydentynyt. Kaiken lisäksi jääpeite muodostui tavanomaista paksummaksi, mikä lisäsi kalojen ahdinkoa matalissa järvissä.

Happikadon ja kalakuolemien vaikutusten selvittämiseksi perustettiin keväällä 2003 yhteistyöhanke, jonka tavoitteena oli selvittää minkälaisia vaikutuksia happikadolla ja kalakuolemilla on järvien ekosysteemiin ja miten eliöyhteisöt palautuvat happikadosta. Lisäksi toivottiin vastauksia siihen, minkälaisissa tilanteissa tulevina vuosina järvien happikatoa olisi syytä pyrkiä estämään ja minkälaisia menetelmiä siihen on käytettävissä.

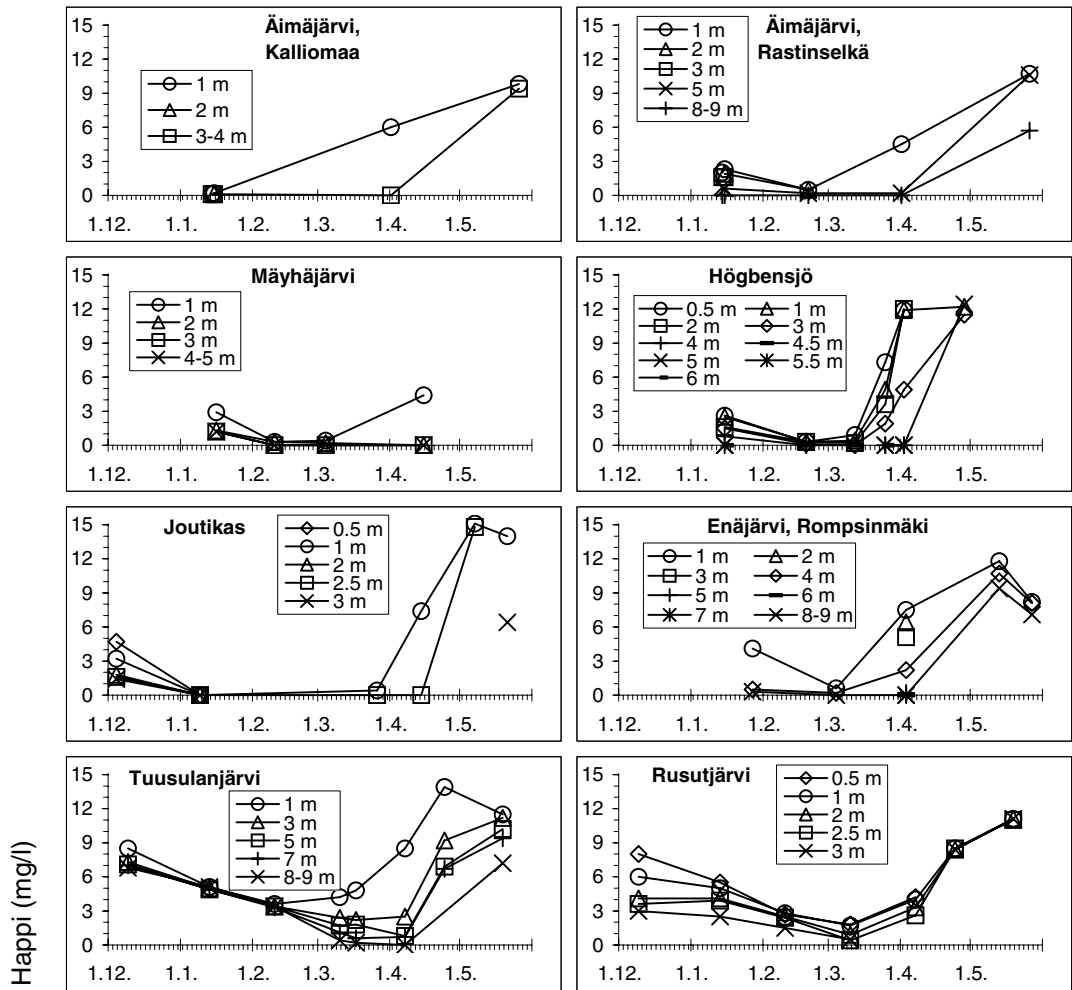
Yhteistyöhankkeeseen osallistuivat Uudenmaan ja Hämeen ympäristökeskukset ja TE-keskukset, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus. Ympäristöministeriö myönsi hankkeelle rahoitusta vuodelle 2003. Pääosasta hankkeen rahoitusta ovat vastanneet hankkeeseen osallistujat. Rinnan tämän hankkeen kanssa on vuosina 2003 – 2004 ollut käynnissä VTT:n vetämänä myös erillinen laitetutkimus hapetuslaitteiden arviointia varten. Laitetutkimus tullaan raportoimaan vuoden 2005 aikana. Lisäksi Uudenmaan ympäristökeskuksessa tehtiin erilliset selvitykset havaituista kalakuolemista ja ilmastustoimenpiteiden vaikutuksista (Saarinen 2003 ja Reunanen 2004).

Vaikutusten seurantaan valittiin järviä, joissa näytti kaloja kuolleen runsaasti ja joista olisi mahdollisimman hyvin aikaisempia vertailutuloksia käytettävissä. Vaikka kalakuolemia todettiin niin monessa järvessä, tutkimusjärvien valinta ei silti ollut helppoa. Useimmista järvistä ei ollut riittävästi aikaisempia tuloksia käytettävissä. Jatkoseurantaan valittiin Äimäjärvi Hämeestä ja Joutikas sekä Högbensjö Uudeltamaalta. Myöhemmin seurantaan lisättiin Mäyhäjärvi Pirkanmaalta ja Matjärvi Hämeestä. Vertailujärvinä käytettiin Tuusulanjärveä, Rusutjärveä sekä Vihdin Enäjärveä, joista tutkimustietoa oli runsaasti ja joissa heikosta happitilanteesta huolimatta kalojen kuolemista ei ainakaan todettu. Tutkimus- ja vertailujärvien sijainti on esitetty kuvassa 1 ja happitilanne talvella 2002–2003 kuvassa 2. Tässä raportissa esitetään hankkeen tutkimustulokset kalakuolemien jälkeisiltä vuosilta 2003 – 2004 sekä verrataan niitä aikaisempiin tuloksiin.



©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/05

Kuva 1. Kohdejärvien sijainti Uudenmaan, Hämeen ja Pirkanmaan ympäristökeskusten alueilla.



pvm (p.kk)

Kuva 2. Kohdejärvien happipitoisuudet eri syvyyksillä talvella ja keväällä 2002–2003.

## 1.2 Happikadon vaikutukset kaloihin

Kalojen hapentarve vaihtelee suuresti eri lajien välillä, mutta myös lämpötilan, elintoimintojen aktiivisuuden ja kalan koon vaihdellessa. Lämpimässä vedessä aktiivisesti syövä kala voi tarvita jopa 3-5 mg happea litrassa. Talvella kylmässä vedessä passiiviset kalat selviävät huomattavasti pienemmissä liuenneen hapen pitoisuuksissa. Talvella 2002–2003 selviä merkkejä kalojen kuolemista havaittiin yleensä vasta, kun happea ei heti jään allakaan ollut kuin noin 0,5 mg litrassa. Jopa järvissä, joissa koko vesimassa oli käytännössä hapetonta, kaloja saattoi säilyä elossa. Ruutana selviää hapettomassa vedessä talvella, mutta myös suutari näyttää olevan sitkeä kestäämään hapettomuutta. Rehevien järvien tavallisista kalalajeista happikatoa kestivät huonoimmin kuha ja salakka. Huomattavasti paremmin näyttivät selviävän muut särkikalat, ahven ja hauki. Happikadosta selviäminen voi perustua paitsi kykyyn kestää pientä liuenneen hapen pitoisuutta niin myös kykyyn hakeutua hapekkaisiin paikkoihin (purojen ja ojien suut, pohjaveden purkautumispaikat).

## 1.3 Happikadon vaikutukset vesiekosysteemiin

Kalakuolemien voidaan olettaa vaikuttavan samansuuntaisesti veden laatuun ja vesistön ekosysteemiin kuin hoitokalastustenkin. Kalamäärän vähentyminen vähentää eläinplanktoniin kohdistuvaa saalistusta, mikä lisää suurikokoisen eläinplanktonin määrää. Tämä puolestaan edelleen lisää kasviplanktoniin kohdistuvaa laidunnusta. Kalamäärän väheneminen vähentää myös pohjasedimentin pölytystä ja siitä aiheutuvaa ravinteiden liikkeellelähtöä. Periaatteessa kalakuolemien seuraukset vesiekosysteemisä voivat siten olla positiivisia muistuttaen hoitokalastusten vaikutuksia.

Kalakuolemista on kuitenkin useita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa aivan päinvastaiseen suuntaan. Ensinnäkin kalakuolemat ovat hallitsemattomia eli myös arvokkaita kalalajeja kuolee. Useimmiten särkikalat ovat kestävämpiä happikatoa vastaan, mikä voi vääristää kalaston rakennetta vesistössä kalakuoleman jälkeen. Hyvin merkittävä ero on myös siinä, että kalakuolemista kalamassaa ei poisteta vesistöstä, jolloin kaloihin sitoutuneet ravinteet myös jäävät vesistöön. Kalojen hajoamisesta vesistössä seuraa hapen kulumista ja orgaanisen aineen hajottamiseen kykenevien organismien lisääntymistä. Hapen loppuessa pohjasedimenttiin varastoituneet ravinteet vapautuvat uudelleen veteen ja voivat aiheuttaa vesistön lisääntyvää rehevöitymistä.

Kalakuolemien ekosysteemissä aiheuttamien muutosten havaitsemista vaikeuttaa se, että monet muutkin tekijät vaikuttavat samanaikaisesti joko samaan tai vastakkaiseen suuntaan. Vuodet 2002 ja 2003 olivat ennätyskuivia, mikä vähensi maalta vesistöihin tulevaa huuhtoutumaa. Huuhtoutuman pieneneminen näkyi vesistöjen veden kirkastumisena ja mahdollisti vesikasvien, erityisesti upokasvillisuuden, lisääntymisenä. Huuhtoutumien pieneneminen vähensi myös ravinnekuormaa. Kohdevesistöissä tehtiin myös samanaikaisesti tutkimuksen kanssa kunnostus- ja hoitotoimenpiteitä, jotka osaltaan vaikuttivat vesistöissä. Kalakuolemien yksiselitteisiä vaikutuksia vesistöissä on siten hyvin vaikeaa osoittaa.

## Lähteet

Saarinen, A. 2003. Selvitys talvella 2002 - 2003 ilmenneiden happikatojen aiheuttamista kalakuolemista ja ilmastustoimenpiteiden vaikutuksista Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan järvillä. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Uudenmaan ympäristökeskus - Monisteita 134, 64 s. ISBN 952-463-052-4, ISSN 1238-7185.

Reunanen, S. 2004. Ilmastuslaitteet ja ilmastusavantojen happipitoisuudet 17:llä Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan järvillä maaliskuussa 2003. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Uudenmaan ympäristökeskus – Monisteita 145, 72 s. ISBN 952-463-064-8 (nid.), ISSN 1238-7185.

## 2. Vedenlaatututkimukset

Petri Horppila ja Sirpa Penttilä

<sup>1</sup>Hämeen ympäristökeskus, PL 131, 13101 Hämeenlinna

<sup>2</sup>Uudenmaan ympäristökeskus, PL 6, 00721 Helsinki

### 2.1 Johdanto

Laajamittaiset kalakuolemat voivat aiheuttaa muutoksia järvien veden laadussa ja ravintoketjun rakenteessa. Vaikutukset voivat olla samansuuntaisia kuin hoitokalastuksissa, joilla pyritään vaikuttamaan ravintoketjun rakenteeseen. Hoitokalastuksen aiheuttamia mahdollisia vasteita vedenlaatumuuttujissa ovat mm. näkösyvyyden kasvu, ravinnepitoisuuksien ja klorofyllipitoisuuden aleneminen pintavedessä erityisesti loppukesällä (Olin & Ruuhijärvi (toim.) 2002). Toisin kuin hoitokalastuksissa, kalakuolemien yhteydessä kuolleet kalat jäävät järveen hajoamaan, ellei niitä ole poistettu heti kalakuoleman jälkeen. Kalakuolemien yhteydessä hajoava kalamassa kuluttaa vedestä happea ja tuottaa veteen lisää ravinteita hajotessaan ja ravinteiden kierto järvestä nopeutuu tätä kautta. Toisaalta myönteisiä vaikutuksia veden laatuun voi aiheutua kalakuolemien jälkeisten ravintoketjun muutosten kautta. Kalojen kuoltua eläinplankton pääsee lisääntymään predaation vähentyessä, ja eläinplankton puolestaan poistaa vedestä kasviplanktonia. Tällöin veden sameus, klorofyllipitoisuus ja leväkukinnat voivat vähentyä.

Uudenmaan ympäristökeskuksen alueella ilmoitettiin talvella 2003 kalakuolemia havaitun kaikkiaan noin 80 järvestä (Saarinen 2003). Länsi-Uudellamaalla sijaitsevissa Högbensjössä ja Joutikkaassa kuoli runsaasti kalaa talven 2003 aikana, mutta järvien koko kalakanta ei kuitenkaan tuhoutunut. Vertailujärvinä tässä tutkimuksessa käytetyissä Vihdin Enäjärvestä, Rusutjärvestä ja Tuusulanjärvestä ei havaittu kalakuolemia, vaikka happitilanne oli niissäkin huono.

Hämeen ympäristökeskuksen alueella ilmoitettiin talvella 2003 kalakuolemia kaikkiaan noin 50 järvestä. Lisäksi todettiin vesinäytteiden perusteella happikato 19 järvestä. Näistä järvistä ei kuitenkaan erikseen ilmoitettu kalakuolemaa. Laajin kalojen joukko-kuolema kehittyi Kalvolan Äimäjärveen, missä kalaa kuoli talven aikana tonneittain. Myös Hämeen ympäristökeskuksen alueella sijaitsevassa Matjärvestä ja Pirkanmaan ympäristökeskuksen alueella sijaitsevassa Mäyhäjärvestä kuoli runsaasti kaloja talvella 2003.

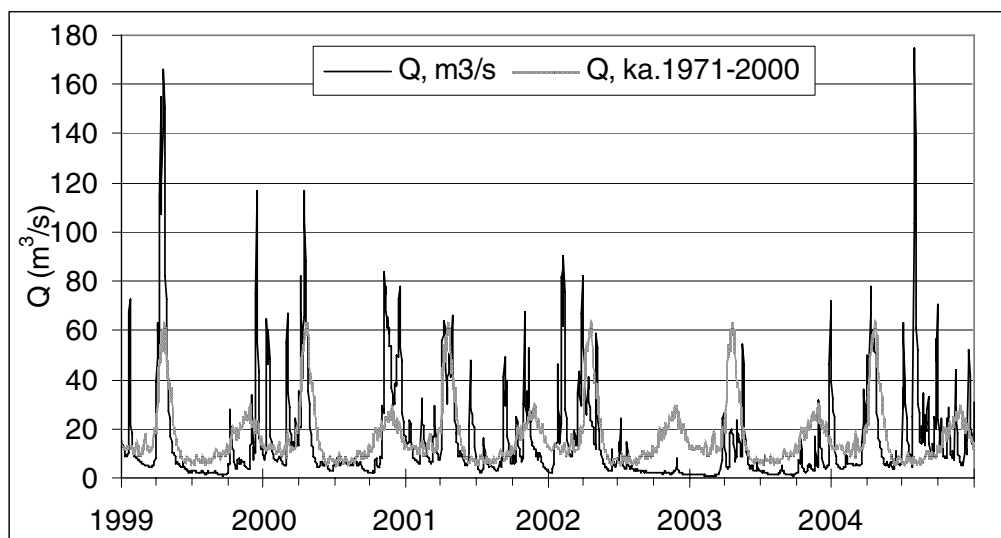
### 2.2 Vedenlaatuaineisto ja hydrologiset olosuhteet

Enäjärvestä, Rusutjärvestä ja Tuusulanjärvestä on olemassa runsaasti vedenlaatutietoja. Högbensjön-järven veden laatua on seurattu tarkemmin vuodesta 2003 lähtien, aikaisemmilta vuosilta on vain satunnaisia tietoja. Joutikkaasta on hajanaisia tietoja 1990-luvulta ja tarkempaa vedenlaatutietoa 2000-luvun alkupuolelta lähtien. Tähän raporttiin on koottu ympäristöhallinnon pintavesirekisterissä olevia vedenlaatutietoja näistä järvistä vuosilta 1999–2004. Pintavesinäytteet on otettu pääasiassa yhden metrin syvyydeltä paitsi Rusutjärvestä ja Tuusulanjärvestä, joista on otettu 0-2 metrin kokoomanäytteet. Pohjanläheisen vesikerroksen näytteet on otettu metri tai 0,5 metriä pohjan yläpuolelta. Klorofyllinäytteet on otettu 0-2 metrin kokoomanäytteinä. Högbensjön-järven, Joutikkaan, Enäjärven, Rusutjärven ja Tuusulanjärven vesinäytteet on otettu pääasiassa Uudenmaan ympäristökeskuksen toimesta ja ne on analysoitu Suo-

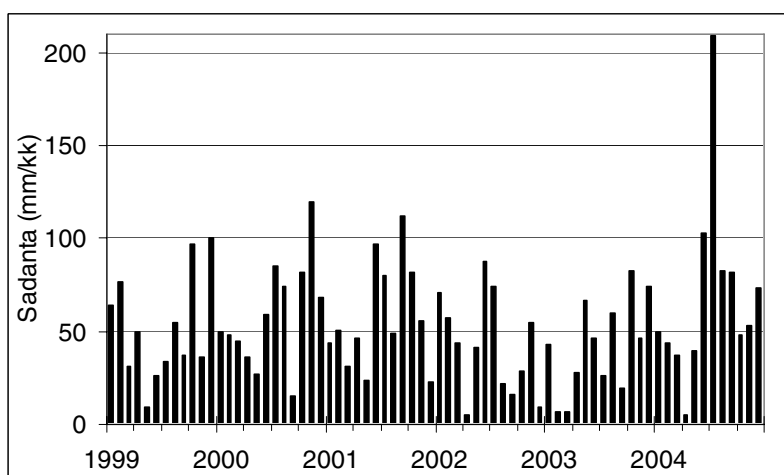


men ympäristökeskuksen laboratoriossa. Äimäjärven ja Mäyhäjärven näytteet on otanut ja analysoinut Pirkanmaan ympäristökeskus.

Vedenlaatutuloksia tarkasteltaessa on otettava huomioon eri vuosien hydrologiset vaihtelut. Vuodet 2002 ja 2003 olivat kuivia ja talvi 2002–2003 oli pitkä ja kylmä. Kesä 2004 sen sijaan oli erittäin sateinen monin paikoin Uudellamaalla ja Hämeessä. Kuivina vuosina valumat maa-alueilta jäivät vähäisiksi ja vedet olivat suhteellisen kirkkaita. Sateisina vuosina ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumat maa-alueilta vesistöihin ovat suurempia. Vuosien 1999–2004 hydrologiset vaihtelut näkyvät kuvassa 1, jossa on havaittu virtaama Vantaanjoen alajuoksulla Oulunkylässä kyseisinä vuosina sekä pitkän ajanjakson (1971–2000) keskivirtaama. Vuosien 1999–2004 kuukausisadannat Helsingin Oulunkylässä on esitetty kuvassa 2. Vuosina 2002 ja 2003 vuotuinen sademäärä Oulunkylässä oli vain noin 510 mm, kun se vuonna 2004 oli noin 830 mm (taul. 1).



Kuva 1. Virtaama ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) Vantaanjoen alajuoksulla Oulunkylässä vuosina 1999–2004 ja pitkän ajan keskivirtaama ajanjaksolta 1971–2000.



Kuva 2. Kuukausisadannat (mm/kk) Helsingin Oulunkylässä vuosina 1999–2004.

Taulukko 1. Vuotuiset sademäärät (mm/v) Helsingin Oulunkylässä vuosina 1999–2004.

Vuosi	Sadanta, mm
1999	616
2000	709
2001	695
2002	511
2003	506
2004	827

## 2.3 Vedenlaatutulokset

### 2.3.1 Kalakuolemajärvet

#### 2.3.1.1 Äimäjärvi

Äimäjärvi sijaitsee Hämeen ympäristökeskuksen alueella Kalvolan kunnassa Kokemäen-joen vesistöalueella. Sen pinta-ala on 852 ha. Järven keskisyvyys on 2,8 m ja suurin syvyys 10 m. Järvi koostuu kahdesta melko erillisestä osasta, pohjoisemmasta ns. Kalliomaan alueesta ja eteläisemmästä Rastinselästä. Järven pohjoisempi osa on kauttaaltaan matalaa aluetta ja pohjoisosa on veden laadultaan heikompi kuin eteläinen osa, joka on syvempi. Järveen tulee kuormitusta mm. peltoalueilta ja ranta-asutuksesta.

Äimäjärvestä on olemassa runsaasti vedenlaatutietoja. Vanhimmat tiedot ovat jo 1960-luvun alkuvuosilta mutta etenkin 1990-luvun puolivälistä alkaen vesinäytteitä on otettu hyvin runsaasti sekä järven pohjoisemmasta altaasta että eteläisemmältä Rastinselältä.

Maatalouden pahasti rehevöittämän Kalvolan Äimäjärven vesi on edelleen laadultaan vain välttävää huolimatta vuosia kestäneestä hoitokalastusprojektista, jolla yritettiin kohentaa järven tilaa. Happi loppuu vuosittain kevättalvella sekä pohjoisemmasta altaasta että Rastinselältä, mutta yleensä kato rajoittuu alimpiin vesikerroksiin. Näin käy useimpina vuosina myös loppukesällä, mutta vuosi 2004 oli poikkeus. Silloin happea riitti alusvedessä läpi kesän. Happikadon seurauksena alusveteen liukenee säännöllisesti pohjalta fosforia. Sen pitoisuus onkin usein kerrostuneisuuskausien lopulla korkea, jopa useita satoja µg/l.

Viime vuosien hydrologiset vaihtelut ovat vaikuttaneet Äimäjärvenkin vedenlaatuun. Vuosien 2002–2003 pitkään jatkuneen kuivuuden seurauksena valumat olivat pieniä ja järvivedet kirkastuivat kaikkialla Hämeessä. Näin tapahtui myös Äimäjärvellä. Talvella 2003 vesi oli poikkeuksellisen lämmintä ja sen seurauksena hajotus tavallista kiivaampaa. Niinpä happi alkoi loppua alusvedestä aiemmin kuin yleensä ja oli kokonaan loppunut jo tammikuun puolivälissä. Helmikuun 20. päivä Rastinselän havaintopaikka oli käytännössä hapeton pinnasta pohjaan (päällisveden kyllästysprosentti 0,5, alusveden 0) vaikka vettä on 10 metriä. Tällainen läpi vesipatsaan ulottuva täydellinen happikato on poikkeuksellinen.

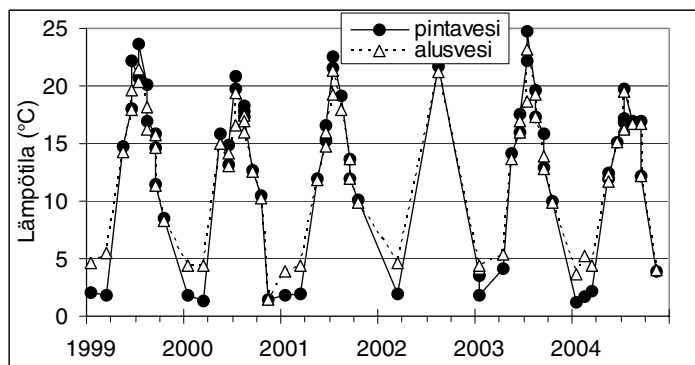
Keväeseen 2003 mennessä Äimäjärvessä oli kuollut tonneittain kalaa hapenpuutteen. Hapenpuutetta yritettiin helpottaa sahaamalla jäähän avantoja ja asentamalla tilapäisiä hapetuslaitteita, mutta niiden vaikutus oli vähäinen ja vain pienelle alalle ulottuva. Happikadon seurauksena pohjalta liukeni runsaasti fosforia ja rautaa. Huhtikuun alkuun mennessä kummankin pitoisuus oli kohonnut erittäin korkeaksi. Tuolloin ko-

konaisfosforia oli alusvedessä peräti 3400 µg/l ja rautaa 17000 µg/l. Pitoisuudet kuitenkin laskivat nopeasti kun kevättäyskierto hapetti vesimassaan liuenneen raudan, joka sitoi fosforin takaisin sedimenttiin. Toukokuun 26. päivä kokonaisfosforin pitoisuus oli alusvedessä enää 89 µg/l ja raudan 580 µg/l.

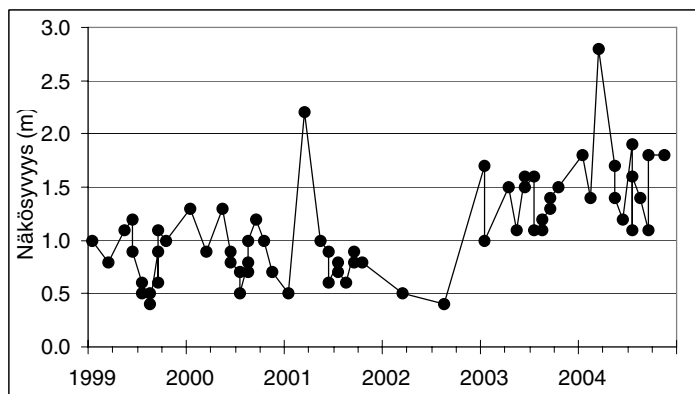
Äimäjärvi kärsii edelleen säännöllisesti levähaitoista. Pohjoisemmassa osassa a-klorofyllin loppukesän pitoisuus on vuosina 2003 ja 2004 ollut altaassa selvästi korkeampi kuin vuosina 1999–2002. Korkeimmillaan (140 µg/l) pitoisuus oli 6.9.2004 kylmän ja sateisen kesän jälkeen. Epätavallisen runsaiden sateiden mukana järveen huuhtoutuneet ravinteet selittänevät osaltaan korkeaa pitoisuutta.

Kalakuolemien vaikutukset veden laatuun olivat havaittavissa Kalvolan Äimäjärvellä. Näkösyvyys järven pohjoisosassa on ollut talven 2003 jälkeen noin 0,5 metriä suurempi kuin kalakuolemaa edeltävällä ajalla. Myös sameusarvot ovat pienentyneet vastaavasti. (Kuvat 3-17.)

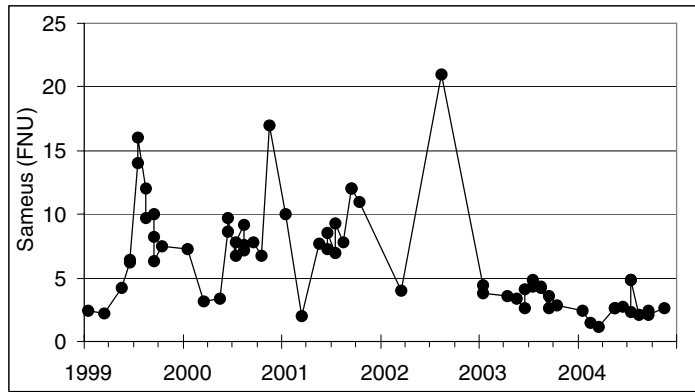
### Äimäjärven pohjoisosa (Kalliomaa)



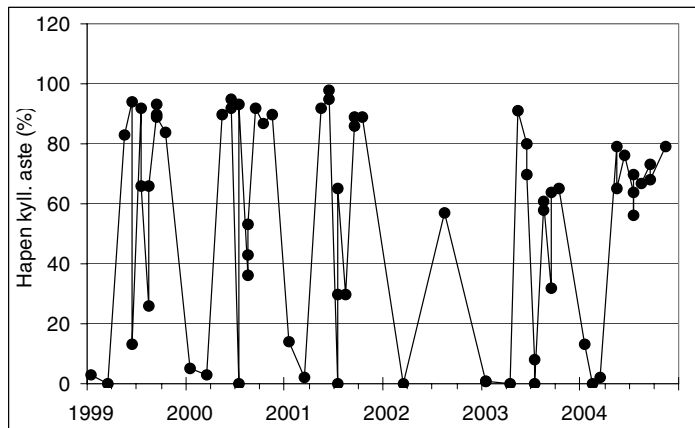
Kuva 3. Äimäjärven pohjoisosan päällys- ja alusveden lämpötila vuosina 1999–2004.



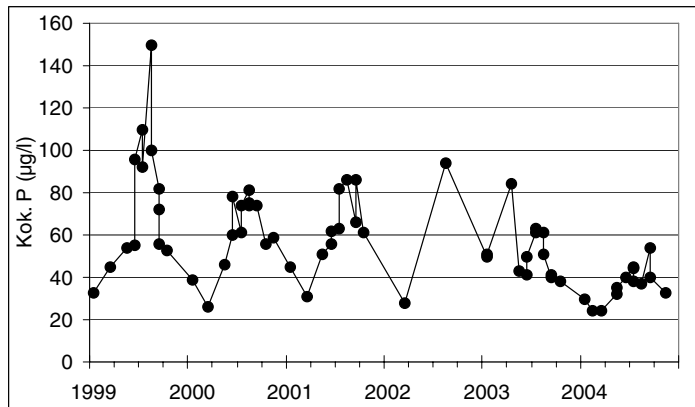
Kuva 4. Äimäjärven pohjoisosan näkösyvyys vuosina 1999–2004.



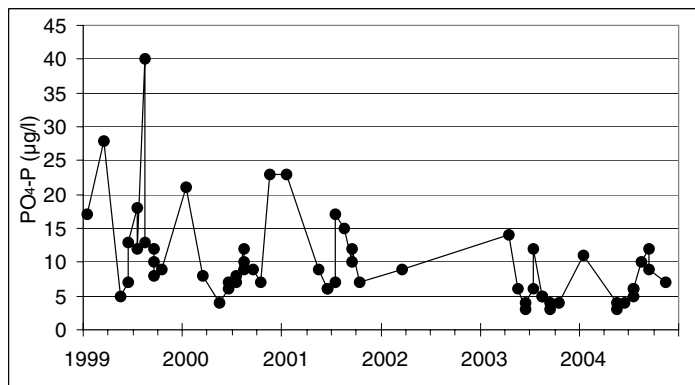
Kuva 5. Äimäjärven pohjoisosan sameus vuosina 1999–2004.



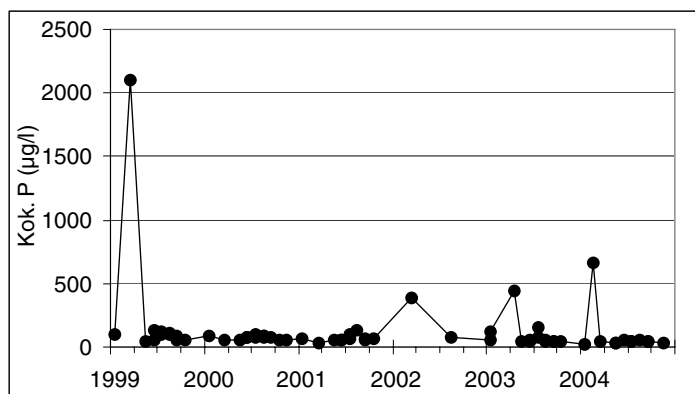
Kuva 6. Alusveden hapen kyllästysaste Äimäjärven pohjoisosassa 1999–2004



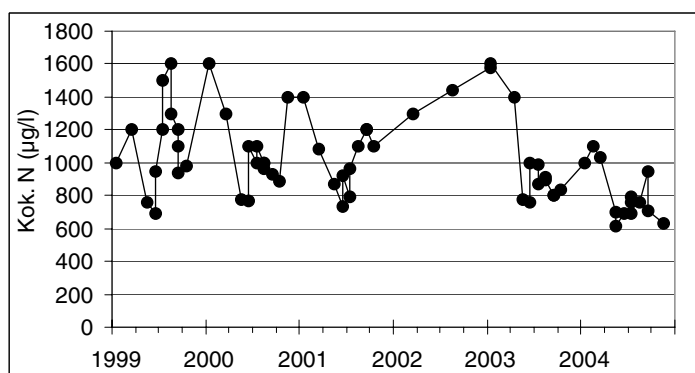
Kuva 7. Päälysveden kokonaisfosforipitoisuus Äimäjärven pohjoisosassa 1999–2004



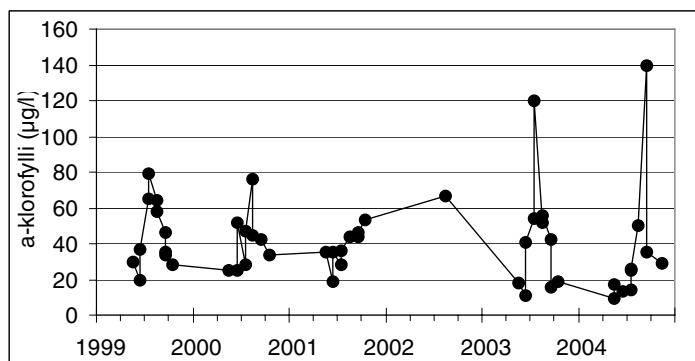
Kuva 8. Päälysveden fosfaattipitoisuus Äimäjärven pohjoisosassa 1999–2004.



Kuva 9. Alusveden kokonaisfosforipitoisuus Äimäjärven pohjoisosassa 1999–2004

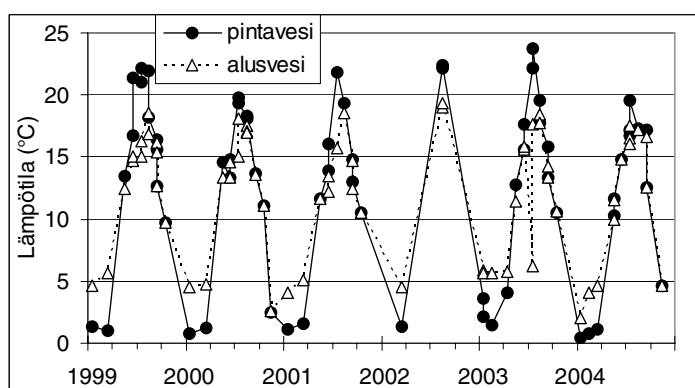


Kuva 10. Päälyllyveden kokonaistyyppiipitoisuus Äimäjärven pohjoisosassa 1999–2004

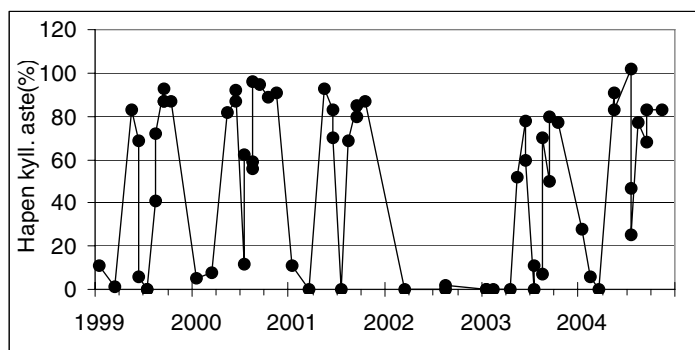


Kuva 11. Äimäjärven pohjoisosassa a-klorofyllipitoisuus vuosina 1999–2004

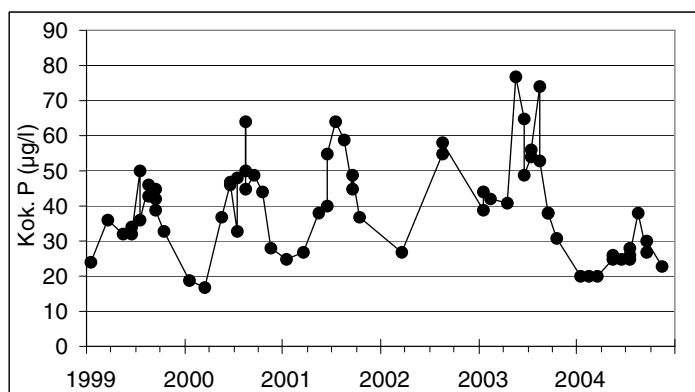
### Äimäjärven Rastinselkä



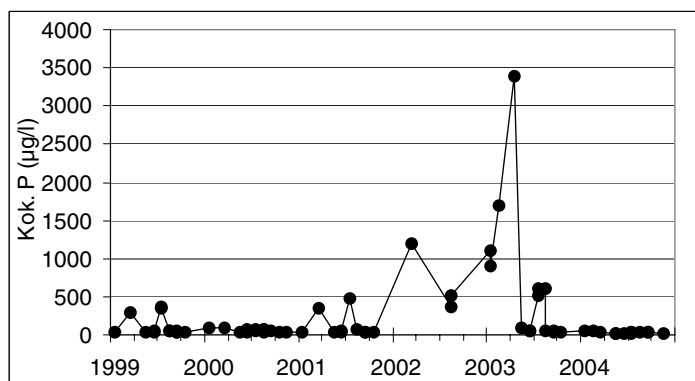
Kuva 12. Rastinselän päälylly- ja alusveden lämpötila vuosina 1999–2004.



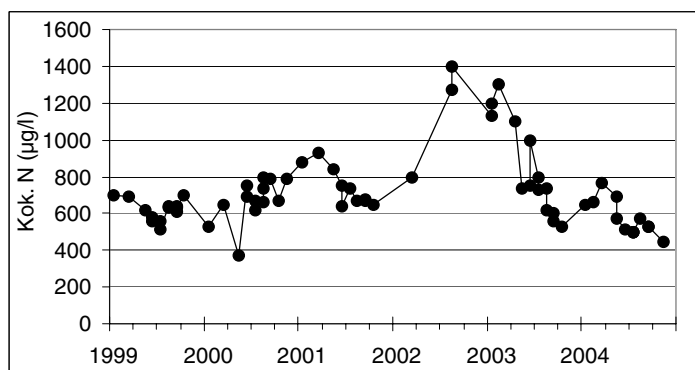
Kuva 13. Alusveden hapen kyllästysaste Rastinselällä vuosina 1999–2004.



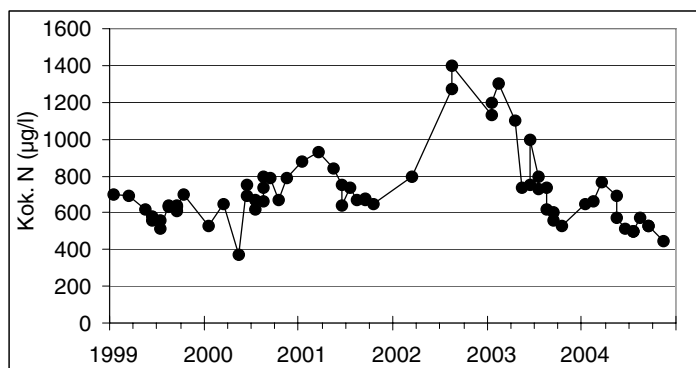
Kuva 14. Rastinselän päällysveden kokonaisfosforipitoisuus vuosina 1999–2004.



Kuva 15. Alusveden kokonaisfosforipitoisuus Rastinselällä vuosina 1999–2004.



Kuva 16. Päällysveden kokonaistyyppipitoisuus Rastinselällä vuosina 1999–2004

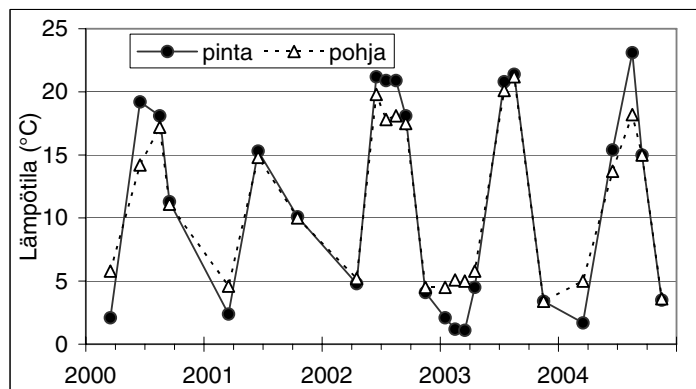


Kuva 17. Päälysveden a-klorofyllipitoisuus Rastinselällä vuosina 1999–2004

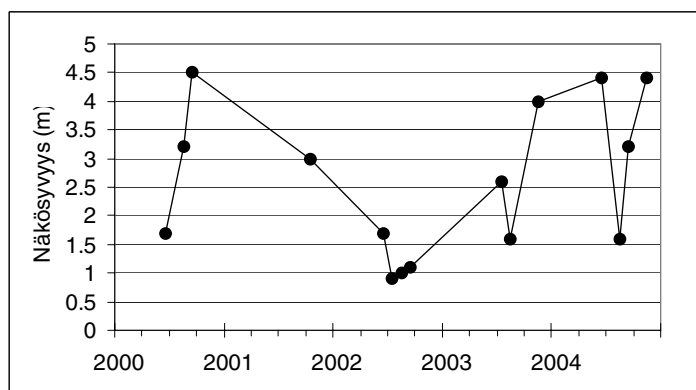
### 2.3.1.2 Mäyhäjärvi

Mäyhäjärvi sijaitsee Pirkanmaan ympäristökeskuksen alueella Lempäälän kunnassa Kokemäenjoen vesistöalueella. Järven pinta-ala on 2,08 km<sup>2</sup>. Järven maksimisyvyys on 5,7 m. Mäyhäjärvestä on vedenlaatuhavaintoja 3-7 kertaa vuodessa vuodesta 2000 lähtien.

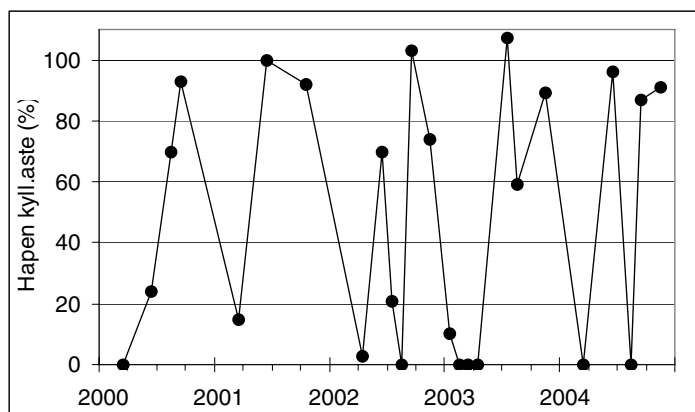
Mäyhäjärven alusveden happitilanne on ollut huono lähes vuosittain etenkin loppupalvella. Toisaalta alusvedessäkin on ollut ajoittain kesäisin hapen ylikyllästystila voimakkaan levätuotannon seurauksena. Alusveden lämpötila on ollut melko korkea talvisilla havaintokerroilla. Näkösyvyys on vaihdellut välillä 1-4,5 m. Kokonaisravinteissa on ollut korkeita arvoja talvella 2002 (kokonaisfosfori) ja talvella 2003 (kokonaisfosfori ja -typpi) ilmeisesti sisäisen kuormituksen vuoksi. Klorofyllissä havaittiin korkeita pitoisuuksia kesällä 2002, muina kesinä mitatut pitoisuudet ovat olleet melko alhaisia. (Kuvat 18–24)



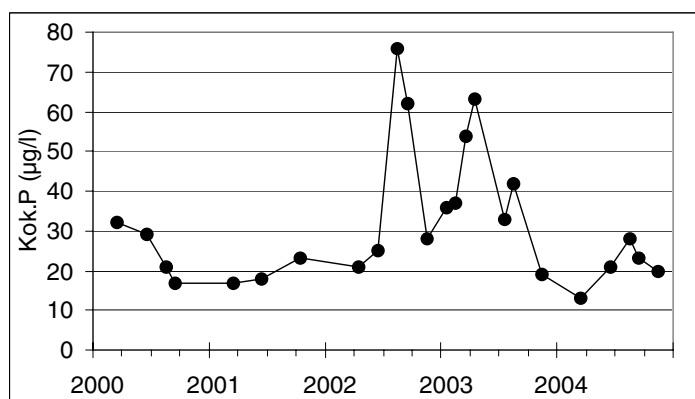
Kuva 18. Mäyhäjärven pintaveden ja alusveden lämpötila havaintopaikalla Mäyhäjärvi 2 vuosina 2000–2004.



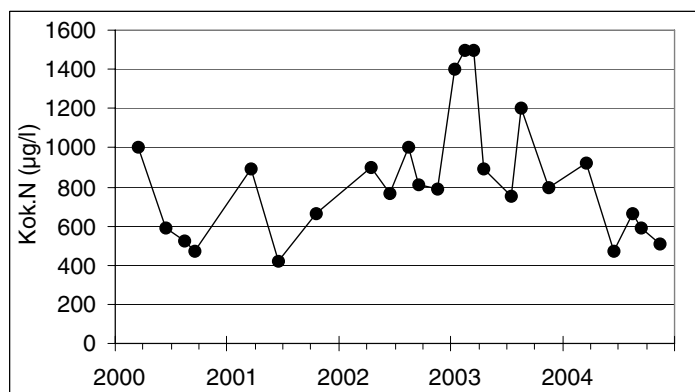
Kuva 19. Mäyhäjärven näkösyvyys (m) havaintopaikalla Mäyhäjärvi 2, v. 2000–2004.



Kuva 20. Pohjanläheisen vesikerroksen happikyllästysaste (%) Mäyhjärven (havaintopaikka Mäyhjärvi 2) vuosina 2000–2004.

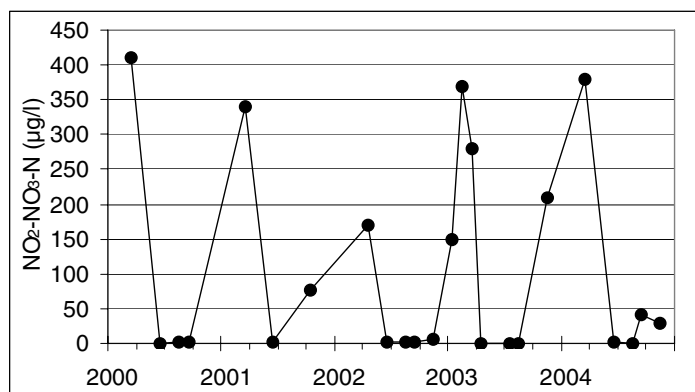


Kuva 21. Kokonaisfosforipitoisuus (µg/l) Mäyhjärven pintavedessä havaintopaikalla Mäyhjärvi 2 vuosina 2000–2004.

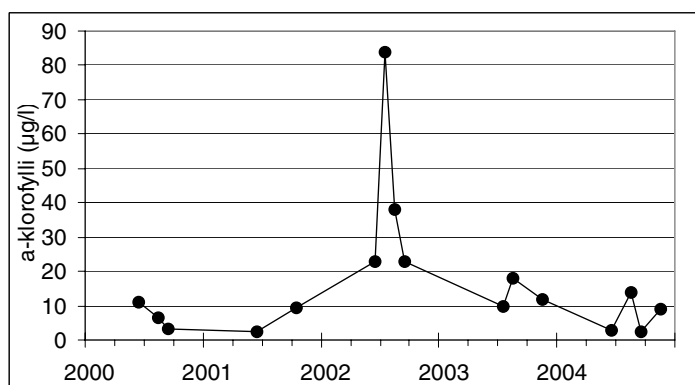


Kuva 22. Kokonaistyppipitoisuus (µg/l) Mäyhjärven pintavedessä havaintopaikalla Mäyhjärvi 2 vuosina 2000–2004.





Kuva 23. Nitraatti- ja nitriittityypipitoisuus (µg/l) Mäyhjärven pintavedessä havaintopaikalla Mäyhjärvi 2 vuosina 2000–2004.



Kuva 24. Klorofylli-a-pitoisuus (µg/l) Mäyhjärven pintavedessä havaintopaikalla Mäyhjärvi 2 vuosina 2000–2004.

### 2.3.1.3 Matjärvi

Matjärvi sijaitsee Hämeen ympäristökeskuksen alueella Hollolan, Asikkalan ja Hämeenkosken kuntien rajalla ja laskee Vesijärven Laitialanselän pohjukkaan. Järven valuma-alueella on runsaasti peltomaata ja pelloilta laskee järveen useita oja. Talvella 2003 Matjärvessä kuoli runsaasti kalaa hapenpuutteeseen. Matjärven vedenlaadusta ei ole lainkaan tietoa ympäristöhallinnon pintavesirekisterissä, mutta Hollolan ja Asikkalan kunta ovat ottaneet joitakin vesinäytteitä. Talvella 2003 Asikkalan kunta otti kahdet näytteet (23.1 ja 27.3) ja kesällä 2003 yhden (16.7). Viimeisimmät näytteet on otettu 10.8.2004.

23.1.2003 otetuista näytteistä määritettiin vain happipitoisuus ja hapen kyllästysaste sekä mitattiin lämpötila. Kokonaissyvyys oli 2 m. Happi oli jo tuolloin lähes lopussa koko vesipatsaasta, sillä päällyksivedessä pitoisuus oli vain 0,5 mg/l (kyllästysprosentti 4). Veden lämpötila oli 1 m:n syvyydessä 0,4 °C ja 2 m:ssä 4,3 °C.

27.3.2003 happea ei tulosten mukaan ollut päällyksivedessä lainkaan mutta alusvedessä (2 m) siitä oli 3 % jäljellä. Vesi on ollut hyvin ravinteikasta ja selvästi humuspitoista, sillä päällyksiveden kokonaisfosforipitoisuus oli 280 µg/l ja väriarvo 75 mg Pt/l. Kokonaistypen pitoisuus oli 2600 µg/l. Väriarvoon vaikutti osaltaan pohjalta liuennut rauta, jonka pitoisuus päällyksivedessä oli 4200 µg/l.

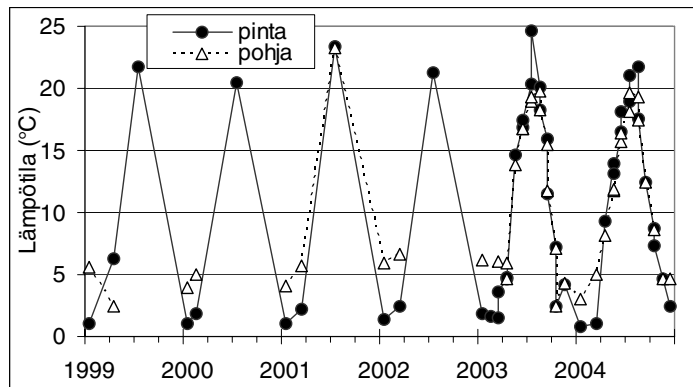
Heinäkuussa 2003 (16.7.) ei otettu lainkaan happinäytteitä. Kokonaisfosforipitoisuus oli 69 µg/l ja kokonaistypen 1500 µg/l.

Elokuussa 2004 (10.8.) päällyksiveden kokonaisfosforipitoisuus oli 85 µg/l ja kokonaistyyppipitoisuus 1688 µg/l. Levää oli vedessä runsaasti, sillä a-klorofyllin arvo oli 58 µg/l. Päällyksivedessä oli happea 7,4 mg/l.

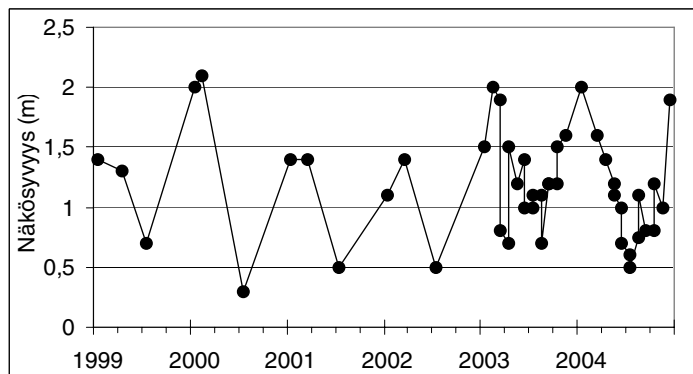
### 2.3.1.4 Högbensjön

Högbensjön-järvi sijaitsee Länsi-Uudellamaalla Karjaan ja Inkoon kunnissa. Järven pinta-ala on 299 ha ja valuma-alueen pinta-ala noin 12 km<sup>2</sup>. Järvi kuuluu Bruksträsketin vesistöalueeseen. Järven itäosan syvänteessä (Bonäsudden) suurin syvyys on noin 6 m. Järvi on muutoin melko tasapohjainen ja matala, sen syvyys vaihtelee enimmäkseen välillä 2-3 m. Järveen tulee kuormitusta pääasiassa maataloudesta ja haja- ja loma-asutuksesta. Järven itäpuolella sijaitsee suoalue, jolla on turvetuotantoa. Järvellä on tehty hoitokalastuksia useina vuosina. (Penttilä (toim.) 2000.) Högbensjöstä on vedenlaatum havaintoja vuosina 1999–2000 kolme kertaa vuodessa ja vuosina 2003–2004 18 kertaa vuodessa.

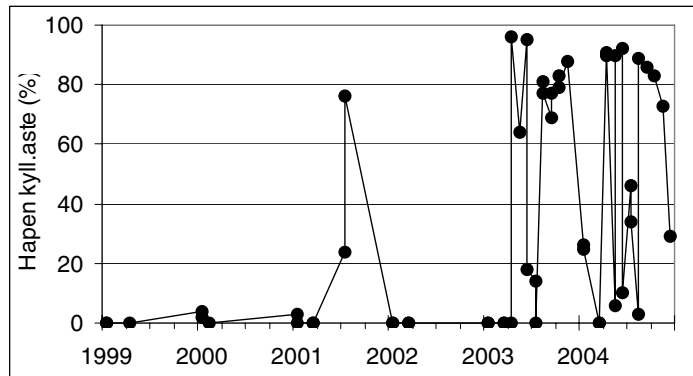
Högbensjössä pohjan happitilanne on ollut toistuvasti huono loppupalvella ja loppukesällä. Pohjan lämpötila on ollut melko korkea mm. talvina 2002 ja 2003. Näkösyvyys on vaihdellut välillä 0,5-2 m. Kokonaistyyppipitoisuus laski selvästi kalakuolemaa seuranneena keväänä 2003 ja oli talvella 2003–2004 aiempia vuosia alhaisemmalla tasolla. Tyyppipitoisuus nousi jälleen sateisena loppukesänä 2004. Kokonaisfosfori ja klorofylli ovat vaihdelleet kuten aiempinakin vuosina. Högbensjöllä tulosten tarkastelua vaikeuttaa se, että vedenlaatum tuloksia on harvakseltaan ennen vuotta 2003. (Kuvat 25–31.)



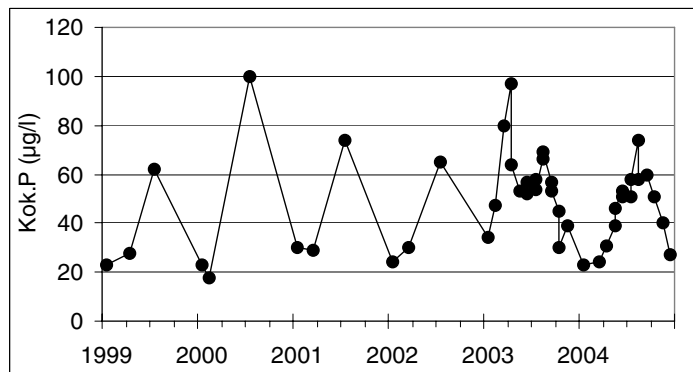
Kuva 25. Lämpötila Högbensjön-järven pintavedessä ja alusvedessä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.



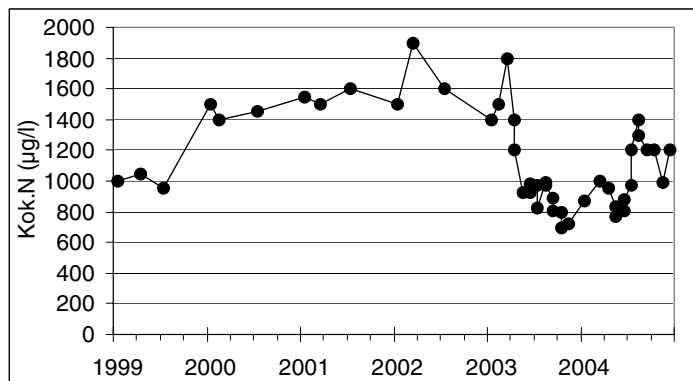
Kuva 26. Näkösyvyys (m) Högbensjön-järvellä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.



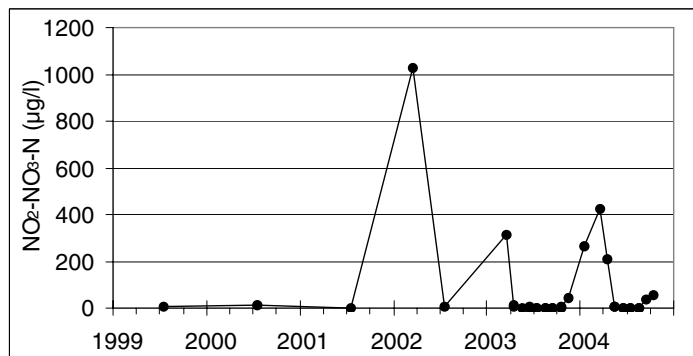
Kuva 27. Happikyllästysaste (%) Högbensjön-järven pohjanläheisessä vesikerroksessa havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.



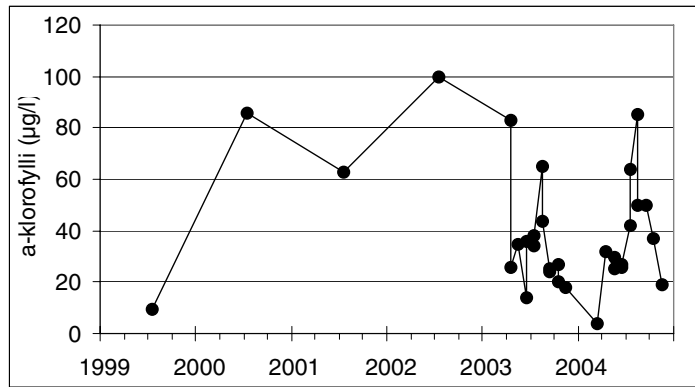
Kuva 28. Kokonaisfosforipitoisuus (µg/l) Högbensjön-järven pintavedessä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.



Kuva 29. Kokonaistyyppipitoisuus (µg/l) Högbensjön-järven pintavedessä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.



Kuva 30. Nitraatti+nitriittityypipitoisuus (µg/l) Högbensjön-järven pintavedessä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.

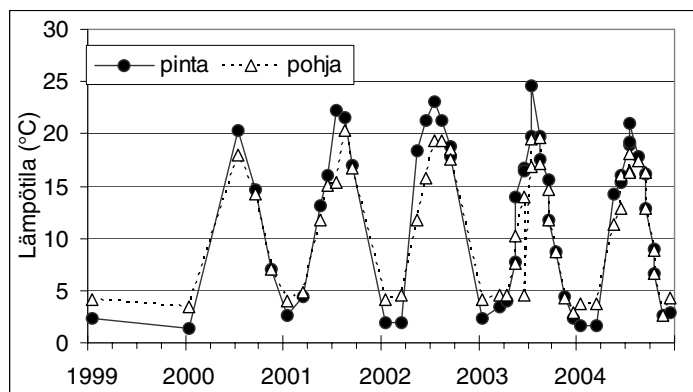


Kuva 31. Klorofylli-a-pitoisuus (µg/l) Högbensjön-järven pintavedessä havaintopaikalla Bonäsudden 2 vuosina 1999–2004.

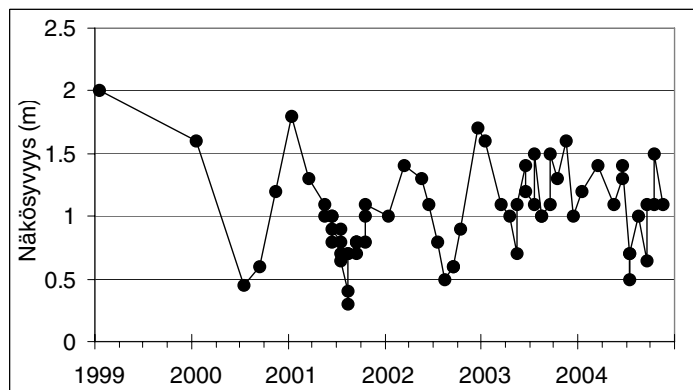
### 2.3.1.5 Joutikas

Joutikas sijaitsee Nummi-Pusulan kunnassa Karjaanjoen vesistöalueen yläosissa. Järven pinta-ala on vain 11,6 ha. Valuma-alueen pinta-alasta ei ole tietoa. Järven keskisyvyys on 2,2 m ja suurin syvyys 3,6 m. Järvi on voimakkaasti rehevöitynyt, ja sitä kuormittaa mm. ympäristössä harjoitettava maatalous. Järvessä on kesäisin toistuvia runsaita sinileväkukintoja. Joutikkaalla on tehty hoitokalastuksia viime vuosina. Joutikkaasta on vedenlaatuhavaintoja vuosilta 1999–2000 vain muutamia kertoja vuodessa ja vuosilta 2001–2004 10–23 kertaa vuodessa.

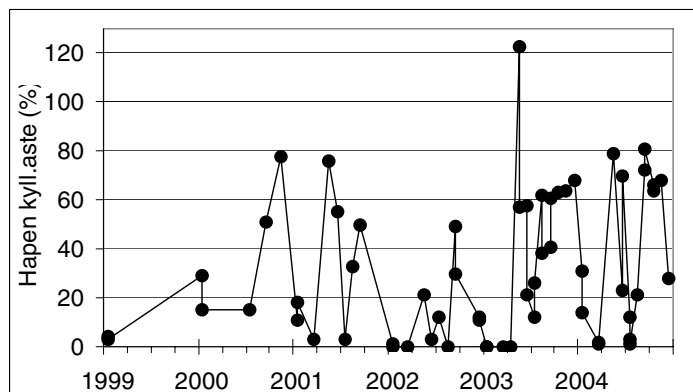
Joutikkaan alusveden happitilanne on ollut toistuvasti huono loppupalvella ja –kesällä. Kesällä 2003 on pohjallakin ollut hapen ylikyllästystila voimakkaan tuotannon seurauksena. Näkösyvyys on vaihdellut välillä 0,5–1,5 m. Myös Joutikkaassa kokonaistypipitoisuudet olivat hiukan aiempia vuosia alemmalla tasolla kalakuoleman jälkeen vuosina 2003–2004. Klorofyllipitoisuudet olivat kesällä 2004 korkeita, maksimissaan noin 130 µg/l. (Kuvat 32–38)



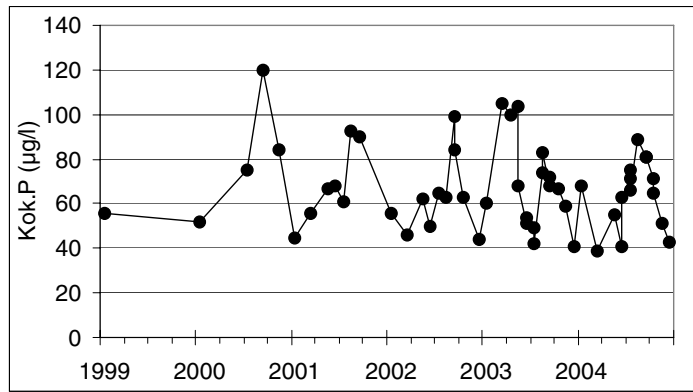
Kuva 32. Lämpötila Joutikkaan pintavedessä ja alusvedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



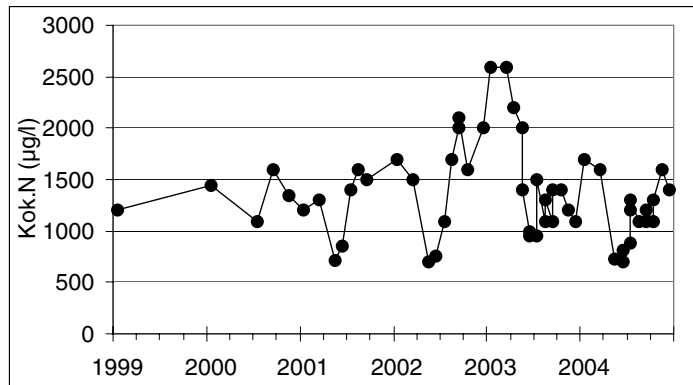
Kuva 33. Näkösyvyys (m) Joutikkaassa (keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



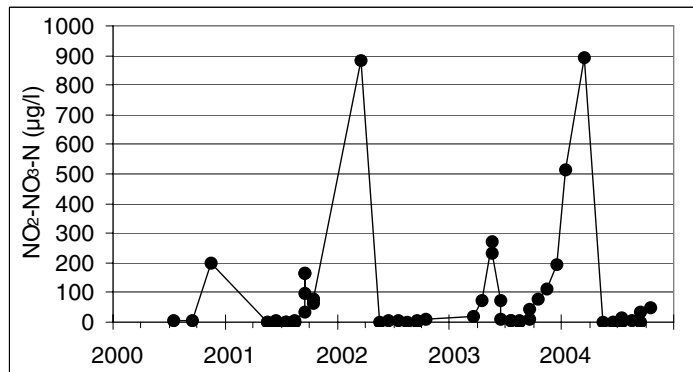
Kuva 34. Happikyllästysaste (%) Joutikkaan pohjanläheisessä vesikerroksessa (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



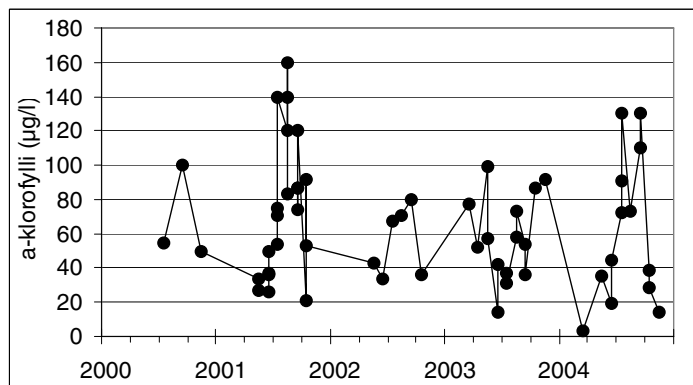
Kuva 35. Kokonaisfosforipitoisuus (µg/l) Joutikkaan pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



Kuva 36. Kokonaistyyppipitoisuus (µg/l) Joutikkaan pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



Kuva 37. Nitraatti+nitriittityypipitoisuus (µg/l) Joutikkaan pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



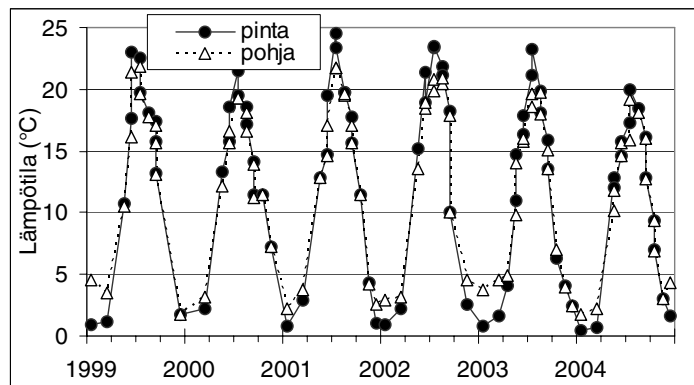
Kuva 38. Klorofylli-a-pitoisuus (µg/l) Joutikkaan pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.

## 2.3.2 Vertailujärvet

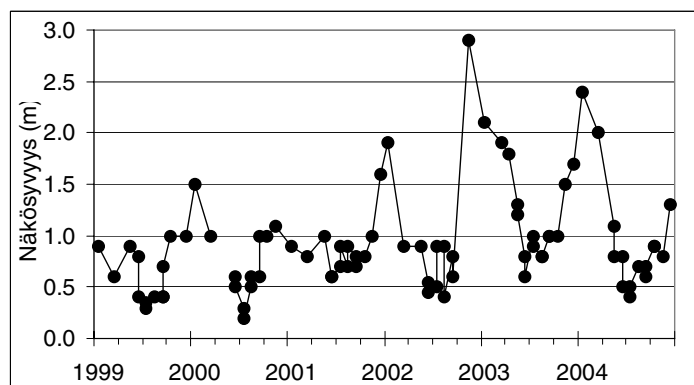
### 2.3.2.1 Vihdin Enäjärvi

Enäjärvi sijaitsee Vihdissä Siuntionjoen vesistöalueen latvaosissa. Järven pinta-ala on 508 ha ja valuma-alueen pinta-ala noin 34 km<sup>2</sup>. Järven lounaispään syvänteen (Rompsinmäki) suurin syvyys on noin 9 m ja järven keskisyvyys on 3,5 m. Järveä kuormittavat pääasiassa maatalous ja haja- ja loma-asutus. Järveen on johdettu aiemmin Nummelan taajaman puhdistettuja jätevesiä vuoteen 1976 saakka. Pitkään jatkunut jätevesikuormitus ja hajakuormitus ovat rehevöittäneet Enäjärveä voimakkaasti. (Lempinen (toim.) 1998.) Järven sisäinen kuormitus onkin edelleen melko suuri. Enäjärvellä ja sen valuma-alueella on tehty monia kunnostustoimenpiteitä jo vuosien ajan, mm. hoitokalastuksia, hapetusta ja valuma-alueen kunnostustoimenpiteitä. Enäjärven käyttökelpoisuusluokka onkin parantunut huonosta välttävään luokkaan vuosien 2000–2003 luokituksessa. Enäjärvestä on vedenlaatum havaintoja 12–16 kertaa vuodessa.

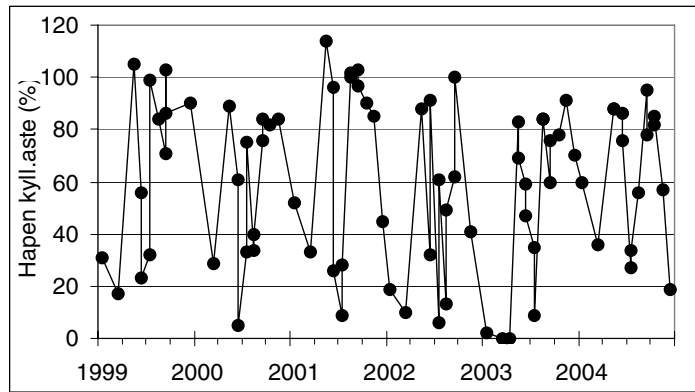
Enäjärven näkösyvyys on ollut talvella vuosina 2002–2004 aiempia vuosia suurempi. Pohjan lämpötila oli talvella 2003 melko korkea, mikä nopeutti hapen kulumista vedestä. Pohjan happitilanne oli huono talvella 2003, muina talvina happitilanne on ollut hieman parempi. Enäjärvestä kokonaisfosforipitoisuudet olivat vuosina 2003–2004 samalla tasolla kuin 2002. Klorofyllimaksimit sen sijaan olivat hiukan nousseet vuoden 2002 tasosta. Kokonaisfosforin ja klorofyllin pitoisuuksissa on havaittavissa laskevaa trendiä pitemmällä ajanjaksolla. Fosfaattifosforin pitoisuudet olivat aiempaa korkeampia sateisena kesänä 2004. Kokonaistyyppipitoisuuden maksimi-arvot olivat 2003–2004 alemmalla tasolla kuin aiempina vuosina. (Kuvat 39–46.)



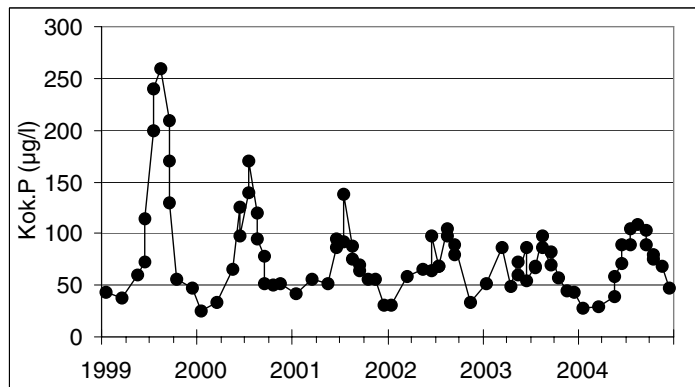
Kuva 39. Enäjärven pintaveden ja alusveden lämpötila Rompsinmäessä vuosina 1999–2004.



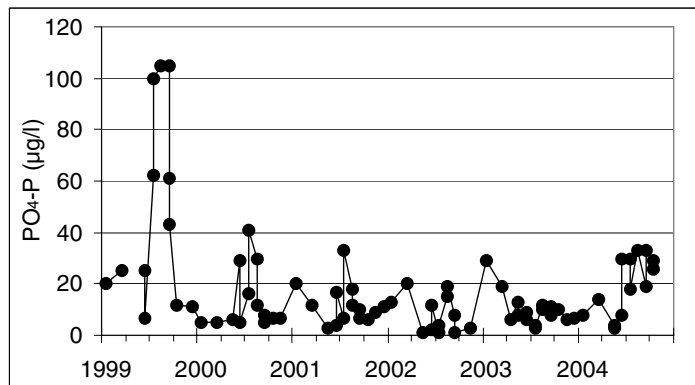
Kuva 40. Enäjärven näkösyvyys (m) Rompsinmäessä vuosina 1999–2004.



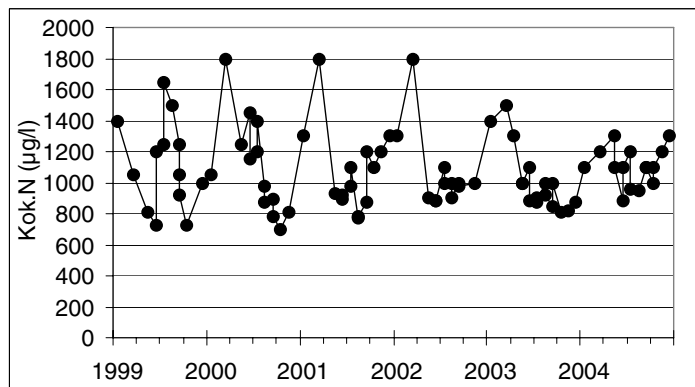
Kuva 41. Hapen kyllästysaste (%) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pohjanläheisessä vesikerroksessa vuosina 1999–2004.



Kuva 42. Kokonaisfosforipitoisuus (µg/l) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pintavedessä vuosina 1999–2004.

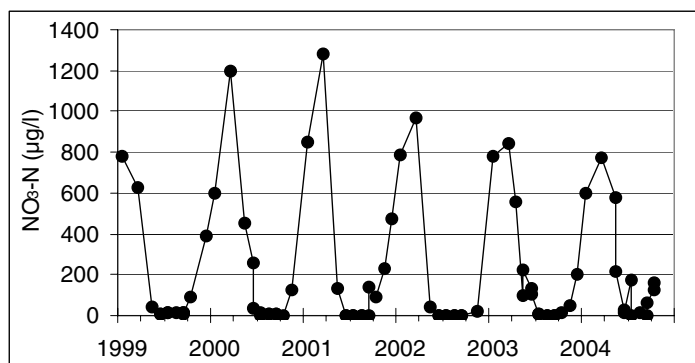


Kuva 43. Fosfaattifosforipitoisuus (µg/l) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pintavedessä vuosina 1999–2004.

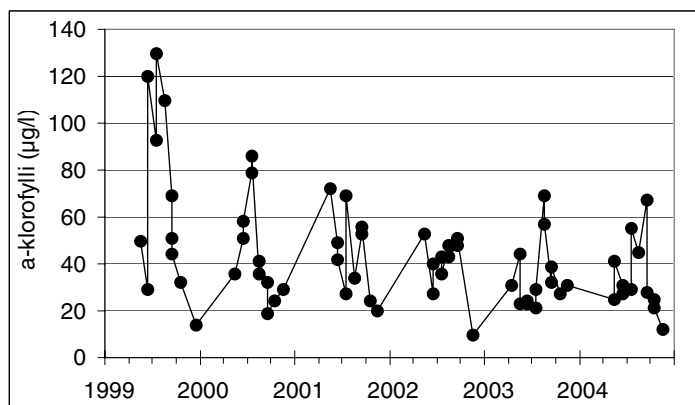


Kuva 44. Kokonaistyyppipitoisuus (µg/l) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pintavedessä vuosina 1999–2004.





Kuva 45. Nitraattityypipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pinta-vedessä vuosina 1999–2004.

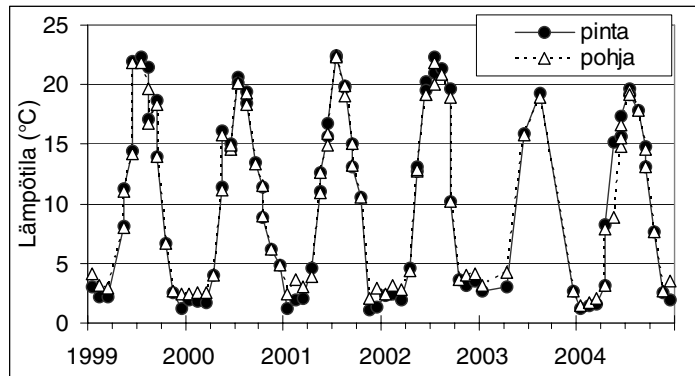


Kuva 46. Klorofylli-a-pitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Enäjärven Rompsinmäen havaintopaikan pinta-vedessä vuosina 1999–2004.

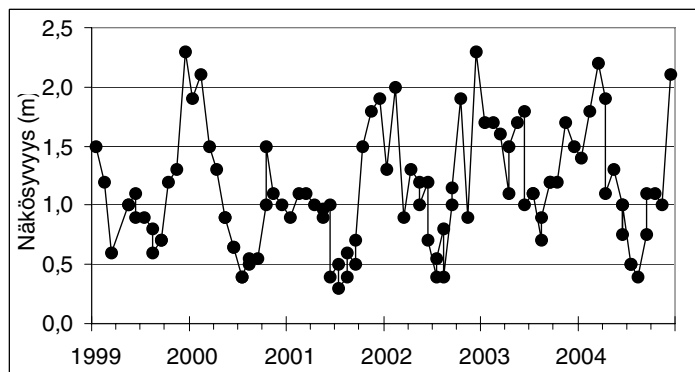
### 2.3.2.2 Rusutjärvi

Rusutjärvi sijaitsee Tuusulassa Vantaanjoen vesistöalueella. Järven pinta-ala on 139 ha ja valuma-alueen pinta-ala  $9,6 \text{ km}^2$ . Järven keskisyvyys on 2,5 m ja suurin syvyys 3,5 m. Järveä kuormittavat pääasiassa maatalous ja haja-asutus. Rusutjärvellä on tehty kunnostustoimenpiteitä, mm. tehokalastuksia, petokalaistutuksia, vesikasvillisuuden niittoa ja ruoppauksia. Tehokalastuksia ei ole tehty vuoden 1999 jälkeen. Järveen on johdettu vuosittain lisävetä Päijännetunnelista. Rusutjärvestä on vedenlaatu havaintoja 15–17 kertaa vuodessa.

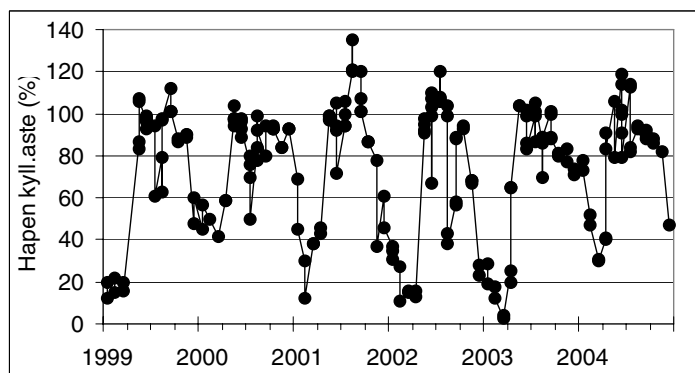
Rusutjärven alusvedessä ei ole talvisin todettu hapettomuutta talvea 2003 lukuun ottamatta. Järvi kerrostuu yleensä vain heikosti tai ei ollenkaan. Näkösyvyys on kesäisin pienimmillään alle 0,5 m. Kokonaisravinnepitoisuuksien maksimi-arvot olivat suhteellisen alhaisella tasolla kesällä 2003, mutta nousivat 2004 jälleen tavanomaiselle tasolle. Nitriitti- ja nitraattityypin pitoisuus oli talvella 2003 huomattavasti pienempi kuin muina talvina. Klorofyllipitoisuuden huippu oli kesällä 2003 aiempia vuosia alempana, mutta nousi jälleen kesällä 2004. (Kuvat 47–54.)



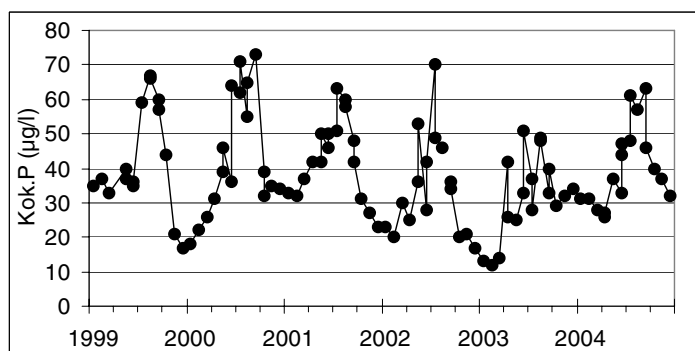
Kuva 47. Lämpötila Rusutjärven pintavedessä ja alusvedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



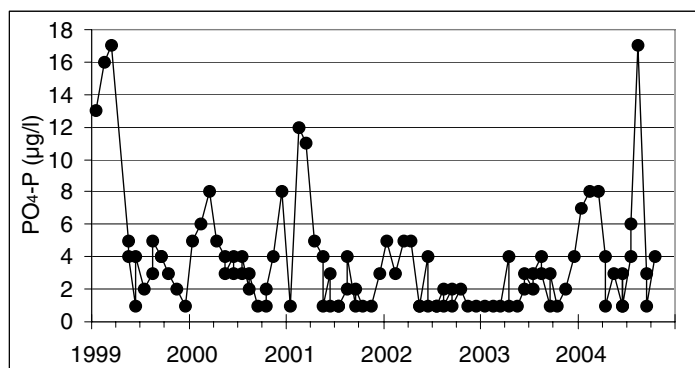
Kuva 48. Näkösyvyys (m) Rusutjärvellä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



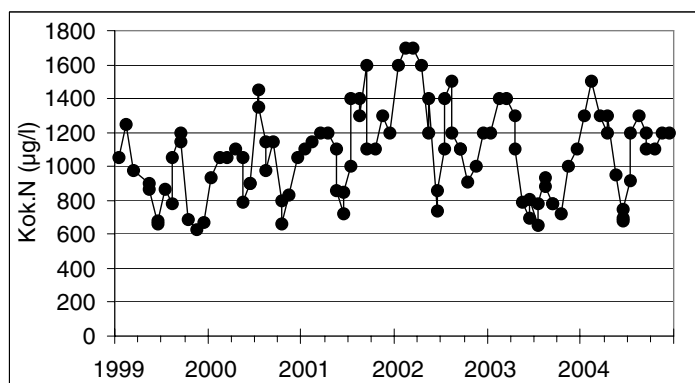
Kuva 49. Pohjanläheisen vesikerroksen happikyllästysaste (%) Rusutjärvellä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



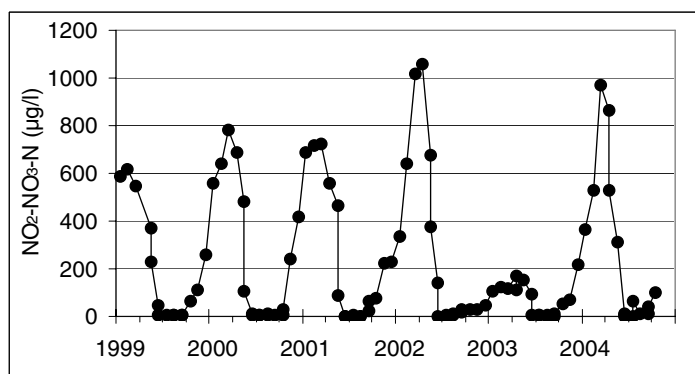
Kuva 50. Kokonaisfosforipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Rusutjärven pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



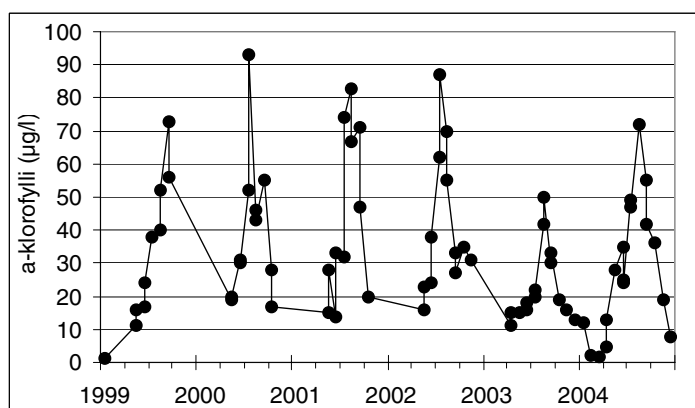
Kuva 51. Fosfaattifosforipitoisuus (µg/l) Rusutjärven pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



Kuva 52. Kokonaistyyppipitoisuus (µg/l) Rusutjärven pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



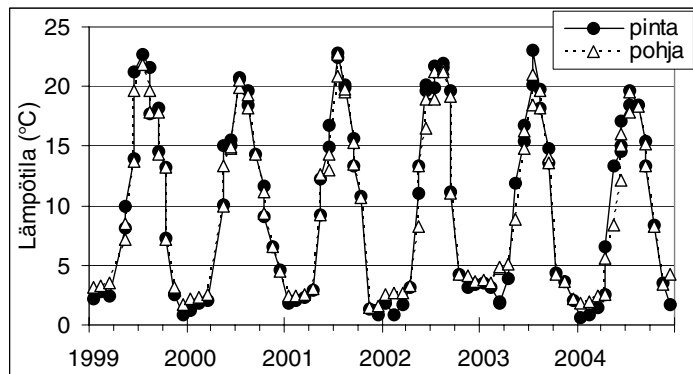
Kuva 53. Nitraatti+nitriittityypipitoisuus (µg/l) Rusutjärven pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.



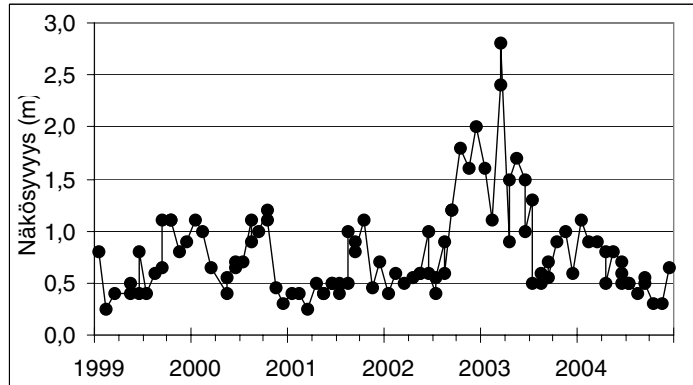
Kuva 54. Klorofylli-a-pitoisuus (µg/l) Rusutjärven pintavedessä (havaintopaikka keskiosa 1) vuosina 1999–2004.

### 2.3.2.3 Tuusulanjärvi

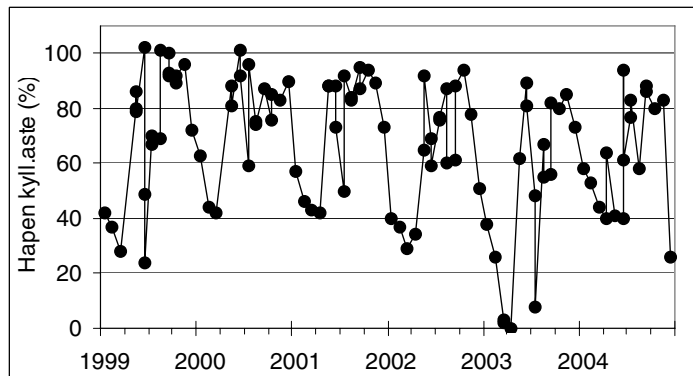
Tuusulanjärvi sijaitsee Tuusulan ja Järvenpään kaupunkien alueilla Vantaanjoen vesistöalueella. Järven pinta-ala on 600 ha ja valuma-alueen pinta-ala 92 km<sup>2</sup>. Järven keskisyvyys on 3,2 m ja suurin syvyys Halosenniemen syvänteessä on 9,8 m. Järveä kuormittavat nykyisin eniten maatalous ja haja-asutus. Järveen on johdettu puhdistettuja jätevesiä vuoteen 1979 saakka. Järven sisäinen kuormitus on edelleen suurta. Järveä on kunnostettu monin keinoin vuosien ajan mm. hapetuksilla, tehokalastuksilla, petokalaistutuksilla, niitoilla ja rantaruoppauksilla. Myös järven valuma-alueella on tehty toimenpiteitä ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi. Järven tila onkin parantunut merkittävästi, ja kunnostustoimenpiteiden vaikutukset ovat nähtävissä mm. klorofyllipitoisuuden alenemisena pitkällä aikajaksolla. (Aronsoo, toim. 2001.) Tuusulanjärvestä on vedenlaatuhavaintoja 16–18 kertaa vuodessa.



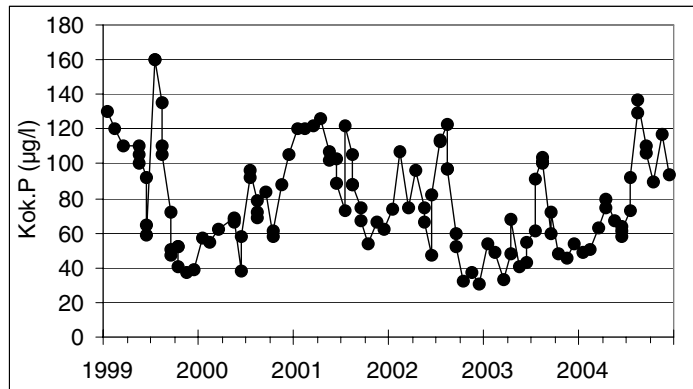
Kuva 55. Lämpötila Tuusulanjärven pintavedessä ja alusvedessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



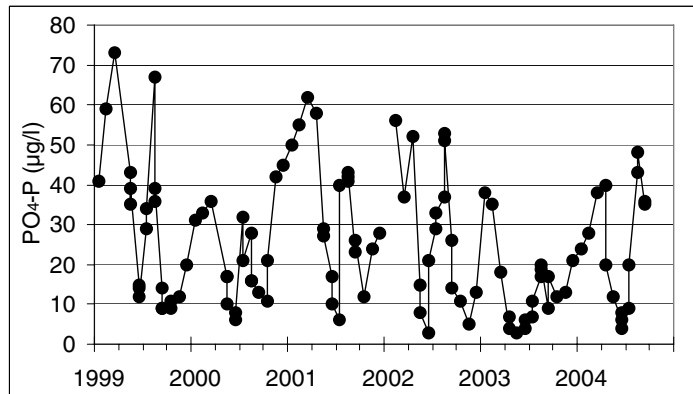
Kuva 56. Näkösyyvyys (m) Tuusulanjärvellä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



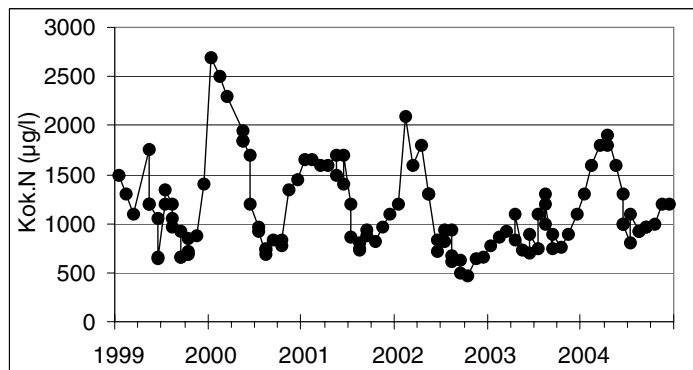
Kuva 57. Pohjanläheisen vesikerroksen happikyllästysaste (%) Tuusulanjärvessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



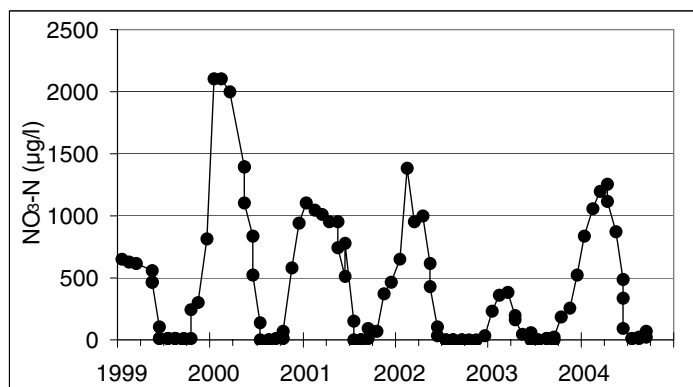
Kuva 58. Kokonaisfosforipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Tuusulanjärven pintavedessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



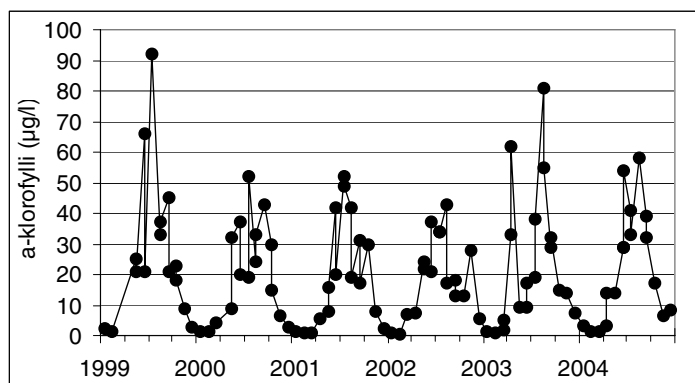
Kuva 59. Fosfaattifosforipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Tuusulanjärven pintavedessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



Kuva 60. Kokonaistyyppipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Tuusulanjärven pintavedessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



Kuva 61. Nitraattityypipitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Tuusulanjärven pintavedessä (havaintopaikka syväne 89) vuosina 1999–2004.



Kuva 62. Klorofylli-a-pitoisuus ( $\mu\text{g/l}$ ) Tuusulanjärven pintavedessä (havaintopaikka syvännä 89) vuosina 1999–2004.

## 2.4 Tulosten tarkastelua

Järvien veden laatuun vaikuttavat järven sisällä tapahtuvien muutosten lisäksi ratkaisevasti myös valuma-alueelta tulevan ravinne- ja maa-aineksen kuormitus, joka taas riippuu sääoloista. Tarkasteltujen järvien vedenlaatutuloksissa on selvästi nähtävissä vuosien 2002–2003 kuivan kauden vaikutukset ja toisaalta sateisen kesän ja syksyn 2004 vaikutukset. Näkösyvyys oli monissa järvissä vuosina 2002–2003 tavanomaista suurempi johtuen siitä, että maa-aineksen huuhtoutumat valuma-alueelta jäivät vähäisiksi. Toisaalta lämmin ja poutainen sää kesinä 2002–2003 oli suotuisa levien ja vesikasvillisuuden kasvulle. Loppuvuonna 2004 sateiden vaikutukset näkyivät järvissä veden samentumisena, pieninä näkösyvyyksinä ja kohonneina ravinnepitoisuuksina. Kesällä 2004 viileä ja sateinen sää piti osaltaan leväkukinnat kurissa. Mielenkiintoinen seikka on kokonaistypen ja nitraatti-nitriittitypen pitoisuuksien lasku ja alhaiset pitoisuudet vuoden 2003 aikana. Vastaavasti havaittiin ajoittain korkeita ammoniumtypen pitoisuuksia etenkin alusvedessä. Tämä ilmiö havaittiin niin kalakuolemajärvillä Högbensjöllä ja Joutikkaalla kuin myös vertailujärvinä käytetyillä Enäjärvellä, Rusutjärvellä ja Tuusulanjärvellä. Tähän ovat todennäköisesti niin ikään vaikuttaneet vuosien 2002–2003 kuivuus ja vähäiset valumat maa-alueilta. Myös järvissä mahdollisesti tapahtunut denitrifikaatio on voinut aiheuttaa typen poistumista typpikaasuna vedestä ilmaan.

Kalakuolemien vaikutukset veden laatuun olivat havaittavissa Kalvolan Äimäjärvellä mm. näkösyvyyden kasvamisena ja sameuden vähentymisenä. Muilla järvillä näin selviä vaikutuksia ei havaittu. Kalakuolemien mahdollisia vaikutuksia järvien vedenlaatuun suuntaan tai toiseen on erittäin vaikea erottaa muusta, mm. hydrologisten tekijöiden ja sääolojen aiheuttamasta vaihtelusta. Järvillä on tehty myös erilaisia kunnostustoimenpiteitä, mm. hoitokalastuksia ja vesimassan hapetusta, jotka osaltaan vaikuttavat järvien happitilanteeseen, ravinnepitoisuuksiin ja sitä kautta moniin muihin muutuksiin.

## Lähteet

Aronsuu, I. (toim.) 2001. Tuusulanjärven kunnostusprojekti vuonna 2000. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Uudenmaan ympäristökeskus – Monisteita 90. 68 s. ISBN 952-5237-79-6. ISSN 1238-7185.

Lempinen, P. (toim.) 1998. Vihdin Enäjärven kunnostus: Raportti vuosien 1993–1997 toimenpiteistä ja tutkimuksista. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 78. 99 s. ISBN 952-11-0289-6. ISSN 1238-8610.

Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset. Vuosiraportti 2001. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 262. 136 s. ISBN 951-776-383-2. ISSN 1238-3325.

Penttilä, S. (toim.) 2000. Rehevöityneiden järvien tehokalastusprojekti Uudellamaalla ja Itä-Uudellamaalla: Väli­raportti järvien tilasta, kuormituksesta ja kunnostuksesta vuosina 1998–1999. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus ja Uudenmaan TE-keskus. Uudenmaan ympäristökeskus – Monisteita 71. 118 s. ISBN 952-5237-54-0. ISSN 1238-7185.

Saarinen, A. 2003. Selvitys talvella 2002–2003 ilmenneiden happikatojen aiheuttamisesta kalakuolemista ja ilmastustoimenpiteiden vaikutuksista Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan järvillä. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Uudenmaan ympäristökeskus – monisteita nro 134. 64 s. ISBN 952-463-052-4. ISSN 1238-7185.

## 3. Kalatutkimukset

Hannamari Rantanen, Martti Rask, Jukka Ruuhijärvi ja Sami Vesala

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon riistan- ja kalantutkimus 16970, Evo

### 3.1 Johdanto

Pienten rehevöityneiden järvien happivaje on Suomessa lähes jokatalvinen ilmiö, mutta talvella 2002–2003 happitilanne oli poikkeuksellisen huono erityisesti Etelä-Suomessa. Happi loppui järvistä monin paikoin kokonaan, mikä aiheutti runsaitakin kalakuolemia. Kalakuolemia alkoi esiintyä jo alkutalvesta, kun normaalisti huonoin happitilanne saavutetaan vasta talven lopulla maaliskuuhuhtikuussa (Uudenmaan ympäristökeskus 2003).

Syynä talven 2002–2003 huonoon happitilanteeseen olivat monin tavoin normaalia poikkeavat sääolosuhteet. Vuosi 2002 oli vähäsateinen, joten syksyllä järvien vedet olivat alhaalla ja virtaukset vähäisiä. Vedet olivat jopa puoli metriä keskimääräistä matalammalla ja järviin laskevat purot olivat monin paikoin kuivuneet kokonaan. Järvien vesitilavuus oli siis syksyllä keskimääräistä pienempi, mikä merkitsi jo valmiiksi pienempää hapen kokonaismäärää talven saapuessa. Lisäksi talvi tuli runsasta kuu-kautta aikaisemmin kuin normaalisti, mikä aiheutti sen, että järvien vesimassat eivät ehtineet sekoittua ja jäähtyä kunnolla. Alusvesiin jäi lämmintä vähähappista vettä ja hajotustoiminta jatkui vilkkaana vielä jäiden tultuakin kuluttaen happea. Myös talven ankaruus ja tavallista paksumpi jääkerros vaikeuttivat tilannetta.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen, Uudenmaan ja Hämeen ympäristökeskusten sekä työvoima- ja elinkeinokeskusten sekä Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä tehtiin vuoden 2003 aikana tutkimus talven 2002–2003 happikatojen ja niiden aiheuttamien kalakuolemien vaikutuksista viidessä eteläsuomalaisessa rehevöityneessä järvessä. Tavoitteena oli tutkia veden laadun, kasviplanktonin, eläinplanktonin ja kalojen vasteita happikadolle ja kalakuolemille. Lisäksi tavoitteena oli arvioida kalakuolemien aiheuttamia kalataloudellisia haittoja sekä mahdollisuuksia niiden lieventämiseen. Tässä raportissa esitetään havaintoja happikadon vaikutuksista kalayhteisöihin ennen ja jälkeen kalakuolemaa tehtyjen verkkokoekalastusten tulosten perusteella.

### 3.2 Aineisto ja menetelmät

#### 3.2.1 Tutkimusjärvet

Tutkimusjärviä oli viisi. Näistä Asikkalan Matjärvi (47 ha), ja Kalvolan Äimäjärvi (850 ha) sijaitsevat Hämeessä, Lempäälän Mäyhäjärvi (213 ha) Pirkanmaalla sekä Karjaan Högbensjön (290 ha) ja Nummi-Pusulän Joutikas (11,5 ha) Uudellamaalla. Äimäjärvessä on kaksi erilaista osaa, jotka ovat tässä ja aiemmissa kalatutkimuksissa (Olin & Ruuhijärvi 2002, Rask ym. 2003) käsitelty erillisinä. Kaikki tutkimusjärvet ovat rehevöityneitä ja niissä on tehty aiemmin rehevöitymisen haittojen lieventämiseen pyrkiviä kunnostuksia sekä seurattu kunnostusten vaikutuksia veden laatuun. Useimpia järviä on myös tutkittu erilaisten hankkeiden yhteydessä, joten niistä on olemassa melko hyvät perustiedot ajalta ennen talven 2002–2003 happikatoa ja kalakuolemia. Vertailujärvinä toimivat Rusutjärvi (139 ha) ja Tuusulanjärvi (600 ha), jotka



sijaitsevat Uudellamaalla. Molemmat ovat rehevöityneitä ja myös niissä on tehty kunnostustoimenpiteitä ja monenlaista tutkimusta (Olin & Ruuhijärvi 2004).

### 3.2.2 Aineiston kerääminen ja käsittely

Tutkimusjärvillä suoritettiin verkkokoekalastukset keväällä ja kesällä 2003. Vertailujärvillä kalastettiin ainoastaan kesällä. Kalastuksissa käytettiin NORDIC-yleiskatsausverkkoja syvyysvyöhykkeittäin ositetun satunnaisotannan periaattein (Kurkilahti & Rask 1999). Keväällä koekalastukset tehtiin touko-kesäkuussa kalaston tilan selvittämiseksi heti happikadon jälkeen ennen uuden vuosiluokan rekrytoitumista NORDIC- verkkojen saaliiseen ja kesällä heinäkuun puolivälin ja syyskuun alun välisenä aikana. Järvikohtainen pyyntiponnistus vaihteli järvien koon ja syvyysuhteiden mukaisesti keväällä Joutikkaan 5:n ja Äimäjärven Rastinselän 36:n sekä kesällä Joutikkaan 10:n ja Tuusulanjärven 55 verkkoyön välillä.

Vuonna 2004 tutkimusjärvistä kalastettiin Matjärvellä, Mäyhäjärvellä ja Äimäjärvellä. Kalastukset tehtiin ainoastaan kesällä. Myös vertailujärvillä kalastettiin kesällä 2004. Kalastukset suoritettiin samoilla pyyntiponnistuksilla kuin aiempina vuosina.

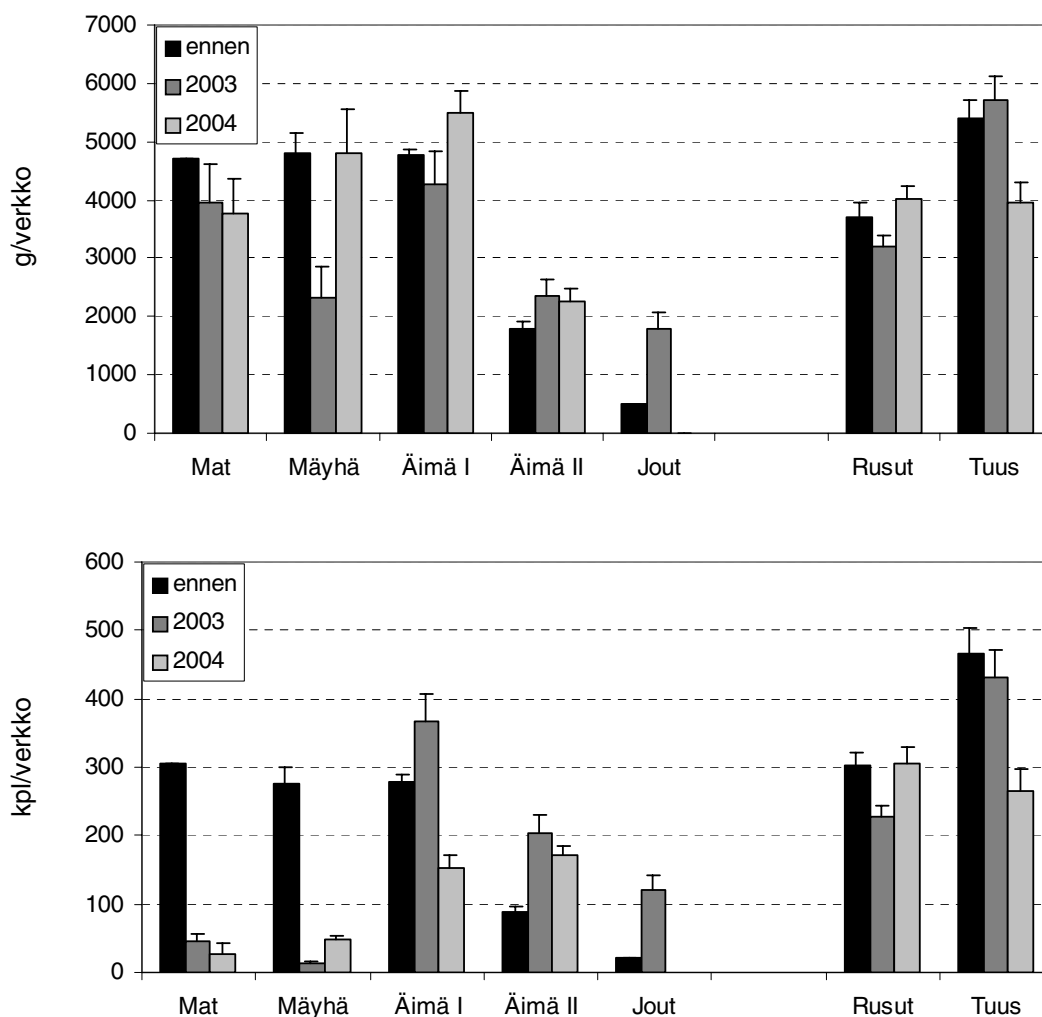
Kesien 2003 ja 2004 yksikkösaalistietoja verrattiin järvikohtaisesti aiempien vuosien yksikkösaalistietoihin. Aikaisemman kalastuksen ajankohta vaihteli eri järvillä, mutta kaikilla järvillä Högbensjöta lukuun ottamatta oli kalastettu NORDIC-yleiskatsausverkoilla 2000-luvun aikana ennen talven 2002–2003 happikatoa. Högbensjöllä vertailu perustuu järvellä tehtyihin syysnuottauksiin. Järvikohtaisia yksikkösaalismsuutoksia verrattiin vertailujärvinä toimivien Rusutjärven ja Tuusulanjärven yksikkösaalismsuutoksiin ajanjaksolla 2002–2004. Lisäksi verrattiin järvikohtaisesti kevään ja kesän 2003 ja kesän 2004 yksikkösaalistietoja happikadosta selviämisen ja toipumisen arvioimiseksi.

## 3.3 Tulokset

### 3.3.1 Yhteenveto tuloksista

Kaikissa tutkimusjärvissä kaloja oli selvinnyt talven happikadosta. Painoyksikkösaaliit laskivat selvästi vain Mäyhäjärvessä verrattuna kalakuolemaa edeltäviin havaintoihin. Kalojen lukumäärät vähenivät selvästi Matjärvessä ja Mäyhäjärvessä, mutta olivat Äimäjärvessä aiempaa suurempia jo loppukesällä 2003.

Kalalajien runsaussuhteissa ja kalojen pituusjakautumissa havaittiin selviä kalakuolemien aiheuttamia ja niistä seuranneita muutoksia. Ahven- ja särkikaloiden suhteelliset osuudet saaliissa muuttuivat happikatojärvillä huomattavasti enemmän kuin vertailujärvillä. Ahvenkalojen biomassaosuus yksikkösaaliista laski Matjärvellä, Mäyhäjärvellä sekä Högbensjöllä murto-osaan (0-3 %) kalakuolemia edeltäneeltä tasolta (20–37 %) ja Äimäjärven eteläosassakin selvästi, 40 %:sta 17 %:iin. Särkikalaosuudet kasvoivat vastaavasti. Äimäjärven pohjoisosassa ahven kuitenkin runsastui särkikaloihin verrattuna. Joutikkaassa, Tuusulanjärvessä ja Rusutjärvessä ahvenkalojen ja särkikaloiden osuuksien suhde säilyi kutakuinkin ennallaan.



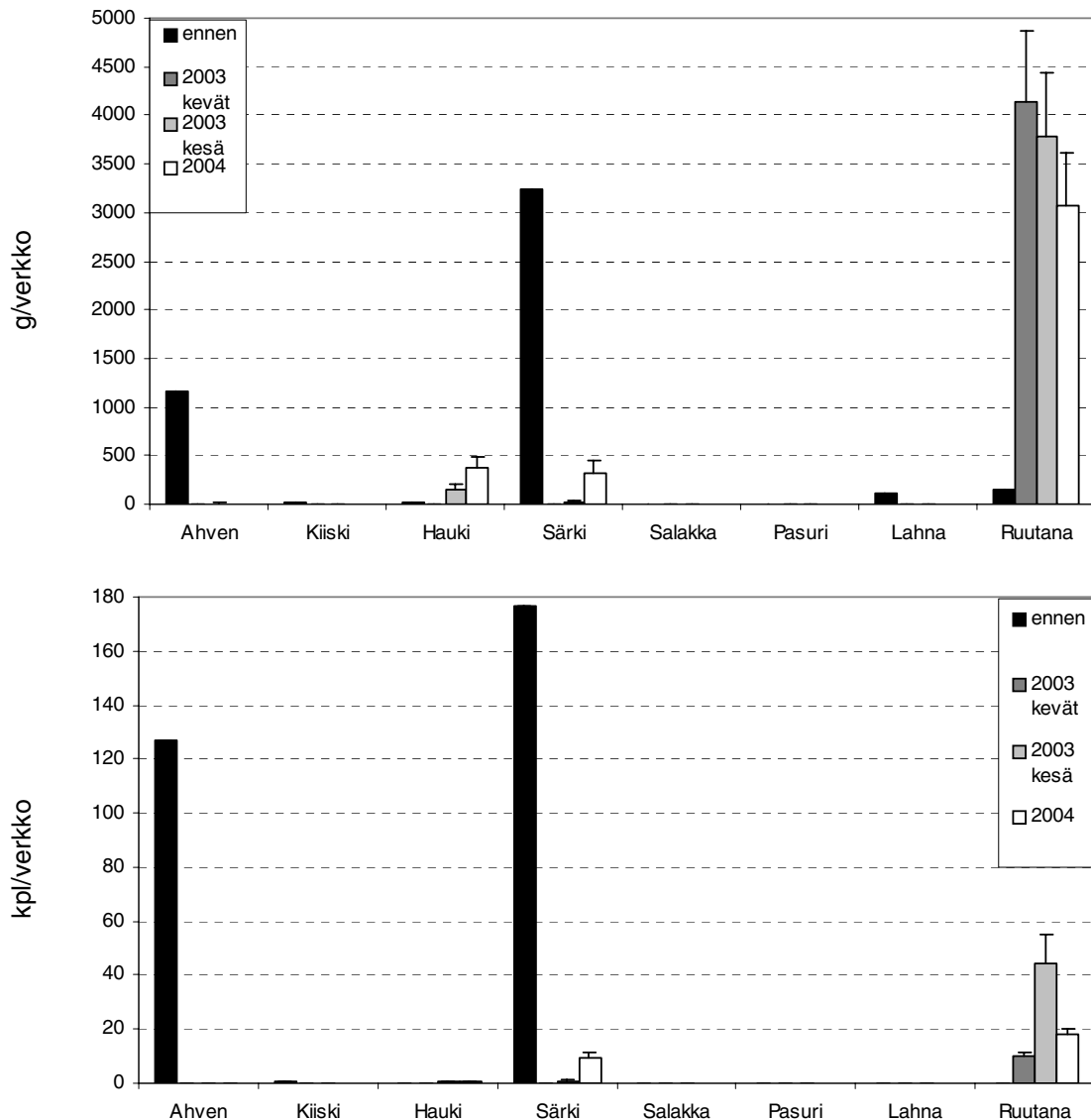
Kuva 1. Kuvaajissa vasemmalla happikatojärvien verkkokoekalastusten kokonaisyksikkösaaliit ennen happikatoa ja happikadon jälkeen vuosina 2003 ja 2004. Oikealla vertailujärvien kokonaisyksikkösaaliit vuosina 2002 - 2004. Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE). Högbensjön tulokset puuttuvat aiempien vuosien aineistonkeruumenetelmien erilaisuuden vuoksi. Mat=Matjärvi, Mäyhä=Mäyhäjärvi, Äimä I=Äimäjärven pohjoisosa, Äimä II=Äimäjärven eteläosa, Jout=Joutikas, Rusut=Rusutjärvi, Tuus=Tuusulanjärvi.

### 3.3.2 Järvikohtainen tarkastelu

#### 3.3.2.1 Matjärvi

Matjärvellä happikadon vaikutukset näkyivät selvästi koekalastussaalessa. Kevään 2003 kalastuksessa Matjärvestä saatiin vain yhtä lajia, ruutanaa (*Carassius carassius*), kun kesän 2000 kalastuksen perusteella järvessä oli ainakin kahdeksaa lajia. Kesän 2003 kalastuksissa saatiin ruutanan lisäksi jonkin verran haukea (*Esox lucius*) ja särkeä (*Rutilus rutilus*), sekä yksi ainoa ahven (*Perca fluviatilis*). Ruutana oli kuitenkin edelleen selvästi runsain laji (95,5 % saaliin painosta ja 96,9 % yksilömäärästä). Haukia oli istutettu ja särjet olivat todennäköisesti säästyneet järvessä tai siihen laskevissa puroissa. Vuonna 2004 ruutanan osuus saaliissa laski jonkin verran kesästä 2003 (81,4 % painosta ja 65,2 % yksilömäärästä). Särjen osuus kasvoi sekä paino- että yksilösa-

liissa eniten. Matjärven kokonaisyksikkösaalis laski happikatoa edeltävästä ajasta huomattavasti. Erityisesti särki- ja ahvensaaliit laskivat. Kokonaan saaliista jäivät puuttumaan aikaisemmassa kalastuksessa saadut kiiski (*Gymnocephalus cernuus*), salakka (*Alburnus alburnus*), pasuri (*Abramis bjoerkna*) ja lahna (*Abramis brama*). Ruutanan saalis sen sijaan nousi ja ruutanan kesän 2003 poikasten osuus oli huomattava. Särki- ja haukikantojen toipuminen vaikutti nopeasti ruutanan määriin. Vuoden 2004 saaliissa pienten alle 10 cm pituisten poikasten osuus laski noin neljännekseen vuoteen 2003 verrattuna (39 kpl/verkko vuonna 2003 ja 12 kpl/verkko vuonna 2004). Myös ruutanan painosaalis laski vuodesta 2003. Matjärven ruutanapopulaation huomattava kasvu osoittaa kilpailu- ja saalistustilanteiden muuttuneen järvestä. Happikadon jälkeen ruutanaat lisääntyivät voimakkaasti. Normaalisti muut lajit syövät huomattavassa määrin ruutanan poikasia ja ruutanaa voidaan pitää huonona kilpailijana monilajisissa yhteisöissä (Koli 1998). Jos ruutana kuitenkin on ainoa kalalaji, se pystyy lisääntymään tehokkaasti ja tuottamaan niin tiheän kannan, että kasvu hidastuu (Koli 1998). Vuoden 2003 koekalastuksissa saatiin ruutanoita saaliiksi tasaisesti koko järven alueelta. Vuoden 2004 aikana pienten alle 10 cm ruutanoiden osuus laski etenkin avovesialueiden verkoissa.

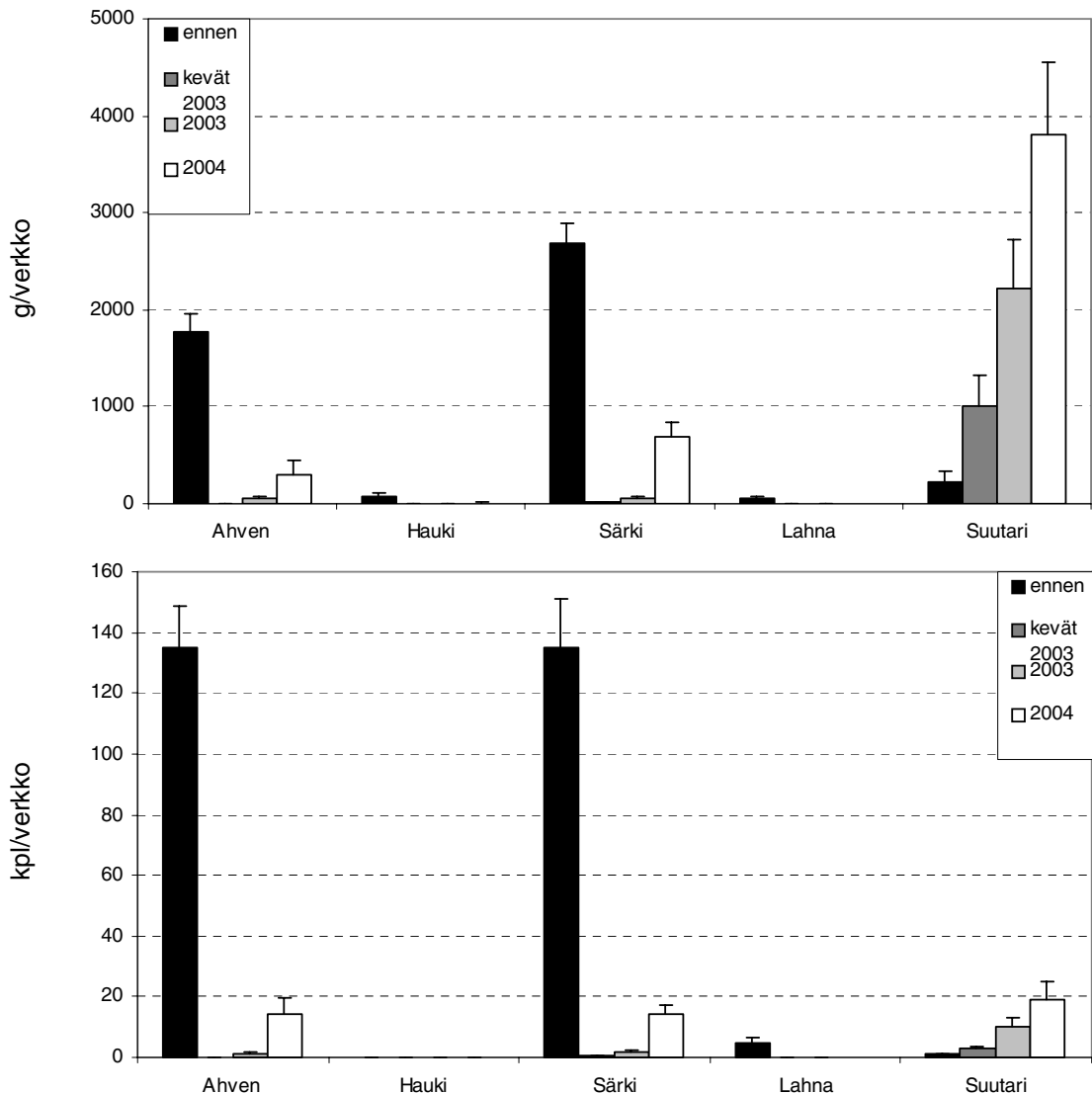


Kuva 2. Matjärven yksikkösaalis (g ja kpl/verkko) lajeittain ennen happikatoa (vuonna 2000) sekä happikadon jälkeisenä keväänä ja kesänä (vuonna 2003). Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE).

### 3.3.2.2 Mäyhjärvi

Myös Mäyhjärvellä happikadon vaikutukset olivat selvästi nähtävissä. Ainoastaan suutarit (*Tinca tinca*) näyttivät selvinneen keväeseen muutaman särjen lisäksi. Vuoden 2002 koekalastukseen verrattuna vuoden 2003 saaliista jäivät kokonaan puuttumaan hauki ja lahna. Kokonaisyksikkösaalis laski vuoden 2002 kalastuksesta huomattavasti, ja pienet ahvenet ja särjet puuttuivat kokonaan kesän 2003 saaliista. Sen sijaan suutarin saalis kasvoi ja saaliiseen ilmestyi erittäin runsaasti kesän 2003 poikasii. Suutarin osuus kesän 2003 saaliista oli 95,3 % painosta ja 78,3 % yksilöistä, kun vuonna 2002 vastaavat luvut olivat 4,8 % ja 0,3 %. Vuoden 2004 kalastuksissa kokonaissaalis lähes kaksinkertaistui painon osalta ja kolminkertaistui yksilösaaliissa. Suutarin saalis nousi eniten (1,6 kg ja 8 yksilöä/ verkko). Painosaaliissa eniten kasvoi kuitenkin särjen osuus (2,2 % vuonna 2003 ja 14,3 % vuonna 2004). Yksilösaaliissa ahvenen osuus kasvoi vuoden 2003 8,5 % :sta vuoden 2004 30,3 % :iin. Vuonna 2004 saatiin saaliiksi myös ensimmäinen hauki happikadon jälkeen.

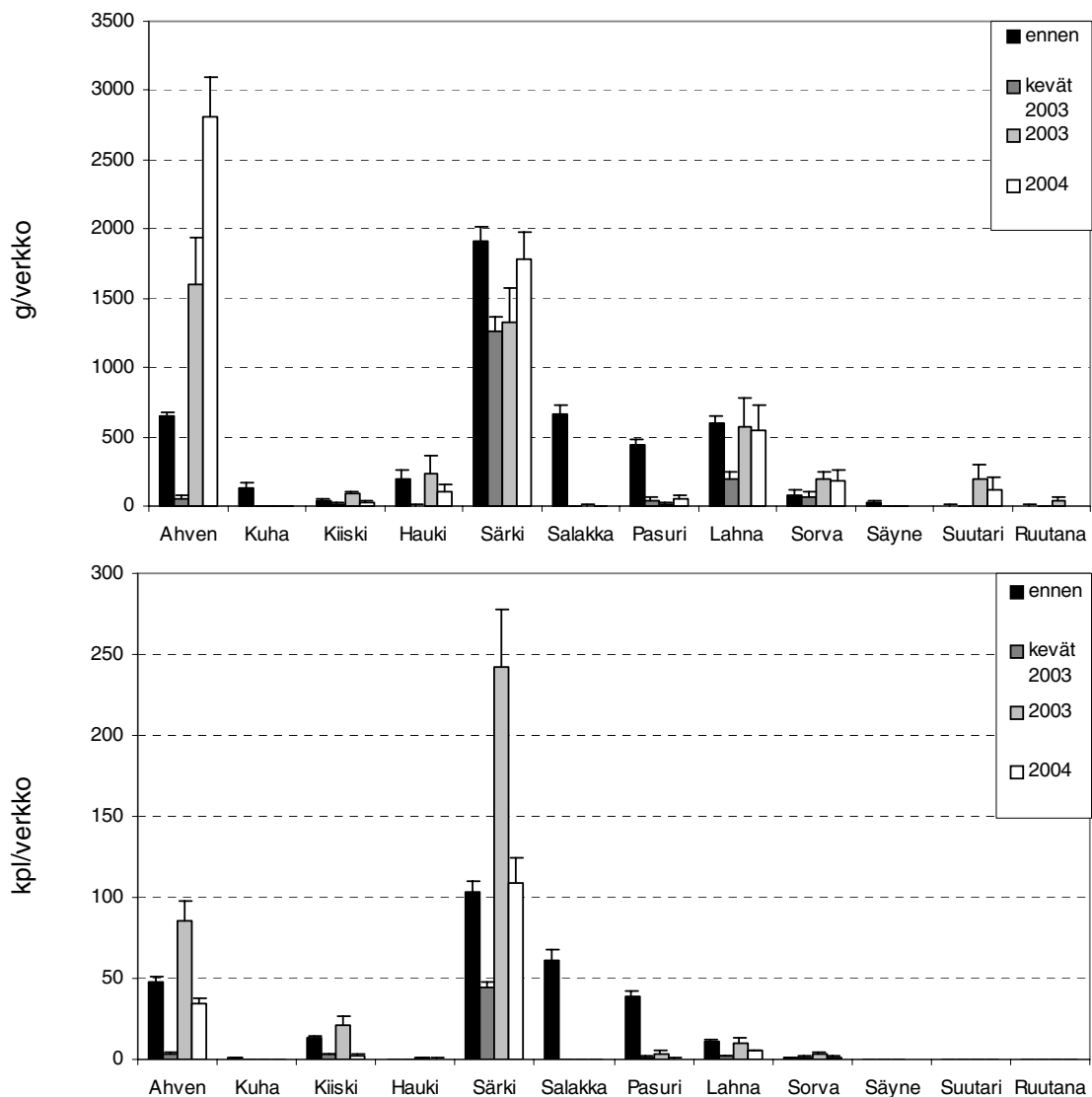
Suutari oleskelee useimmin kasvillisuus-vyöhykkeen ja avoveden reunassa tai kasvillisuuden aukkopaikoilla (Koli 1998). Vuonna 2002 Mäyhjärven koekalastuksissa suutaria saatiinkin lähinnä vain tällaisista pyyntiruuduista. Kesän 2003 kalastuksissa kuitenkin havaittiin, että suutari oli tehokkaasti levittäytynyt koko järven alueelle, koska niitä saatiin saaliiksi myös aivan avovesiruuduista. Myös vuonna 2004 suutaria saatiin saaliiksi myös avovedestä. Hauki- ja ahvenkantojen toipuminen saattaa vaikuttaa jatkossa suutarin esiintymiseen avovesialueella.



Kuva 3. Mäyhjärven yksikkösaalis (g ja kpl/verkkko) lajeittain ennen happikatoa (vuonna 2002) sekä happikadon jälkeisenä keväällä ja kesänä (vuonna 2003).

### 3.3.2.3 Äimäjärvi

Äimäjärven pohjoisosassa kuha (*Sander lucioperca*) hävisi ja salakka- ja pasurikannat taantuivat tai koekalastussaaliin perusteella verrattuna vuoteen 2001. Kokonaispainosaalis laski vuonna 2003, mutta kokonaisyksilösaalis kasvoi. Kokonaisyksilösaaliin kasvu johtui pääasiassa särjen tehokkaasta lisääntymisestä: pieniä kesän 2003 poikasia ilmestyi saaliiseen erittäin paljon. Myös pienten ahventen määrä saaliissa kasvoi. Vuoden 2004 kokonaispainosaalis kasvoi selvästi ollen jopa suurempi kuin vuonna 2001. Painosaaliin kasvu johtui pääosin suurten yli 20 cm pituisten ahventen määrän lisääntymisestä. Ahventen keskikoko kasvoi nelinkertaiseksi vuoden 2003 18,6 grammasta 77,8 grammaan vuonna 2004. Vuonna 2004 särjen vuosiluokka jäi selvästi edellistä vuotta heikommaksi, mikä näkyy kokojakaumassa pienten alle 6 cm pituisten poikasten vähentyneenä määränä. Vuoden 2003 voimakkaan vuosiluokan kasvu nosti kuitenkin särjen painosaalista vuodesta 2003. Tässä tapauksessa happikato ja kalakuolemat lisäsivät yksilöiden määrää kalakuoleman jälkeisenä kesänä edelliseen kalastukseen verrattuna, kun jäljelle

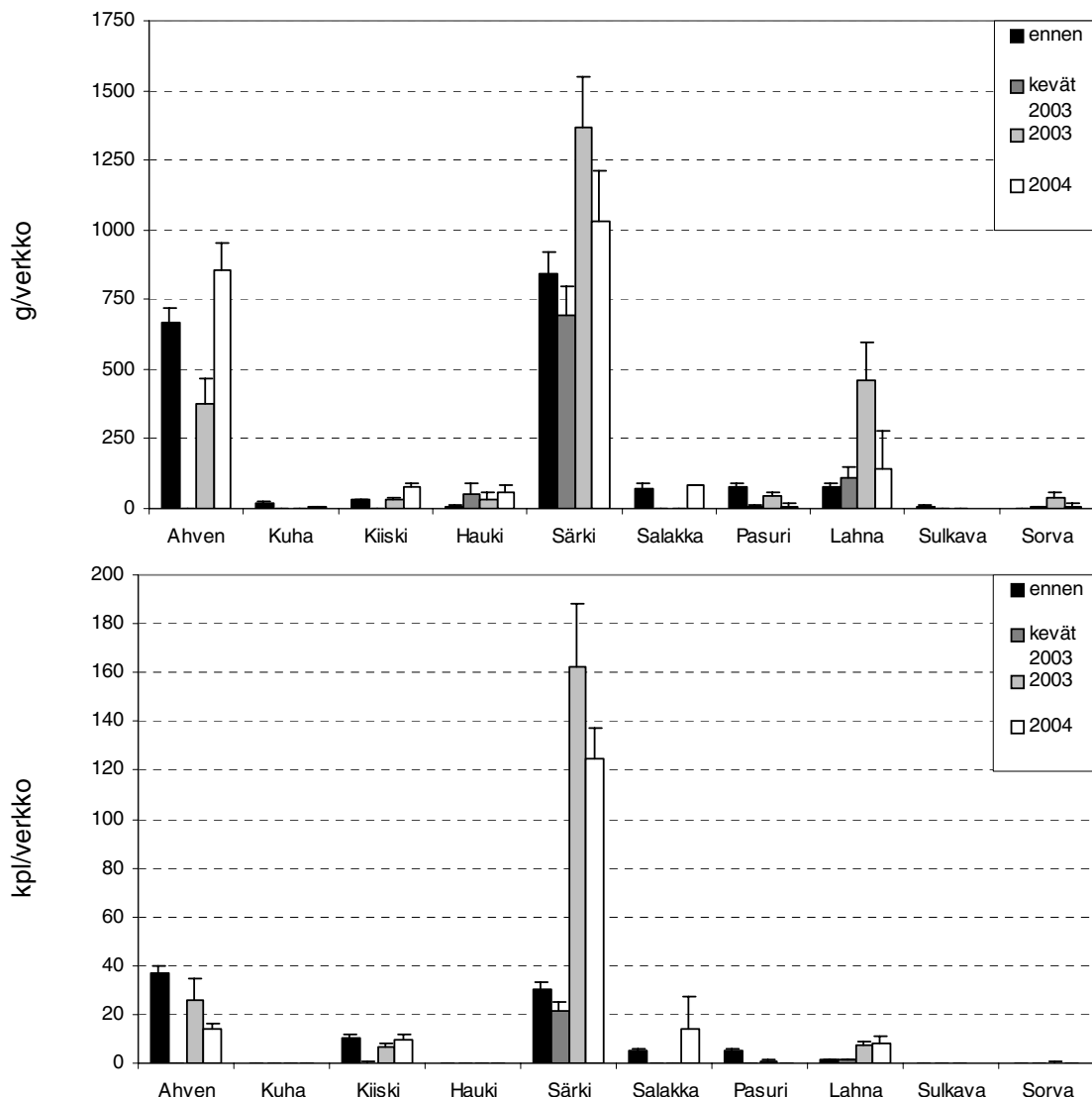


Kuva 4. Äimäjärven pohjoisosan (Kalliomaa) yksikkösaalis (g ja kpl/verkko) lajeittain ennen happikatoa vuonna 2001, happikadon jälkeisenä keväänä ja kesänä vuonna 2003 sekä kesällä 2004. Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE).

jääneet kalat lisääntyivät voimakkaasti. Muutokset olivat suurempia kuin aikaisemmin vuosina 1997–2001 hoitokalastusprojektissa (HOKA) havaitut (Olin & Ruuhijärvi 2002). Vuonna 2004 yhtä voimakkaita vuosiluokkia ei syntynyt osittain viileän kevään ja osittain lisääntyneen predaation vaikutuksesta.

Äimäjärven eteläosassa kuha ja salakka jäivät puuttumaan vuoden 2003 saaliista kokonaan vuoden 2001 koekalastukseen verrattuna. Pasuri väheni huomattavasti ja myös ahvenen saalis pieneni. Hyötyjiä olivat puolestaan särki ja lahna, mikä näkyi näiden kasvaneina saaliina ja pienten yksilöiden suurena määränä. Kokonaisuksikkösaalis nousi vuoteen 2001 verrattuna ja muutokset olivat suurempia kuin hoitokalastusprojektissa vuosina 1997–2001 havaitut (Olin & Ruuhijärvi 2002). Vuoden 2004 saaliissa ahvenen painosaalis oli palautunut vuoden 2001 tasolle ja keskipaino oli noussut vuoden 2001 18,2 grammasta 60,0 grammaan. Myös vuoden 2003 runsas vuosiluokka oli kasvanut hyvin ja pituusjakauman huippu siirtyi vuoden 2003 7 cm pituudesta 13 cm:iin. Vuoden 2004 vuosiluokka jäi heikoksi, eikä saaliissa ollut juuri alle 10 cm pituisia ahvenia.

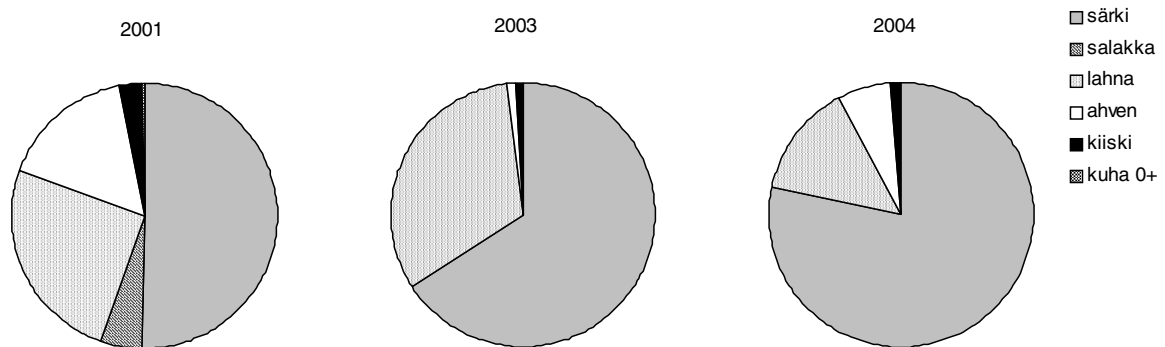
Särkikalojen osuus laski painosaalissa ja määrä laski sekä paino- että yksilösaaliissa. Vuoden 2003 saaliista puuttuneista lajeista palasivat vuoden 2004 saaliiseen salakka ja kuha, jota istutettiin järveen syksyllä 2003 kesänvanhoina poikasina.



Kuva 5. Äimäjärven eteläosan (Rastinselkä) yksikkösaalis (g ja kpl/verkkko) lajeittain ennen happikatoa vuonna 2001, happikadon jälkeisenä keväänä ja kesänä vuonna 2003 sekä kesällä 2004. Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE).

### 3.3.2.4 Högbensjön

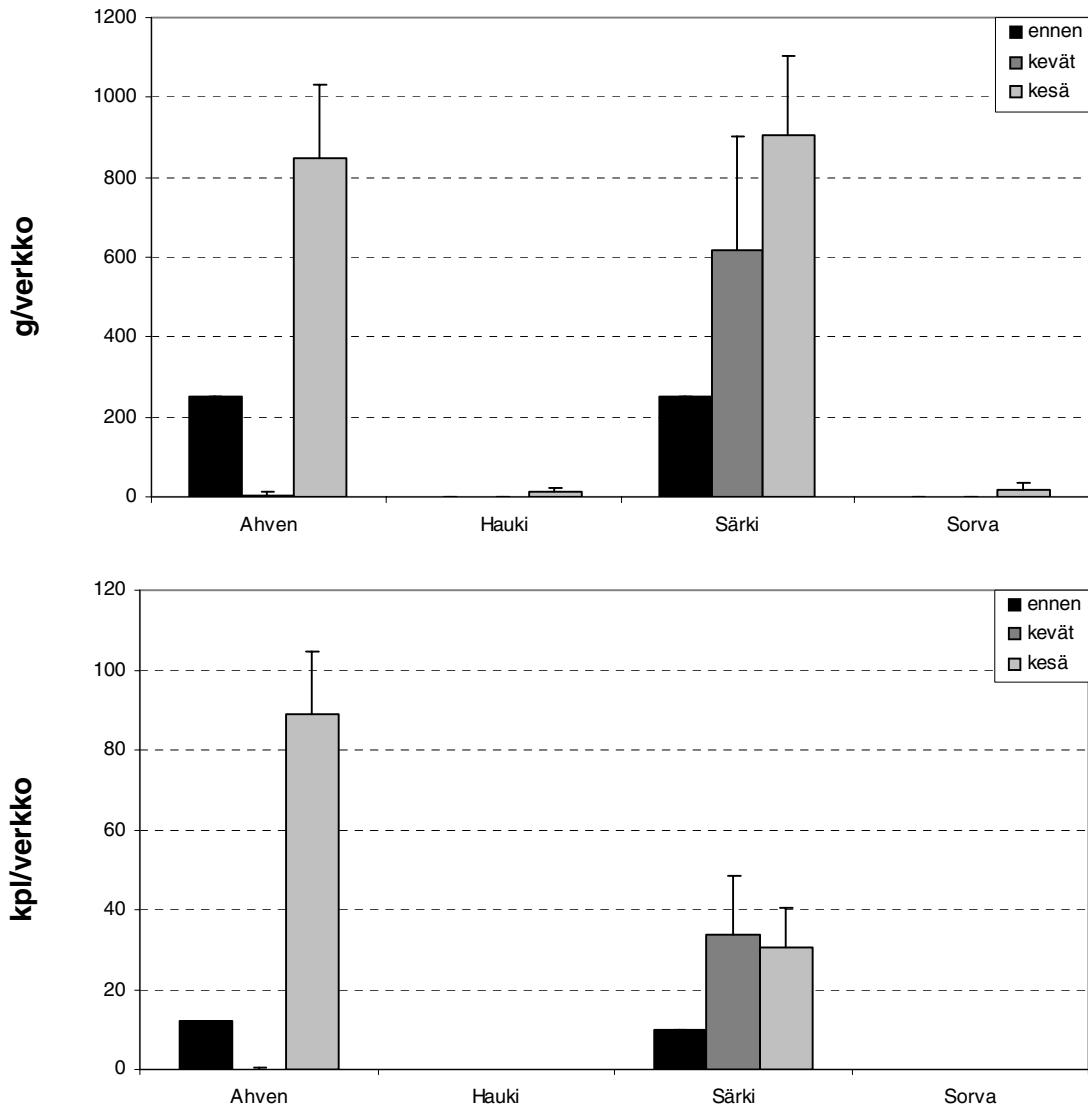
Högbensjönin kuuden apajan nuottausaaliksi syksyllä 2003 oli nuottauspinta-ala huomioituna miltei kymmenenkertainen syksyyn 2001 verrattuna. Vuonna 2004 syysnuottauksen saalis laski noin viidennekseen vuoteen 2003 verrattuna. Särjen ja lahnan painosaaliit nuottauksessa suurenevät suhteellisesti eniten, mikä osoittaa näiden lajien selvinneen happikadosta hyvin ja lisääntyneen tehokkaasti. Kuha- ja salakka taantuivat voimakkaasti tai jopa katosivat nuottausaineiston perusteella. Myös ahvenkanta kärsi happikadosta. Vuonna 2001 ahven- ja särkikalajien osuudet saaliissa olivat 19 ja 81 %. Vuonna 2003 vastaavat osuudet olivat 2 ja 98 %. Ahventen osuus kappalesaaliissa oli 34 % vuonna 2001 ja vain 1 % vuonna 2003. Vuoden 2004 syysnuottauksessa ahvenkanta osoitti lievää toipumista ja ahventen osuus painosaaliista oli 6 % ja kappalesaaliista 11 %.



Kuva 6. Högbensjönin syysnuottausten 2001 ja 2003 painosaaliiden lajisuhteet.

### 3.3.2.5 Joutikas

Joutikkaalla happikadon vaikutuksia kalastoon ei koeverkkokalastuksen perusteella voitu todeta. Sekä ahven- että särkisaalit kasvoivat huomattavasti vuoden 2001 kalastukseen verrattuna, mutta todennäköinen syy eroon oli pyyntiponnistuksen vähäisyys vuoden 2001 koekalastuksessa. Ahvensaaliin pienuus kevään 2003 koekalastuksessa saattoi olla merkki kalakuolemista. Kesän koekalastuksessa Joutikkaasta saatiin kuitenkin runsaasti ahventa, joten niitä on jostain vaeltanut järveen tai sitten ahventen pyydystettävyys on ollut keväällä heikko. Koska vuoden 2003 koekalastuksissa ei havaittu kalakuolemaan viittaavia tuloksia, Joutikkaalla ei kalastettu vuonna 2004.

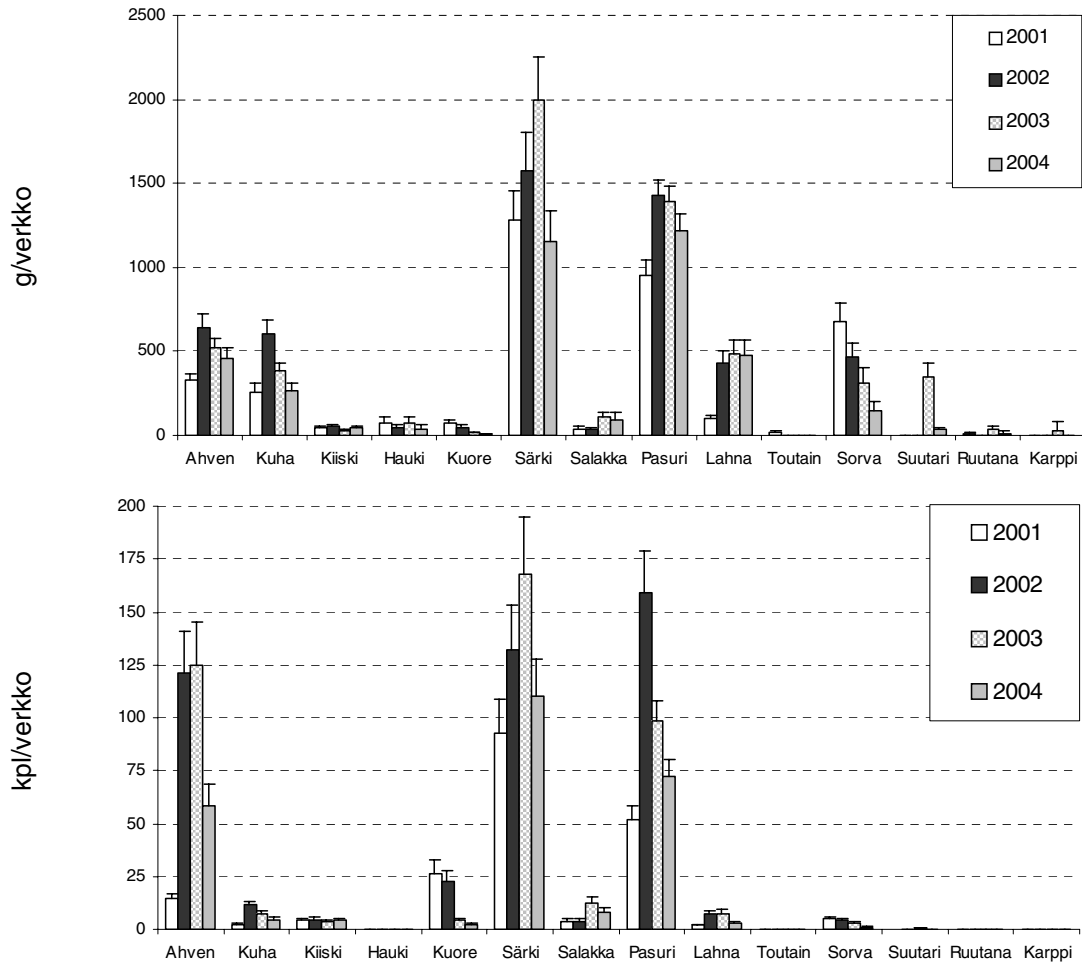


Kuva 7. Joutikkaan yksikkösaalis (g ja kpl/verkko) lajeittain ennen happikatoa vuonna 2001 sekä happikadon jälkeisenä keväänä ja kesänä vuonna 2003.

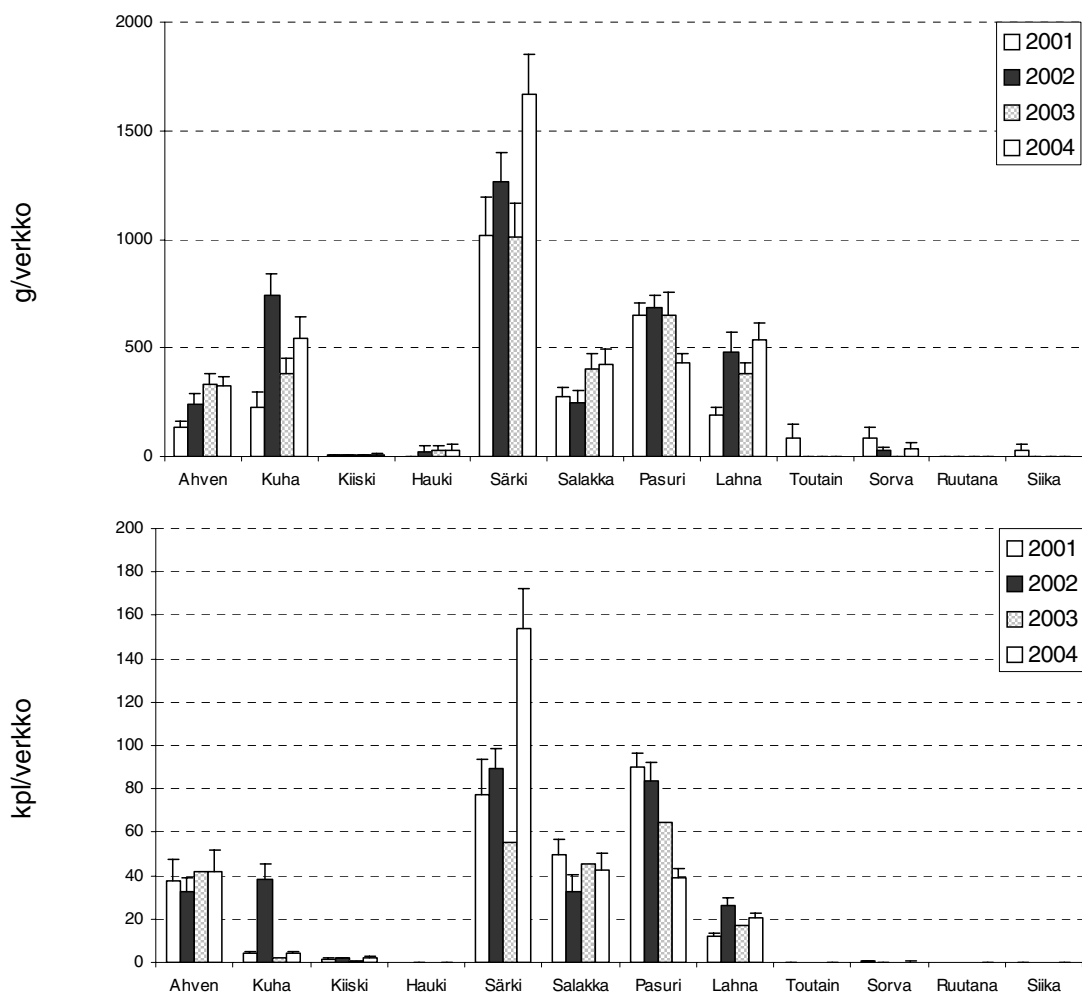


### 3.3.2.6 Tuusulanjärvi ja Rusutjärvi

Vertailujärvillä ei havaittu kesien 2002 ja 2003 välillä samankaltaisia muutoksia kokonaisyksikkösaaliissa, lajisuhteissa tai lajien pituusjakaumissa kuin Mat-, Mäyhä- ja Äimäjärvellä. Tuusulanjärven ja Rusutjärven yksikkösaaliiden ero näiden kahden vuoden välillä voi hyvin johtua normaalista lajien vuosiluokkien vahvuuksien vaihtelusta tai näytteenottomenetelmän aiheuttamasta vaihtelusta. Tuusulanjärven kokonaisaaliin lasku vuonna 2004 johtuu syksyn 2003 voimakkaasta poistokalastuksesta. Tuusulan- ja Rusutjärven verkkokoekalastuksista ja niiden yksikkösaaliiden vaihtelusta on tietoa lähes kymmenen vuoden ajalta (Vesala ym. 2004).



Kuva 8. Tuusulanjärven yksikkösaalis (g ja kpl/verkko) lajeittain vuosina 2001–2004. Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE).



Kuva 9. Rusutjärven yksikkösaalis (g ja kpl/verkko) lajeittain vuosina 2001–2004. Ylemmässä kuvaajassa painosaalis (g/verkko) ja alemmassa yksilösaalis (kpl/verkko). Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä (SE).

### 3.4. Päätelmät

Kevään 2003 koekalastukset osoittivat että huoli happikadon aiheuttamista mahdollisista täydellisistä kalakuolemista oli pääosin turha. Kesäaikaisten näytteenottojen perusteella havaittiin happikatojärvien kalayhteisöissä muutoksia sekä kalakantojen koossa että koostumuksessa. Selvimmin vaikutukset näkyivät Matjärvellä, Mäyhjärvellä sekä Äimjärvellä. Yksittäisistä lajeista pahiten näyttivät kärsineen kuha, salakka ja ahven. Kalataloudellisesti pahin takaisku lienee kuhan häviäminen Äimjärvestä ja Högbensjön. Palautusitutukset on aloitettu ainakin Äimjärvellä.

Tässä esitettyjen ja muiden havaintojen perusteella voitaneen todeta, että talven 2002–2003 happikadot ja niiden seurauksena havaitut kalakuolemat aiheuttivat kolmen tasoista muutoksia rehevöityneiden järvien kalayhteisöissä. (1) Selkeät muutokset, useiden lajien häviäminen, palautumiseen kuluu useita vuosia – tässä työssä Matjärvi ja Mäyhjärvi. (2) Selkeitä muutoksia heti kalakuolemien jälkeen, mutta nopeasti käynnistynyt palautuminen jäljelle jääneiden kalojen voimakkaan lisääntymisen ja nopeutuneen kasvun johdosta – tässä työssä Äimjärvi ja Högbensjön. (3) Ei havaittavia muutoksia – tässä työssä Joutikas.

## Lähteet

- Koli, L. 1998: Suomen kalat. – WSOY. Porvoo. 345 s.
- Kurkilahti, M. & Rask, M. 1999: Verkkokoekalastukset. – Kirjassa: Böhling, P. & Rahikainen, M. (toim.), Kalataloustarkkailu – periaatteet ja menetelmät: 151-161. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 299 s.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. 2002 (toim.) Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – Vuosiraportti 2001. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 262, 136 s.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. 2004 (toim.) Tuusulanjärven ja Rusutjärven ravintoketjukurin kunnostuksen kalatutkimuksia vuosina 2000-2003. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 324, 60 s.
- Rask, M., Olin, M., Keskitalo, J., Lehtovaara, A., Ruuhijärvi, J. & Vesala, S. 2003. Responses of plankton and fish communities to mass removal of fish in a two-basin lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 506: 451-457.
- Vesala, S., Ruuhijärvi, J. & Olin, M. 2004. Tuusulanjärven ja Rusutjärven verkkokoekalastukset vuosina 2000-2003. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 324: 4-22.
- Uudenmaan ympäristökeskus 2003: Vesistöjen happitilanne ennätysellisen huono Uudellamaalla ja Itä-Uudellamaalla. – www-tiedote 21.1.2003, <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=20787&lan=FI>, sivuilla käyty 17.3.2004.

## 4. Eläinplanktontutkimukset

Martti Rask<sup>1</sup>, Anja Lehtovaara<sup>2</sup> ja Minna Rahkola-Sorsa<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon riistan- ja kalantutkimus, 16970 Evo

<sup>2</sup>Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi

<sup>3</sup>Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitos, 80100 Joensuu

### 4.1 Johdanto

Tämä raportti on osa Uudenmaan ja Hämeen ympäristökeskusten ja TE-keskusten, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) sekä Helsingin yliopiston yhteistutkimushanketta, jossa seurattiin talven 2002-2003 happikatojen aiheuttamien kalakuolemien vaikutuksia Etelä-Suomen rehevöityneessä järvessä.

Tutkimuksessa oli mukana kolme kalakuolemajärveä, Äimäjärvi (Kalvola), joka muodostuu kahdesta osasta, Högbensjön (Karjaa) ja Joutikas (Pusula). Näistä Äimäjärvi oli yksi vuosien 1997-2001 hoitokalastusten (HOKA-projekti, Olin & Ruuhijärvi 2002) kohdejärvistä ja sieltä oli käytettävissä kalakuolematalvea edeltävää eläinplanktontietoa vuosilta 1997-2001. Joutikas on Suomen Akatemian rahoittaman projektin "Mikrobit ja ihminen" (MICMAN) kohdejärvi, josta myös oli eläinplanktontietoja kalakuolemaa edeltävältä ajalta. Högbensjön-järveltä ei ollut käytettävissä aikaisempaa eläinplanktontietoa.

Vertailujärvinä olivat Enäjärvi (Vihti), Tuusulanjärvi (Tuusula) ja Rusutjärvi (Tuusula). Enäjärvestä oli käytettävissä kalakuolemaa edeltävän kesän eläinplanktontiedot, muista järvistä yhtenäinen aikasarja vuodesta 1996 (Tuusulanjärvi) ja 1997 (Rusutjärvi) (Rask & Lehtovaara 2004).

### 4.2 Aineisto ja menetelmät

Eläinplanktonmääritykset tehtiin kesäkuun puolivälin ja syyskuun alun välisenä aikana ympäristökeskusten toimesta otetuista näytteistä. Näytteet otettiin metrin mittaisella ja seitsemän litran vetoisella putkinoutimella päällysvedestä (0-4 m), Rusutjärvestä ja Joutikkaasta 0-3 m. Näytteiden tilavuus oli, rinnakkaisnostojen määrästä riippuen, 28-84 litraa. Näytteet suodatettiin silmäkooltaan 50 µm:n planktonhaavilla. Määrittystä varten alkuperäiset näytteet puolitettiin ja toiset puolikkaat yhdistettiin kokoomanäytteeksi, jota ositettiin tarpeen mukaan (1/4 - 1/64).

Näytteet tutkittiin Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla lukuun ottamatta Joutikasta, jonka näytteet määritettiin Joensuun yliopistossa. Lammilla äyriäisplankton määritettiin ura-alustalta Olympus SZH 10 mikroskoopilla. Planktonäyriäiset laskettiin 20-kertaisella ja mitattiin 50-80-kertaisella suurennuksella. *Daphnia*-lajit mitattiin silmän yläreunasta piikin tyveen, mahdollisuuksien mukaan 30-50 yksilöä näytettä kohti. Äyriäisplanktonin biomassat määritettiin mikrogrammoina hiiltä litrassa järvivettä käyttäen hyväksi olemassa olevia pituus-hiilisuhhteita (Luokkanen 1995, Sarvala & Lehtovaara julkaisematon). Joensuussa näytteet analysoitiin Leitz Labovert FS -käänteismikroskoopilla (100 -kertainen suurennus) siten, että yleisimpien taksonien laskettu yksilömäärä oli vähintään 100 kpl. Äyriäisplanktoneläimet mitattiin ja jaettiin seuraaviin kokoluokkiin: 0-99, 100-199, 200-299, 300-399, 400-599, 600-799, 800-999, 1000-1499 yli 1500 µm. Biomassa laskettiin kertomalla lajikohtainen yksilötiheys lajin kokoluokkakohteisella hiilipainolla (mm. Rahkola ym. 1998).

## 4.3 Tulokset ja niiden tarkastelu

### 4.3.1 Kalakuolemajärvet

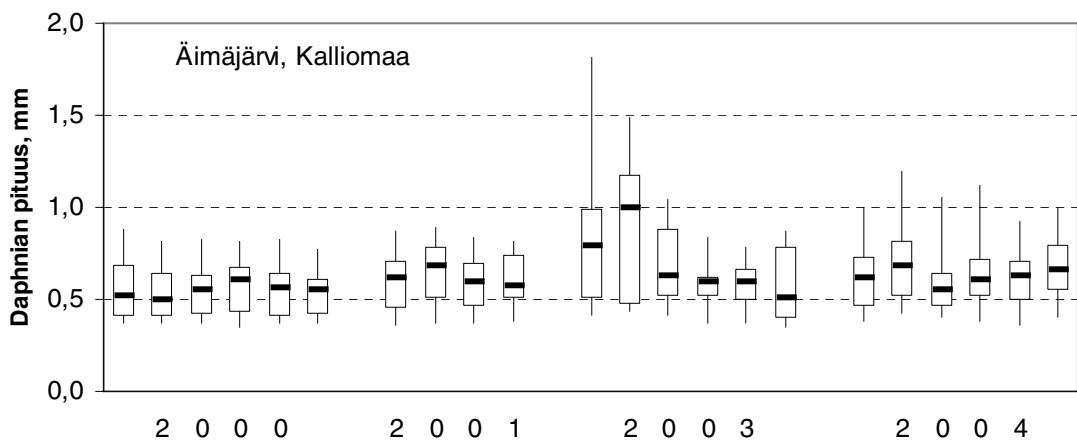
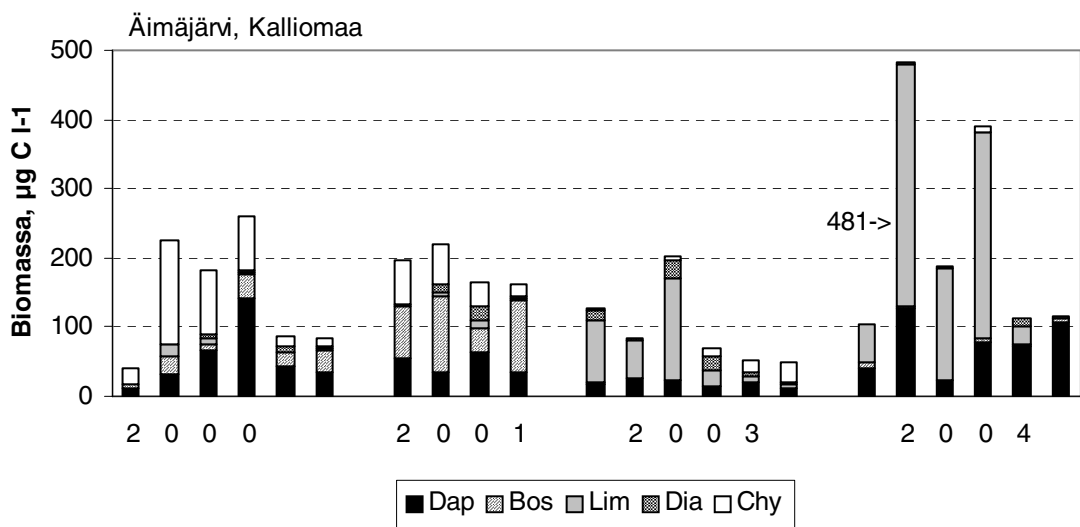
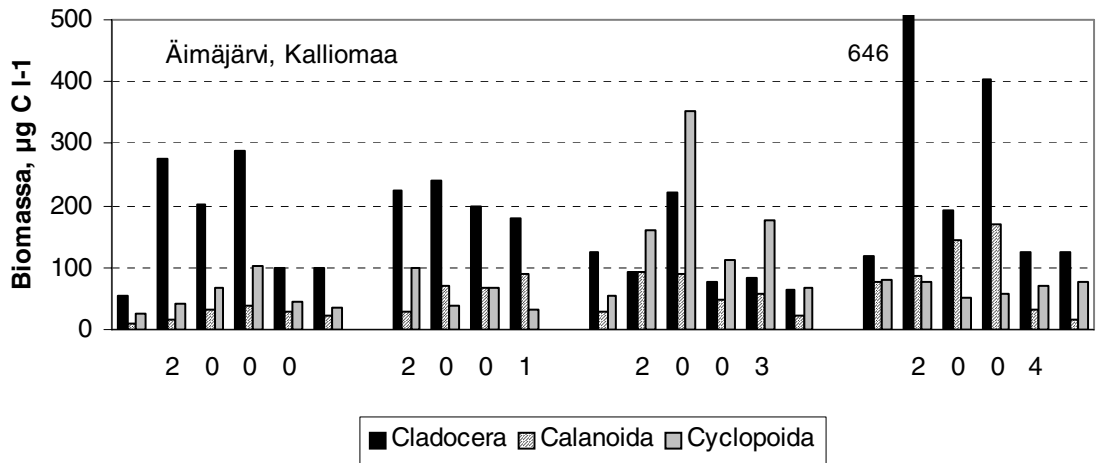
#### 4.3.1.1 Äimäjärvi, Kalliomaa

Äimäjärven Kalliomaan, joka on rehevämpi järven kahdesta puoliskosta, äyriäisplanktonin kokonaisbiomassa oli kalakuoleman jälkeisenä kesänä 2003 104-333  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , siis samalla tasolla kuin vuosina 2000 ja 2001. Ryhmien väliset suhteet poikkesivat kuitenkin siten, että kesällä 2003 Cyclopoida-hankajalkaisten biomassa oli suurempi kuin vesikirppujen, jotka vallitsivat ennen kalakuolemaa (kuva 1 ylh.). *Mesocyclops leucarti* ja *Thermocyclops* sp. olivat runsaimmat hankajalkaislajit kuten kalakuolemaa edeltävinäkin vuosina. Kesällä 2004 äyriäisplanktonin keskimääräinen kokonaisbiomassa oli 217-809  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , niukasti suurempi kuin HOKA-projektin aikana vuonna havaittu suurin biomassa vuodelta 1999 (liite 1).

Vuoden 2004 suuret biomassat johtuivat pääasiassa *Limnospira frontosa* -vesikirpurnun runsastumisesta kalakuoleman jälkeen. Heinäkuun alussa 2004 sen biomassa oli 481  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Samalla aikaisemmin runsaat *Bosmina* ja *Chydorus* -vesikirput väistyivät (kuva 1 kesk.). Kesällä 2003 hallitseva *Daphnia* -laji oli *D. cucullata*, seuraavana kesänä *D. cristata*.

*Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumissa havaittiin selkeä muutos kalakuoleman jälkeen alkukesällä 2003. Mediaanipituudet, jotka koko HOKA-tutkimusjakson olivat pysyneet vakaasti 0,50-0,68 mm:n välillä (Rask ym. 2002), olivat alkukesällä 2003 0,79 ja 1,0 mm. Korkein yläkvartiili oli 1,2 mm ja maksimipituus 1,8 mm (kuva 1 alh.). Vuosina 1997-2001 oli tavattu yli 1 mm:n mittaisia yksilöitä vain yhden kerran.

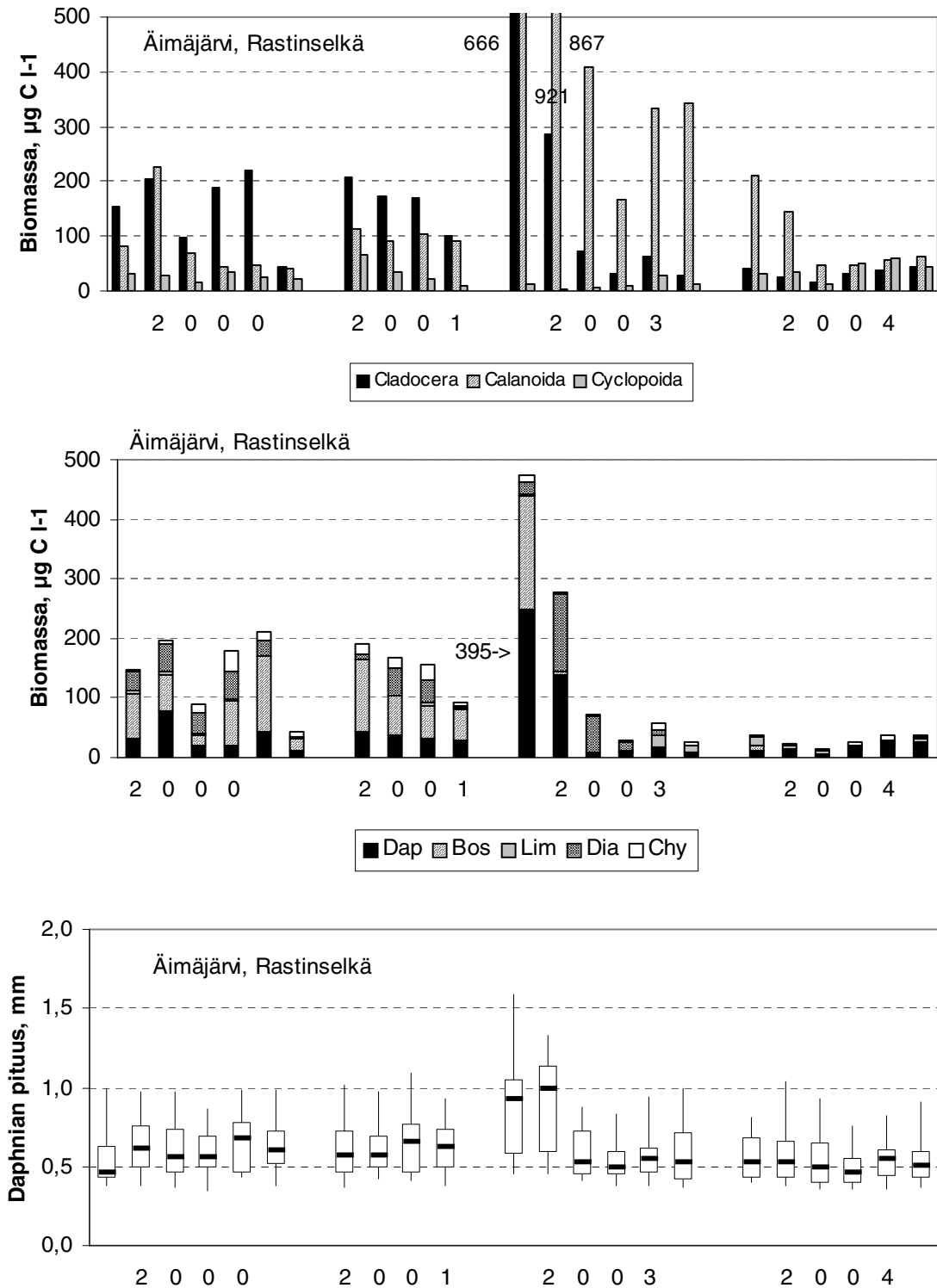
Kokonaisuudessaan Äimäjärven Kalliomaan äyriäisplanktonin vaste kalakuolemalle oli ilmeinen: se havaittiin biomassojen, lajistosuhteiden ja kokojakaumien muutoksina. *Daphnia*-vesikirppujen aikaisempaa suurempi koko alkukesällä 2003 viittaa saalistuksen vähäisyyteen. Isojen (mediaani 1,0-1,3 mm) *Limnospira*-vesikirppujen runsastuminen johtunee samasta syystä mutta se voi liittyä myös vesiruton (*Elodea canadensis*) voimakkaaseen leviämiseen järvessä (Jutila 2004) ja olojen muuttumiseen siten aikaisempaa enemmän rantavyöhykemäisiksi tässä matalassa järvessä. Sama syy saattaa selittää myös vuoden 2001 vesikirppubiomassaa hallinneen luonteeltaan pelagisen *Bosmina coregoni* -lajin häviämisen. Suurimpien vesikirppubiomassojen esiintyminen vuonna 2004 voi johtua siitä, että kalakuoleman jälkeisen kevään 2003 ahvenen ja särjen tehokas lisääntyminen tuotti suurimmat tässä tutkimuksessa havaitut kesänvanhojen kalojen kokonaismäärät, mm. 230 särkeä ja 70 ahventa verkkoa kohti (Rantanen, julkaisematon), mikä ehkä rajoitti vesikirppujen määrää.



Kuva 1. Äimäjärvi, Kalliomaa: Äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartiilit ja vaihteluväli) ennen kalakuolemaa (vuodet 2000 ja 2001) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

#### 4.3.1.2 Äimäjärvi, Rastinselkä

Rastinselältä mitattiin poikkeuksellisen korkeat äyriäisplanktonin biomassat 1587 ja 1159  $\mu\text{g C l}^{-1}$  alkukesällä 2003 (kuva 2y, liite 1) kun suurimmat biomassat vuosina 1997-2001 olivat vaihdelleet 253-458  $\mu\text{g C l}^{-1}$ :n välillä. Runsaimpia olivat Calanoida-hankajalkainen *Eudiaptomus gracilis* ja vesikirppu *Daphnia cucullata*.



Kuva 2. Äimäjärvi, Rastinselkä: Äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartiilit ja vaihteluväli) ennen kalakuolemaa (vuodet 2000 ja 2001) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

Vesikirpuista *Bosmina coregoni* oli runsas vain kesäkuun 2003 näytteessä, sittemmin runsastui *Diaphanosoma brachyurum* (kuva 2k). Loppukesän 2003 ja koko kesän 2004 Rastinselän vesikirppubiomassat olivat pieniä ja myös selvästi pienempiä kuin HOKA-tutkimuksen aikana (Rask ym. 2002).

*Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumien vaste kalakuolemiin Rastinselässä (kuva 2a) oli samantapainen kuin Kalliomaassa (kuva 1a). Alkukesän 2003 1 mm:n mediaanipituudet ja 1,1-1,6 mm:n yläkvartiilit ja maksimipituudet pienenevät selkeästi ja loppukesän 2003 sekä koko kesän 2004 *Daphnia*-vesikirput olivat keskimäärin pienempiä kuin vuosina 1997-2001.

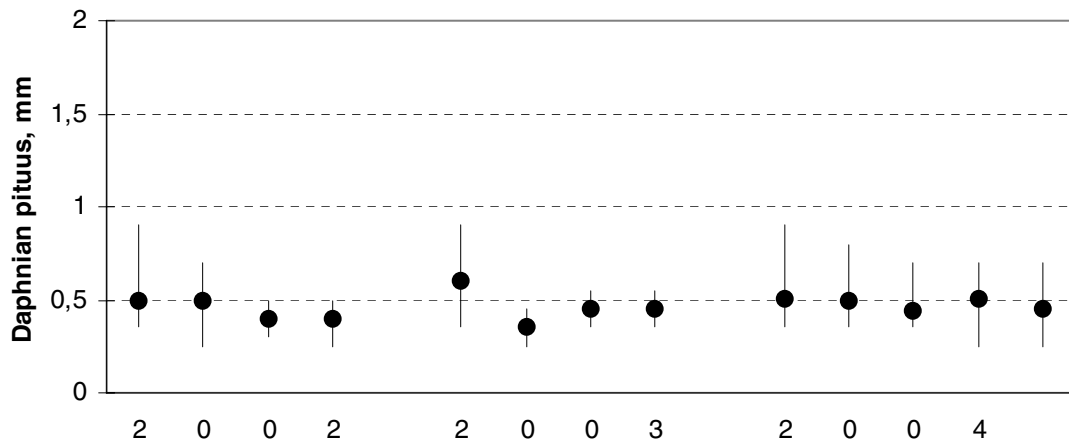
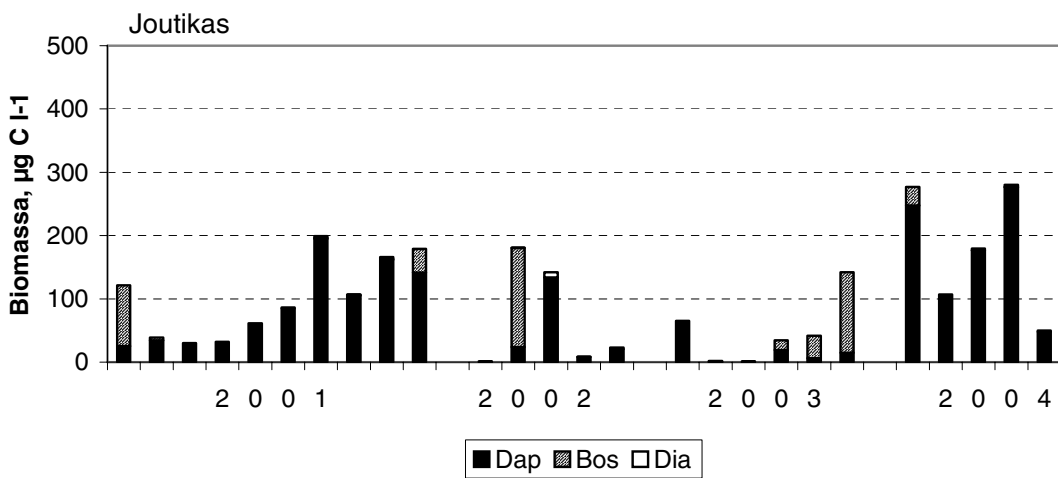
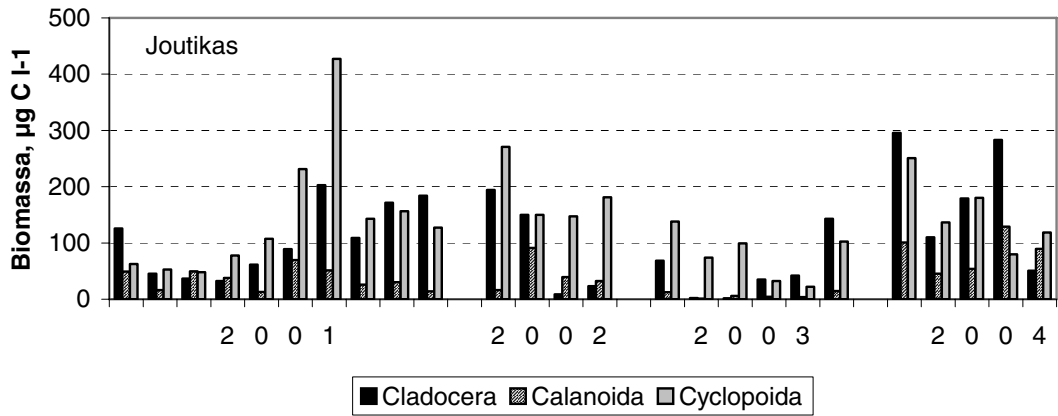
Äimäjärven Rastinselän äyriäisplanktonin vaste kalakuolemalle oli Kalliomaan tapaan selvä. Sekä vesikirppujen ja hankajalkaisäyriäisten aikaisempaa suuremmat kokonaisbiomassat että *Daphnia*-vesikirppujen aikaisempaa suurempi koko alkukesällä 2003 viittaa saalistuksen vähenemiseen kalakuoleman seurauksena. Sekä biomassojen että *Daphnia*-vesikirppujen koon jyrkkä pieneneminen loppukesästä 2003 alkaen johtunee jäljelle jääneiden kalojen erittäin tehokkaasta lisääntymisestä ja suurten kalanpoikasmäärien aiheuttamasta saalistuspaineesta.

#### 4.3.1.3. Joutikas

Joutikkaan äyriäisplanktonin kokonaisbiomassa oli suurimmillaan kesällä 2001, 115-682  $\mu\text{g C l}^{-1}$  sekä kesällä 2004, 292-648  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (kuva 3y). Kalakuolemaa edeltävänä kesänä 2002 se oli 195-481  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (liite 1), josta se puolittui kesään 2003. Vesikirppujen biomassat vaihtelivat samaan tapaan äyriäisplanktonin kokonaisbiomassan kanssa (kuva 3k). Vesikirppulajistoa vallitsivat *Daphnia cristata* ja *Bosmina longirostris*, vuonna 2004 myös *D. cucullata*. *Daphnia*-vesikirppujen mediaanipituus oli vuosina 2002-2004 0,5 mm:n tienoilla ja pituudet vaihtelivat 0,3-0,9 mm:n välillä (kuva 3a).

Havainnot Joutikkaan äyriäisplanktonista viittaavat siihen, että happikadon aiheuttamien kalakuolemien vaikutukset eivät olleet niin selkeitä kuin Äimäjärvestä. Huomattavaa on *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakauman vasteen puuttuminen. Kalakuolema luultavasti edisti jäljelle jääneen kalaston lisääntymistä. Esimerkiksi kesänvanhoja (< 8 cm) ahvenia oli noin 80 yksilöä/verkko mikä oli Tuusulanjärven jälkeen kesän 2003 toiseksi suurin pikkuahvensaalis (Rantanen, julkaisematon). Se voi selittää kesän 2003 pienet vesikirppujen biomassat ja pienikokoisen *Bosmina longirostris*-lajin runsastumisen kesän 2003 lopulla.

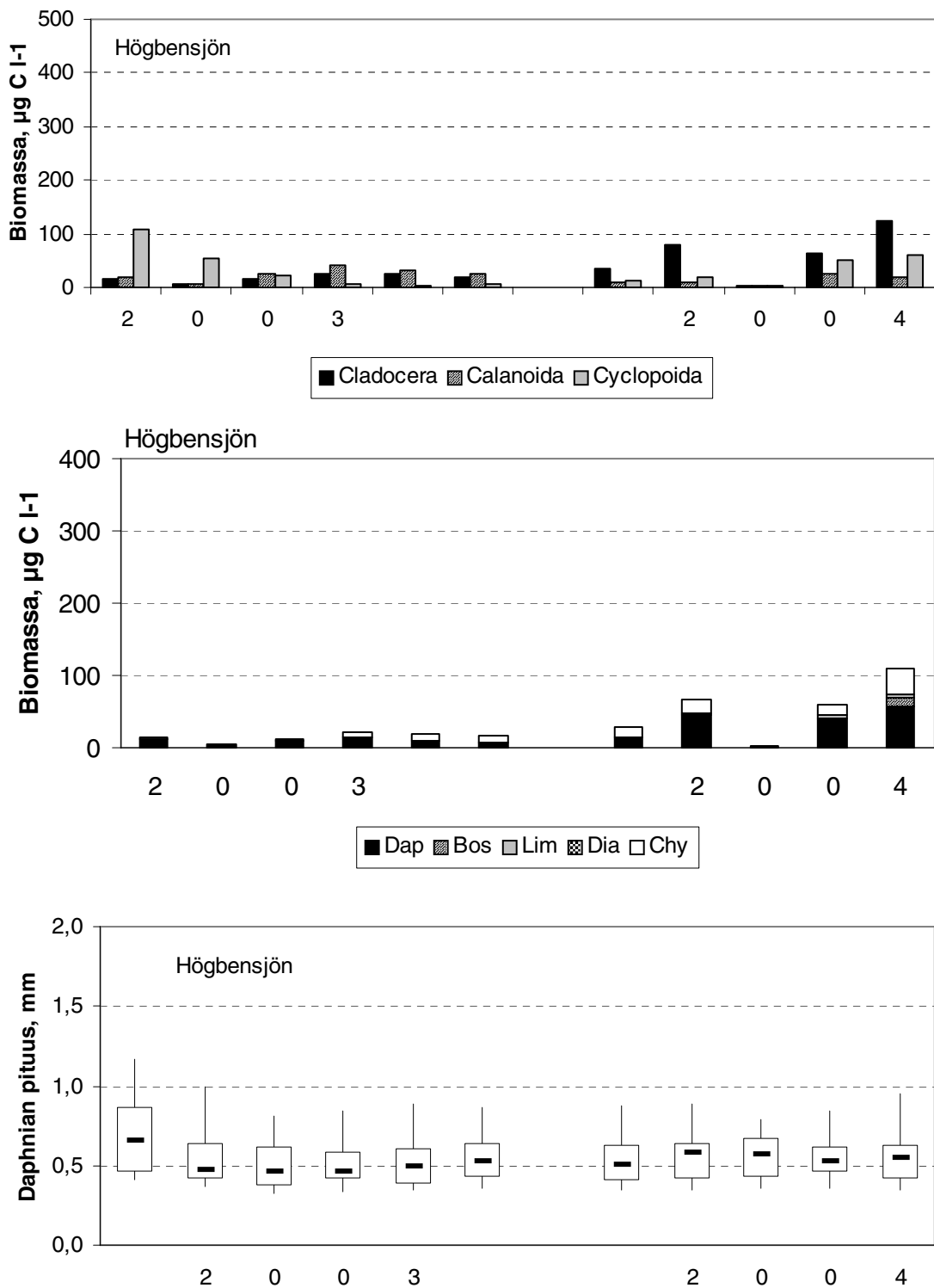




Kuva 3. Joutikkaan äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani ja vaihteluväli) ennen kalakuolemaa (2002) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

#### 4.3.1.4 Högbensjön

Högbensjön-järven äyriäisplanktonin kokonaisbiomassat olivat pienemmät kuin muissa tutkimuksen järvissä, 50-145  $\mu\text{g C l}^{-1}$  kesällä 2003 ja 6-206  $\mu\text{g C l}^{-1}$  kesällä 2004 (liite 1). Kesällä 2003 hankajalkaisäyriäiset muodostivat suurimman osan biomassasta mutta seuraavana kesänä vesikirppuja oli runsaammin kuin hankajalkaisia (kuva 4y).



Kuva 4. Högbensjön-järven äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartiilit ja vaihteluväli) kalakuoleman jälkeen kesällä 2003 ja 2004.

Vesikirppujen biomassasta suurimman osan muodostivat *Daphnia cristata*, *D. cucullata* ja *Chydorus* sp. (kuva 4k). *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat pysyivät 0,5-0,6 mm:n tuntumassa molempina tutkimuskesinä (kuva 4a).

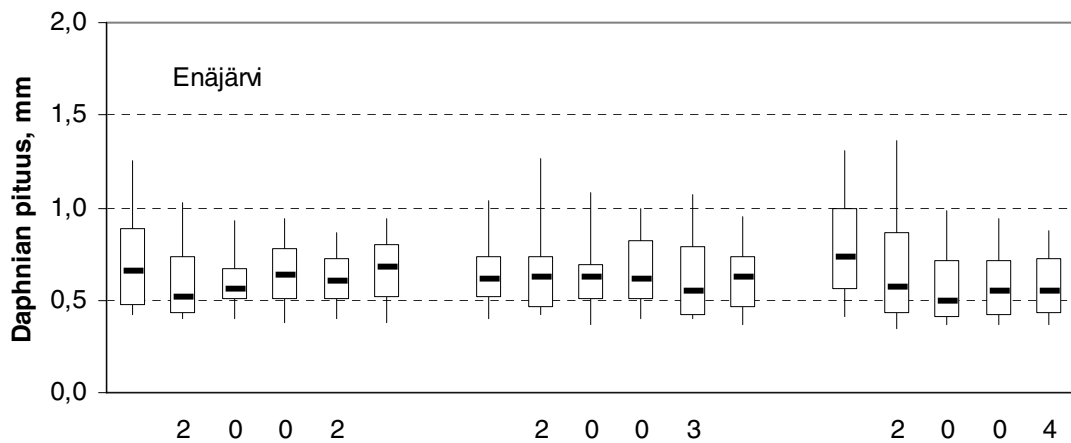
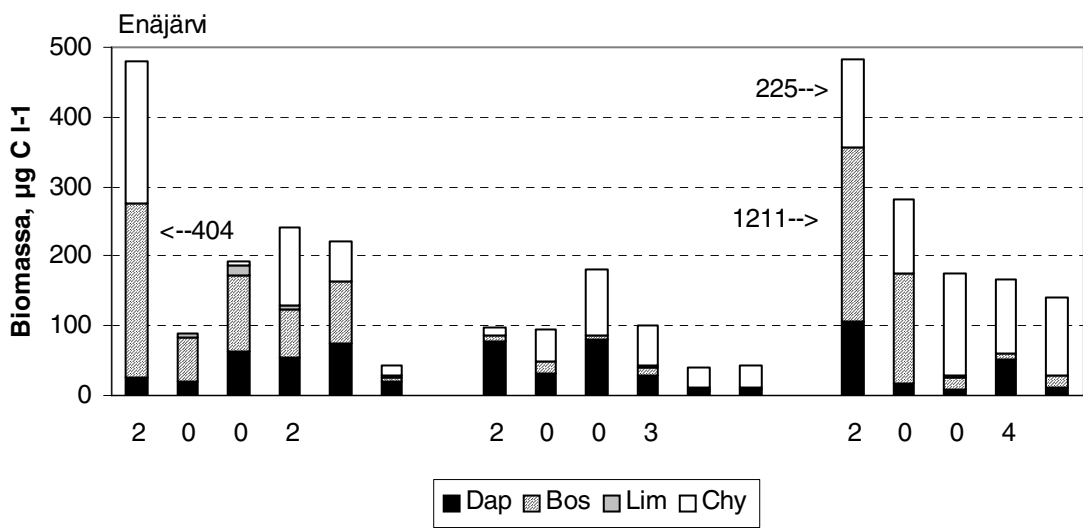
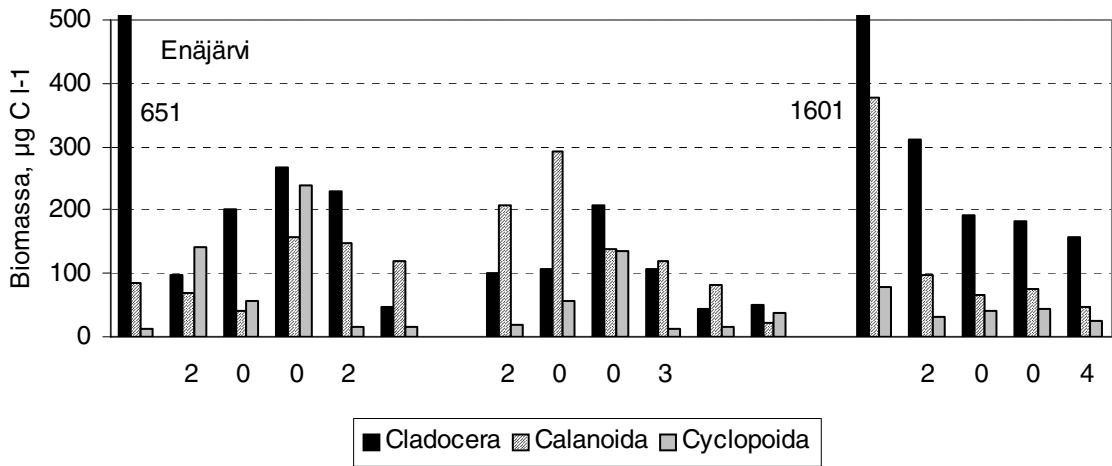
Högbensjön-järvelle tyypillistä oli äyriäisplanktonin niukkuus. Biomassat vuosina 2003 ja 2004 olivat muita tutkimusjärviä pienemmät. Kalojen runsaus ei selitä asiaa, sillä esimerkiksi Tuusulanjärvessä kesänvanhojen särkien (107/verkko) ja ahventen (115/verkko) yksikkösaalis koekalastuksessa oli 3-4-kertainen Högbensjön-järveen verrattuna (Rantanen, julkaisematon) mutta äyriäisplanktonin biomassat olivat silti Tuusulanjärvessä suuremmat. Kalakuolemavasteiden arviointia vaikeuttaa se, ettei järvestä ollut käytettävissä kalakuolemaa edeltävää eläinplanktonitietoa. Vertaaminen Äimäjärven alkukesän 2003 äyriäisplanktonin biomassoihin tai *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumiin antaa kuitenkin aiheen olettaa, ettei kalakuoleman vaikutus äyriäisplanktoniin ollut Högbensjön-järvessä kovin selvä.

## 4.3.2. Vertailujärvet

### 4.3.2.1 Enäjärvi

Enäjärvellä äyriäisplanktonin keskimääräinen kokonaisbiomassa oli kesällä 2002-2004 431-663  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Myös paljon suurempia biomassoja havaittiin, nimittäin kesäkuun 2002 ja 2004 näytteiden 748 ja 2055  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (kuva 5y, liite 2), joista jälkimmäinen oli suurin tässä tutkimuksessa mitattu äyriäisplanktonin biomassa-arvo. Runsaampia lajeja olivat Calanoida-hankajalkainen *Eudiaptomus gracilis*, Cyclopoida-hankajalkainen *Mesocyclops leucarti* sekä vesikirput *Bosmina coregoni* (2002), *B. longirostris* (2004), *Daphnia cucullata*, *D. cristata* ja *Chydorus* sp. (kuva 5k). *Daphnia*-vesikirppujen mediaanipituudet olivat jokseenkin tasaisesti 0,5-0,7 mm:n välillä, yläkvartiili kerran 1 mm ja suurimmat pituudet kaikkina vuosina alkukesästä 1-1,3 mm.

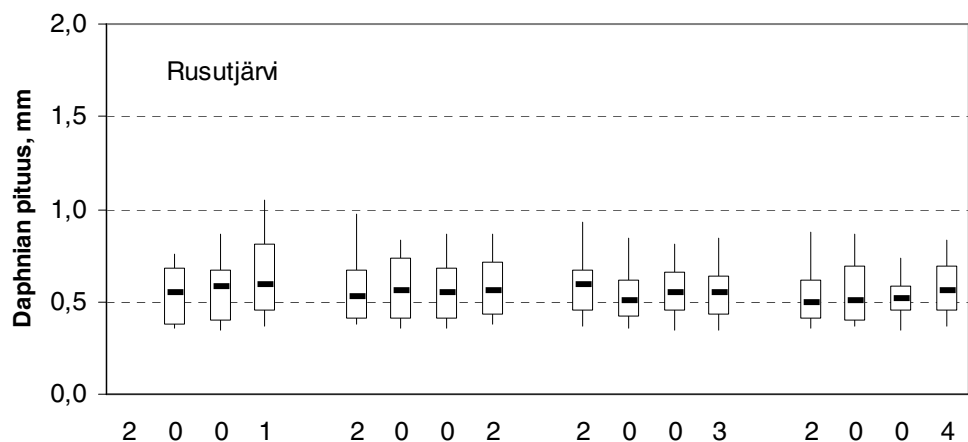
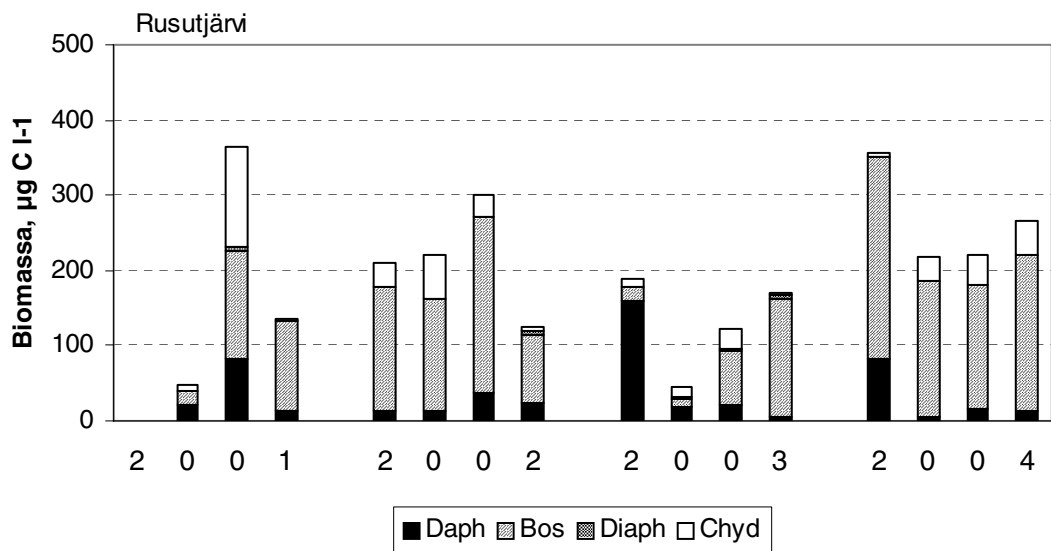
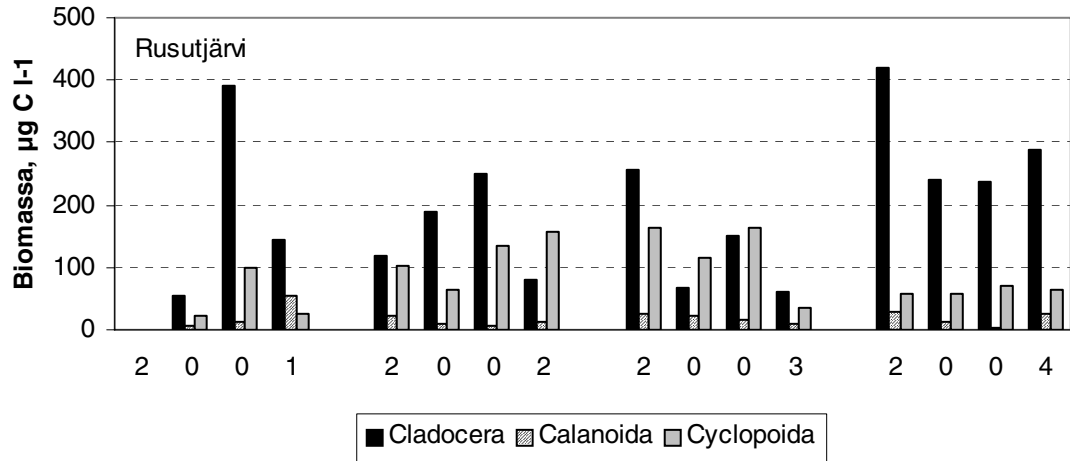
Enäjärven havainnot osoittavat, että äyriäisplanktonin kokonaisbiomassat, ryhmien väliset runsaussuhteet kuten myös vesikirppujen lajisuhteet voivat vaihdella paljon sekä vuosien välillä että saman kasvukauden aikana. Enäjärvi on ollut hoitokalastuksen kohteena vuodesta 1993 lähtien, mutta suhteellisen tasaisena pysyneet *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat kuitenkin viittaavat jokseenkin tasaisina pysyneisiin saalistussuhteisiin vuosina 2002-2004.



Kuva 5. Enäjärven äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartiilit ja vaihteluväli) ennen kalakuolemaa (vuonna 2002) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

#### 4.3.2.2 Rusutjärvi

Rusutjärven äyriäisplanktonin keskimääräinen kokonaisbiomassa vuosina 2001-2004 oli vakaasti 238-294  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . Vallitseva ryhmä olivat vesikirput ja seuraavaksi runsain Cyclopoida-hankajalkaiset (kuva 6y), joista *Mesocyclops leucarti* oli runsain. Vesikirppubiomassaa hallitsivat yleensä *Bosmina coregoni* tai *B. longirostris* (kuva 6k),



Kuva 6. Rusutjärven äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartiilit ja vaihteluväli) ennen kalakuolematalvea (vuodet 2001 ja 2002) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

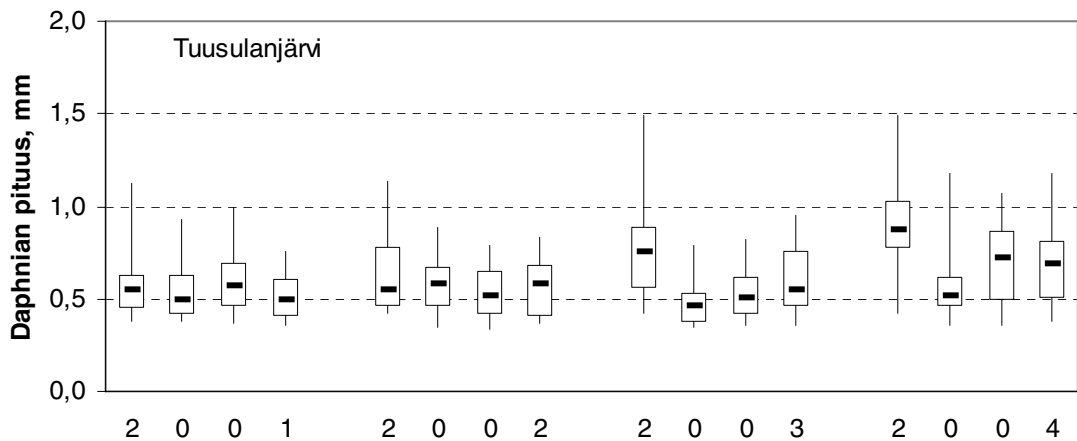
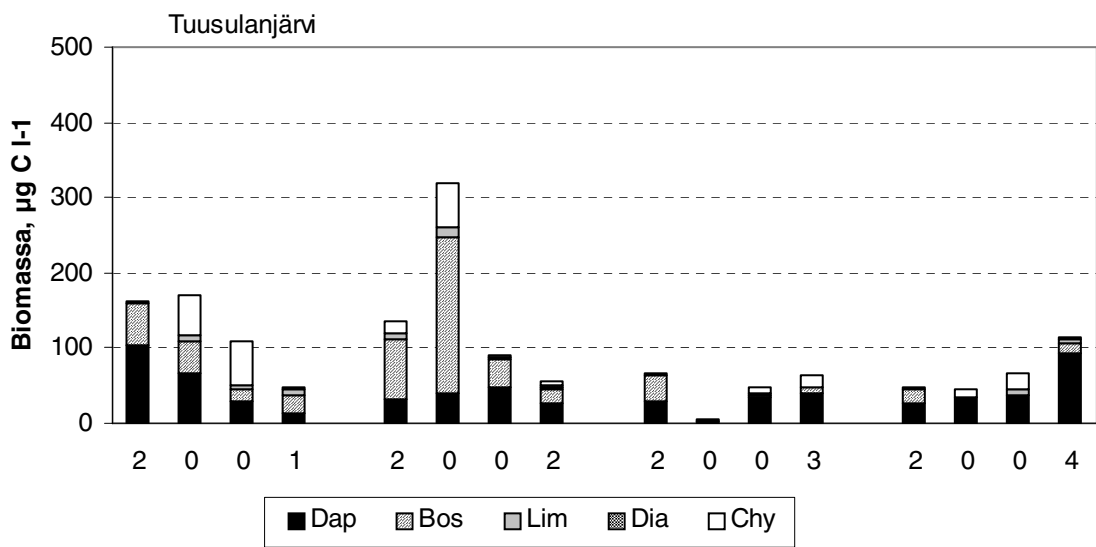
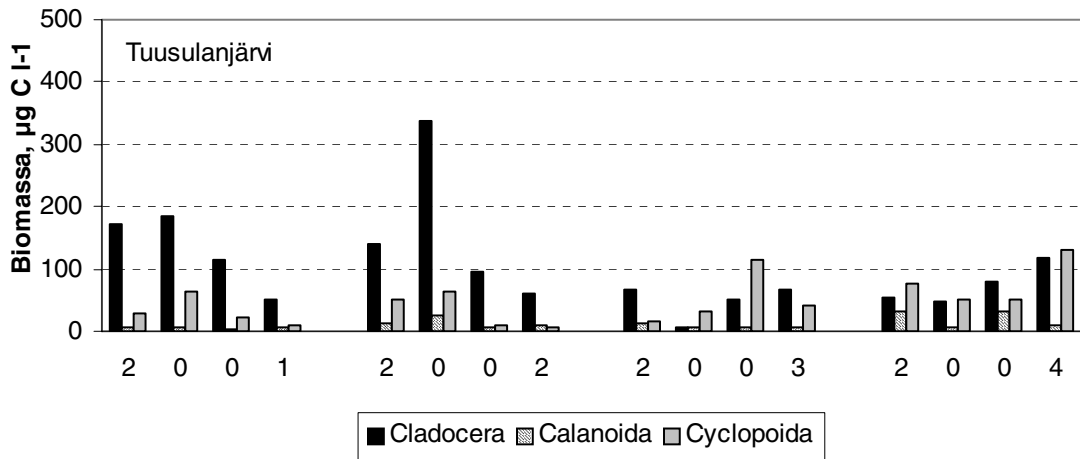
*Daphnia*-vesikirpuista yleisin oli *D. cucullata*, alkukesästä myös *D. cristata* ja *D. longiremis*. *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat pysyivät samanlaisina läpi koko neljän kesän tutkimusjakson (kuva 6a) ja olivat tutkimusjärvien joukossa tasaisimmat. Mediaanipituus oli aina 0,5-0,6 mm, yläkvartiilit 0,6-0,8 mm ja suurimmat pituudet 0,7-1,1, mm.

Rusutjärvellä äyriäisplanktonin biomassojen, lajikoostumuksen ja *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumien vähäinen vaihtelu tutkimusjaksolla 2000-2004 viittaavat ekosysteemin vakiintuneeseen tilaan. Näin voi asian laita ollakin: talven 2002-2003 jälkeen järvessä ei havaittu kalakuolemia ja lisäksi siihen ei ole saatu hoitokalastuslupaa vuoden 1999 jälkeen (Olin ym. 2002). Vuosien 1998-1999 hoitokalastusten yhteydessä Rusutjärvessä havaittiin myös nykyistä paljon suurempia äyriäisplanktonin biomassoja, esimerkiksi vesikirppujen keskibiomassat em. vuosien kesinä olivat 558 ja 606  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (liite 2, Rask & Lehtovaara 2004).

#### 4.3.2.3. Tuusulanjärvi

Tuusulanjärven äyriäisplanktonin keskimääräiset kokonaisbiomassat olivat vuosina 2001-2004 suhteellisen pienet, 77-173  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (kuva 7y). Vesikirppujen määrä väheni, mikä johtui *Bosmina coregoni*-lajin vähenemisestä (kuva 7k). Hankajalkaisäyriäisten biomassoissa puolestaan oli lievästi runsastuva suunta (kuva 7y, liite 2) ja yleisempiä lajeja olivat *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leucarti* sekä *Thermocyclops*-lajit. *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumissa (kuva 7a) oli selvästi enemmän vaihtelua Rusutjärveen verrattuna. Mediaanipituudet olivat 0,5-0,6 mm vuosina 2001 ja 2002 mutta seuraavina vuosina suurimmillaan 0,8 ja 0,9 mm.

Tuusulanjärven vesikirppubiomassojen pieneneminen viime vuosina voi osaltaan olla palautumista tasolta ( $>300 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), johon se nousi 1990-luvun lopun tehokkaan hoitokalastuksen yhteydessä (liite 2, Rask & Lehtovaara 2004). Lisäksi, tässä erittäin tuottavassa järvessä tiedetään verkkokoekalastusten perusteella olleen hyvin runsaasti pientä ahventa ja särkeä viime vuosina (Vesala ym. 2004), mikä lienee luonteva selitys pienille vesikirppumäärille.



Kuva 7. Tuusulanjärven äyriäisplanktonin pääryhmien (ylh) ja vesikirppujen (kesk) biomassat sekä *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumat (mediaani, kvartilit ja vaihteluväli) ennen kalakuolematalvea (vuodet 2001 ja 2002) ja sen jälkeen (vuodet 2003 ja 2004).

## 4.4. Päätelmät

Kiinnostavimman lähtökohdan happikatotalven 2002-2003 kalakuolemien vaikutusten tutkimiseen tarjosi tähän työhön valitussa järviyöjoukossa Äimäjärvi. Ensiksi, Äimäjärvestä oli käytettävissä viiden vuoden HOKA-tutkimuskauden eläinplanktonaineistot vuosilta 1997-2001. Vuonna 2002 järveä ei – harmillista kyllä – tutkittu. Toiseksi, kalakuolema oli niin massiivinen, että se heijastui selkeästi sekä kalayhteisöön (Vesala ym. tämän niteen kalaosuudessa), että niihin eliöryhmiin, joita kalat käyttävät ravinnokseen, mm. eläinplanktoniin. Kolmanneksi, käytettävissä on ollut tieto eläinplanktonin vasteista vuosien 1997-2001 hoitokalastukselle, jonka kokonaissaalis oli noin 250 kg/ha. Äimäjärven molempien osien äyriäisplanktonin vasteet kalakuolemalle olivat selviä ja havaittiin niin biomassojen, lajistosuhteiden kuin kokojakaumienkin muutoksina. Muutokset olivat voimakkaampia kuin hoitokalastuksen yhteydessä havaitut, mikä viittaa siihen, että jopa suurin osa Äimäjärven kaloista kuoli talvella ja keväällä 2003. Muutokset näkyivät edelleen selvinä myös kesällä 2004, mikä sekin osoittaa vaikutusten voimakkuutta. Järven eliöyhteisön kehittymistä kannattaisi seurata jatkossakin, jotta nähtäisiin palautuuko järven ekosysteemi aikaisempaan tilaansa lähivuosi- na vai käynnistyikö happikatotalven seurauksena pitempiaikainen muutos.

Havainnot Joutikkaan äyriäisplanktonista viittaavat siihen, että happikadon aiheuttamien kalakuolemien vaikutukset eivät olleet niin selkeitä kuin Äimäjärvestä. *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakauman vasteen puuttuminen viittaa siihen, ettei saalistuspaineessa tapahtunut olennaisia muutoksia. Toisaalta kesänvanhojen ahventen runsaus voi kuitenkin ainakin osaltaan selittää kesän 2003 pieniä vesikirppujen biomassoja ja pienikokoisen *Bosmina longirostris*-lajin runsastumista kesän 2003 lopulla.

Syytä Högbensjönin äyriäisplanktonin pieniin biomassoihin ei voitu osoittaa. *Daphnia*-vesikirppujen pituusjakaumien tasaisuus vuosina 2003 ja 2004 viittaa kuitenkin siihen, ettei äyriäisplanktoniin kohdistuvassa saalistuksessa olisi tapahtunut merkittäviä muutoksia kalakuoleman seurauksena.

Tässä raportissa pohdittiin eläinplanktonin vasteita ensisijaisesti kalojen aiheuttaman saalistuspaineen muuttumisen kautta. Kalojen tiedetään kuitenkin vaikuttavan rehevöityneiden järvien ravinnekiertoa monin tavoin ja siten kalakuolemasta voi aiheutua muutoksia eläinplanktoniyhteisön säätelyyn myös ravinnedynamiikan ja tuotantoketjun alempien tasojen muutosten seurauksena (Keskitalo, tämän niteen kasviplanktonosuudessa).

## Lähteet

- Jutila, H. 2004. JÄRKI eli Kanta-Hämeen järvet kestäväan kehitykseen. Väkiraportti 5. Hämeenlinnan seudun kansanterveysystön kuntayhtymä, ympäristöosasto. 11 s.
- Luokkanen, E. 1995. Vesikirppuyhteisön lajisto, biomassa ja tuotanto Vesijärven Enonselällä. Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskuksen raportteja ja selvityksiä 25, 53 s.
- Olin, M. Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – vuosiraportti 2001. Riistan- ja kalantutkimus. Kala- ja riistaraportteja 262, 136 s.
- Olin, M., Ruuhijärvi, J., Sammalkorpi, I. & Savola, P. 2002. Hoitokalastukset vuonna 2001. Riistan- ja kalantutkimus. Kala- ja riistaraportteja 262, s. 3-22.
- Rahkola, M., Karjalainen, J. & Avinsky, V.A. 1998. Individual weight estimates of zooplankton based on length-weight regressions in Lake Ladoga and Saimaa lake system. *Nordic J. Freshw. Res.* 74, s. 110-120.



Rask, M., Horppila, J., Lehtovaara, A., Alajärvi, E. & Olin, M. 2002. HOKA-järvien äyriäisplankton vuosina 1997 ja 2001. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja 262, s. 118-126.

Rask, M. & Lehtovaara, A. 2004. Tuusulanjärven ja Rusutjärven eläinplankton vuosina 1996-2003. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja Riistaraportteja 324, s. 52-60.

Vesala, S., Ruuhijärvi, J. & Olin, M. 2004. Tuusulanjärven ja Rusutjärven verkkokoekalastukset vuosina 2000-2003. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja Riistaraportteja 324, s. 4-22.

Liite 1. Vesikirppujen (Cladocera), hankajalkaisäyriäisten (Copepoda) sekä äyriäisplanktonin kokonaisbiomassojen ( $\mu\text{g C l}^{-1}$ ) vuosikeskiarvot ja vaihteluvälit kalakuolemajärvisissä. Arvot perustuvat kasvukaudella kesä-syyskuussa otettuihin näytteisiin, 3-6 näytettä järveä kohti kunakin vuonna.

Äimäjärvi	Kalliomaa		
	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
1997	151 (26-286)	102 (28-153)	253 (53-439)
1998	117 (64-191)	75 (39-108)	192 (106-292)
1999	308 (67-659)	95 (48-168)	403 (115-784)
2000	169 (54-287)	77 (36-139)	246 (89-426)
2001	212 (180-242)	124 (111-133)	336 (303-354)
2002			
2003	111 (64-222)	210 (88-443)	321 (152-665)
2004	269 (120-646)	157 (91-229)	426 (217-809)
Äimäjärvi	Rastinselkä		
	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
1997	100 (37-142)	84 (35-111)	184 (72-253)
1998	145 (126-166)	170 (123-229)	315 (249-391)
1999	149 (86-225)	177 (115-294)	326 (235-421)
2000	151 (45-219)	111 (63-255)	262 (108-458)
2001	162 (99-207)	133 (99-178)	295 (198-385)
2002			
2003	192 (32-666)	516 (177-921)	708 (209-1587)
2004	32 (15-43)	134 (60-243)	166 (75-286)
Joutikas	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
2001	106 (32-203)	179 (69-479)	285 (115-682)
2002	94 (9-194)	232 (186-289)	326 (195-481)
2003	49 (2-143)	89 (26-165)	138 (68-260)
2004	184 (51-296)	237 (182-352)	421 (259-648)
Högbensjön	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
2003	18 (6-25)	58 (31-128)	76 (50-145)
2004	61 (2-125)	43 (4-81)	104 (6-206)

Liite 2. Vesikirppujen (Cladocera), hankajalkaisäyriäisten (Copepoda) sekä äyriäisplanktonin kokonaisbiomassojen ( $\mu\text{g C l}^{-1}$ ) vuosikeskiarvot ja vaihteluvälit vertailujärvissä. Arvot perustuvat kasvukaudella kesä-syyskuussa otettuihin näytteisiin, 3-6 näytettä per järvi kunakin vuonna.

Enäjärvi	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
2002	249 (47-651)	183 (97-395)	431 (182-748)
2003	103 (45-206)	190 (59-350)	293 (108-478)
2004	488 (158-1600)	175 (71-455)	663 (229-2055)
Rusutjärvi	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
1997	126 (76-181)	93 (53-120)	219 (129-301)
1998	558 (11-1792)	115 (6-223)	673 (17-2015)
1999	606 (326-1249)	136 (44-367)	742 (377-1616)
2000	303 (92-449)	55 (31-78)	358 (123-505)
2001	196 (54-390)	74 (31-112)	270 (85-502)
2002	221 (128-310)	73 (34-132)	294 (195-368)
2003	140 (50-203)	98 (28-194)	238 (123-397)
2004	297 (238-420)	80 (71-89)	277 (312-505)
Tuusulanjärvi	Vesikirput	Hankajalkaiset	Kaikki yhteensä
1996	235 (16-663)	77 (41-126)	312 (57-789)
1997	104 (31-231)	53 (36-95)	157 (67-272)
1998	110 (15-317)	22 (7-49)	132 (22-366)
1999	220 (47-659)	39 (18-79)	259 (79-677)
2000	317 (45-838)	448 (10-1706)	765 (55-2544)
2001	131 (51-186)	36 (14-68)	167 (65-254)
2002	159 (62-337)	46 (14-88)	77 (77-425)
2003	48 (6-68)	59 (28-122)	107 (44-172)
2004	76 (49-119)	97 (55-140)	173 (104-259)

## 5. Kasviplanktontutkimukset

Jorma Keskitalo

Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi

### 5.1 Johdanto

Tässä raportissa esitetään kasviplanktontulokset kolmesta järvestä, joissa havaittiin happikadon aiheuttamia massiivisia kalakuolemia talvella 2002–2003 (Äimäjärvi, Högbensjö, Joutikas). Lisäksi tarkastelun kohteena on kolme sellaista järveä, joissa kalakuolemia ei havaittu (Enäjärvi, Tuusulanjärvi, Rusutjärvi). Viimeksi mainituista Enäjärvestä oli lähes täydellinen happikato. Happea oli Enäjärvestä jään alla ylimässä vesikerroksessa  $\leq 0,6 \text{ g m}^{-3}$  maaliskuussa 2003 (Uudenmaan ympäristökeskuksen vedenlaatuaineisto), mutta silti se näyttää säästyneen kalakuolemilta.

Reportissa pyritään vastaamaan kysymykseen, miten happikato ja kalakuolemat ovat vaikuttaneet kasviplanktoniin. Happikatoprojektin näytteenotto kattaa vuodet 2003–2004, ja tuloksia verrataan aikaisempien vuosien tuloksiin.

Äimäjärvi, Enäjärvi, Tuusulanjärvi ja Rusutjärvi ovat rehevöityneet hypereutrofiseksi eli ylireheviksi, minkä vuoksi niitä on kunnostettu pääasiassa hoitokalastuksen avulla. Enäjärvellä toteutettiin kunnostusprojekti vuosina 1993–1997 (Lempinen 1998), minkä jälkeen se liitettiin kunnostus- ja tutkimusjärveksi vuosina 1997–2001 toteutettuun yhteistutkimukseen nimeltään ”Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset” eli HOKA-projekti (Olin ym. 1998, Olin & Ruuhijärvi 2002). Myös Äimäjärvi, Tuusulanjärvi ja Rusutjärvi kuuluivat tähän projektiin. Enäjärven lisäksi on Tuusulanjärvellä ja Rusutjärvellä ollut kunnostushankkeita jo ennen HOKA-projektia (esim. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntainliitto 1984). Äimäjärvi on ollut kohdejärvenä vuosina 2002–2005 toteutettavassa suojelu- ja kunnostushankkeessa nimeltään ”Kanta-Hämeen järvet kestävään kehitykseen” (JÄRKI). Hoitokalastusta jatkettiin osana JÄRKI-projektia Äimäjärvellä syksyllä 2002 ja talvella 2003. Ilmaversoisia vesikasveja niitettiin vuosina 2002–2004 sekä kolme laskeutusallasta ja -kosteikkoa rakennettiin vuonna 2004 (Jutila 2003, 2004).

Enäjärvi, Tuusulanjärvi ja Högbensjö ovat kuuluneet Uudenmaan ympäristökeskuksen seurantaohjelmaan. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntayhtymä on vastannut Rusutjärven kasviplanktonseurannasta (yhteistyössä Uudenmaan ympäristökeskuksen kanssa). Högbensjön kasviplanktonia ei ole tutkittu järjestelmällisesti ennen vuotta 2003. Joutikas on kohdejärvenä Suomen Akatemian ”Mikrobit ja ihminen” (MICMAN) -tutkimusohjelmassa sinilevien aiheuttamien terveysvaikutusten selvittämiseksi. Joutikkaasta otettiin kasviplanktonnäytteitä vuosina 2001–2003 MICMAN-ohjelman rahoituksella, ja seuranta jatkettiin vuonna 2004 Uudenmaan ympäristökeskuksen toimesta.

## 5.2 Aineisto ja menetelmät

Kasviplanktonnäytteet otettiin 0–2 m:n kokoomanäytteinä yleensä touko–marraskuussa kahden viikon välein. Joissain tapauksissa näytteenottoväli oli harvempi. Muutama näyte otettiin lisäksi jääpeitteisenä aikana maaliskuu–huhtikuussa. Näytteet säilöttiin Lugolin liuoksella.

Näytteet mikroskoipoitiin käyttäen sovellettua Utermöhlin menetelmää. Enäjärven ja Äimäjärven näytteet mikroskoipoi Jorma Keskitalo (Lammin biologinen asema), Tuusulanjärven ja Högbensjön näytteet Maija Niemelä ja Reija Jokipii (SYKE) sekä MICMAN-ohjelmaan kuuluvat Joutikkaan näytteet vuosilta 2001–2003 Terttu Finni. Maija Niemelä ja Reija Jokipii mikroskoipoivat Joutikkaan vuoden 2004 näytteet. Rusutjärven näytteitä ovat mikroskoipoineet Eija Salovaara (2002), Terttu Finni (2003) ja Jorma Keskitalo (2004). Näytteitä laskeutettiin yleensä 2–25 ml noin yhden vuorokauden ajan. Näytteet laskettiin käänteismikroskoopilla käyttäen faasikontrastioptiikkaa. Havaitut taksonit määritettiin sillä tarkkuudella kuin mahdollista käyttäen kahta eri suurennusta (Keskitalo ym. 1999). Tulokset on ilmoitettu tuorepainoina veden tilavuusyksikköä kohti ( $\text{g m}^{-3}$ ).

## 5.3 Tulokset

### 5.3.1 Kalakuolemajärvet

#### 5.3.1.1 Äimäjärvi

##### **Luoteisallas (Kalliomaa, alue 1)**

**2003.** — Äimäjärven luoteisaltaan kasviplanktonbiomassa vaihteli  $5 \text{ g m}^{-3}$ :n molemmin puolin läpi avovesikauden 2003 lukuun ottamatta heinäkuun loppua, jolloin oli verrattain voimakas yksittäinen maksimi ( $16,8 \text{ g m}^{-3}$ ). Merkille pantavaa oli sinilevien niukkuus kaikkina näytteenotokertoina (kuva 1, vrt. taulukko 1). Kasviplanktonille oli ominaista monipuolisuus. Suhteellisen runsaita taksoneita olivat *Synedra* (*Fragilaria*) -piilevät toukokuussa, *Aulacoseira italica* -piilevä kesäkuussa, *Cryptomonas* -nielulevät alkukesällä ja syksyllä, *Synura*-kultalevät heinäkuun lopussa, *Ceratium hirundinella* -panssarilevä elokuussa sekä viherlevät loppukesällä. Limalevää (*Gonyostomum semen*) esiintyi jonkin verran elo–syyskuussa.

**2004.** — Kasviplanktonbiomassa pysytteli melko pienenä toukokuun alusta heinäkuun alkuun ( $2,2\text{--}4,1 \text{ g m}^{-3}$ ). Lajisto oli tällöin monipuolinen eikä mikään ryhmä hallinnut. Biomassa lähti kuitenkin loppukesällä voimakkaaseen kasvuun (kuva 1). Heinäkuun loppupuolella oli piilevien (*Acanthoceras zachariasii*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*) hallitsema maksimi (kokonaisbiomassa  $12,7 \text{ g m}^{-3}$ ). Limalevä valtasi alaa elokuussa ja hallitsi kasviplanktonia täysin syyskuun alkupuolella. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli tällöin  $18,1 \text{ g m}^{-3}$ , josta 93 % limalevää. Sinilevien biomassa jäi hyvin niukaksi koko kasvukauden ajan (enimmillään  $0,3 \text{ g m}^{-3}$ ). Äimäjärven Kalliomaan selkä on yleisesti ottaen rehevä, ajoittain ylirehevä (Heinosen, 1980, mukaan ylirehevän alaraja on  $10 \text{ g m}^{-3}$ .) Merkille pantavaa on kuitenkin, että kasviplanktonia oli suhteellisen vähän keväällä ja koko alkukesän ajan ennen loppukesän–syksyn maksimia.

## Rastinselkä (alue 2)

**2003.** — Rastinselän kasviplanktonbiomassa oli huomattavasti pienempi kuin luoteisaltaan biomassa (kuva 1) ja ylitti  $5 \text{ g m}^{-3}$  kasvukaudella 2003 ainoastaan heinäkuussa (maksimi  $9,0 \text{ g m}^{-3}$ ). Rastinselän kasviplanktonia hallitsivat nielulevät toukuussa ja heinäkuun puolivälissä, *Schroederia setigera* -viherlevä kesäkuun loppupuolella, *Aphanizomenon*-sinilevä ja *Uroglena*-kultalevä heinäkuun lopussa sekä *Aulacoseira granulata* -piilevä elokuun lopussa. Tyypillistä Rastinselälle oli, että jokin yksittäinen levä tai leväryhmä oli kussakin näytteessä muita hallitsevampi, mutta runsaussuhteet vaihtuivat näytekerrasta toiseen.

**2004.** — Rastinselän kasviplanktonbiomassan vaihteluväli oli  $0,9\text{--}3,6 \text{ g m}^{-3}$  toukuun alusta heinäkuun loppupuolelle, minkä jälkeen arvot alkoivat kasvaa, mutta eivät yltäneet lähimainkaan yhtä suuriksi kuin Kalliomaan selän biomassa-arvot. Heinäkuun alkupuolella oli viherlevien (mm. *Oocystis borgein*) osuus verrattain suuri. Rastinselän maksimibiomassa ( $7,5 \text{ g m}^{-3}$ ) ajoittui syyskuun loppuun, toisin sanoen jonkin verran myöhempään kuin Kalliomaan limalevämaksimi. Kalliomaasta poiketen Rastinselän näytteissä ei havaittu lainkaan limalevää. Syysmaksimia hallitsivat piilevät (94 %). Runsaimpia piileviä olivat heinäkuussa *Rhizosolenia longiseta*, elokuussa *Acanthoceras zachariasii*, syyskuussa *Aulacoseira italica* (incl. var. *tenuissima*) ja *Aulacoseira granulata* (incl. var. *angustissima*). Piilevämaksimista johtuen heinä-syyskuun biomassakeskiarvo oli jonkin verran suurempi kuin edellisenä vuotena (taulukko 1).

### Vertailu aikaisempiin vuosiin

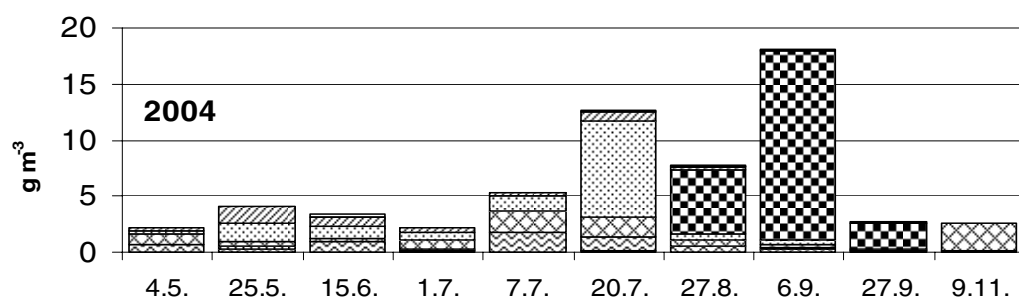
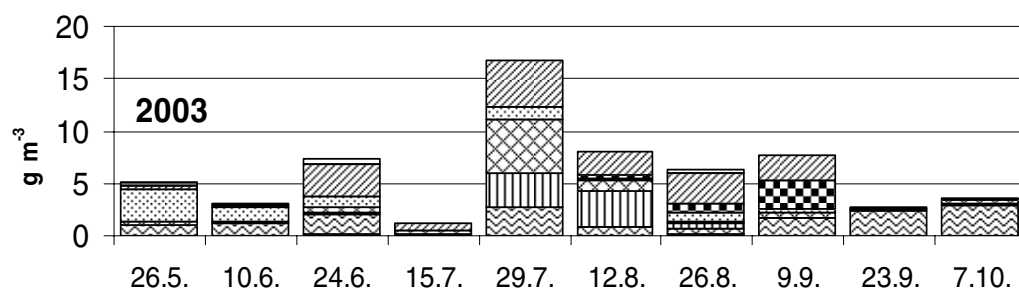
Äimäjärven Kalliomaan selkä oli hoitokalastusprojektin alussa sinileväpiilevävaltainen ja voimakkaasti ylirehevä. Kasviplanktonbiomassa oli suuri erityisesti aurinkoisina ja lämpiminä kesinä 1997 ja 1999 (vrt. taulukko 1, 2), minkä jälkeen levät ovat vähentyneet. Sinilevät ovat lähes kadonneet, mutta vuosina 2003–2004 niiden tilalle on ilmestynyt limalevä, josta ensimmäiset yksittäiset havainnot olivat vuodelta 2000 (taulukko 1).

Rastinselkä oli jo hoitokalastusprojektin alkaessa vähemmän rehevä kuin Kalliomaan selkä. Rastinselkä on nykyään vain lievästi rehevä, kun Kalliomaan selkää voi luonnehtia yhä vaihtelevan reheväksi–ylireheväksi. Rastinselän kasviplanktonbiomassa oli loppukesällä ja syksyllä 2003 selvästi pienempi kuin vastaavat arvot hoitokalastusprojektin vuosina 1997 ja 1999, mutta samalla tasolla kuin vuosina 1998, 2000 ja 2001. Heinä–syyskuun 2004 biomassakeskiarvoa tosin nostaa piilevien runsaus, mutta sinileviä oli tällöin ennätyksellisen niukasti verrattuna vuosiin 1997–2003. Limalevää ei ole havaittu minään vuotena Rastinselän näytteissä. Järvialtaat poikkeavat siten huomattavasti toisistaan, vaikka niiden välillä on avoin vesiyhteys. Kummankin altaan rehevyystaso näyttää pienentyneen pahimmista leväkukintavuosista, ja erityisesti sinilevät ovat vähentyneet.

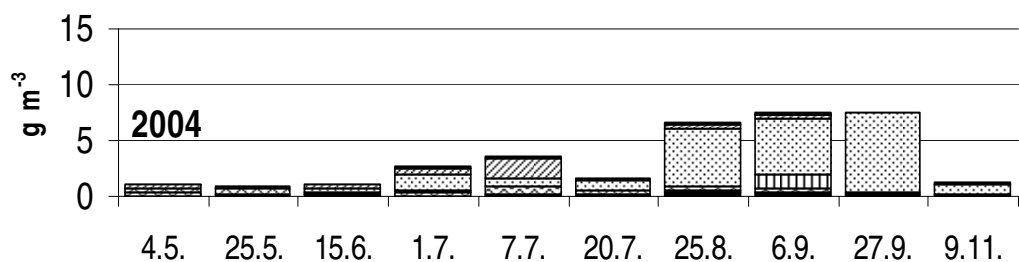
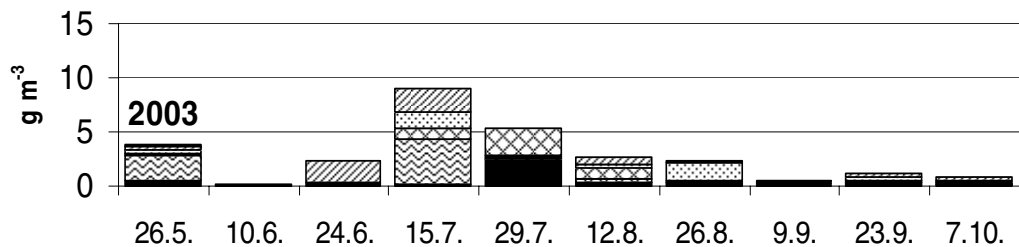
Taulukko 1. Heinä–syyskuun biomassakeskiarvoja Äimäjärven vuosina 1997–2004. (Vuodelta 2002 ei ole tuloksia.) Cyano = sinilevät, Diatomo = piilevät, Raphido = limalevä, Kok.biom. = kasviplanktonin kokonaisbiomassa.

Vuosi	Keskiarvo (heinä-syys), g/m <sup>3</sup>							
	Cyano	Diatomo	Raphido	Kok.biom.	Cyano	Diatomo	Raphido	Kok.biom.
	<b>Äimäjärvi 1 (Kalliomaa)</b>				<b>Äimäjärvi 2 (Rastinselkä)</b>			
1997	8,33	6,03	0,00	21,75	6,73	1,37	0,00	10,64
1998	3,30	2,75	0,00	8,22	0,70	1,23	0,00	3,08
1999	8,59	4,61	0,00	16,86	0,94	2,24	0,00	5,09
2000	1,46	2,35	0,04	9,95	1,13	0,62	0,00	3,57
2001	2,57	3,60	0,00	9,51	0,41	0,60	0,00	2,68
2003	0,07	0,39	0,65	7,15	0,64	0,66	0,00	3,52
2004	0,03	1,44	5,09	8,31	0,21	4,08	0,00	5,55

### Äimäjärvi 1 (Kalliomaa)



### Äimäjärvi 2 (Rastinselkä)



Cyano
  Crypto
  Dino
  Chryso
  Diatomo
  Raphido
  Chloro
  Muut

Kuva 1. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2003–2004 Äimäjärvessä. Cyano = sinilevät, Crypto = nielulevät, Dino = panssarilevät, Chryso = kultalevät, Diatomo = piilevät, Raphido = limalevä, Chloro = viherlevät (mukaan lukien silmälevät).

Taulukko 2. Kesien 1997–2004 sääolot Etelä-Suomessa (Ilmatieteen laitoksen Ilmastokatsaukset).

Vuosi	Sää
1997	Helteinen, vähäsateinen
1998	Lämpötila tavanomainen; runsassateinen
1999	Helteinen, vähäsateinen
2000	Vaihteleva, lämpö- ja sadekeskiarvot tavanomaisia
2001	Helteinen, vähäsateinen
2002	Helteinen, vähäsateinen
2003	Alkukesä viileä, loppukesä helteinen; kesä vähäsateinen
2004	Viileähkö, hyvin runsassateinen

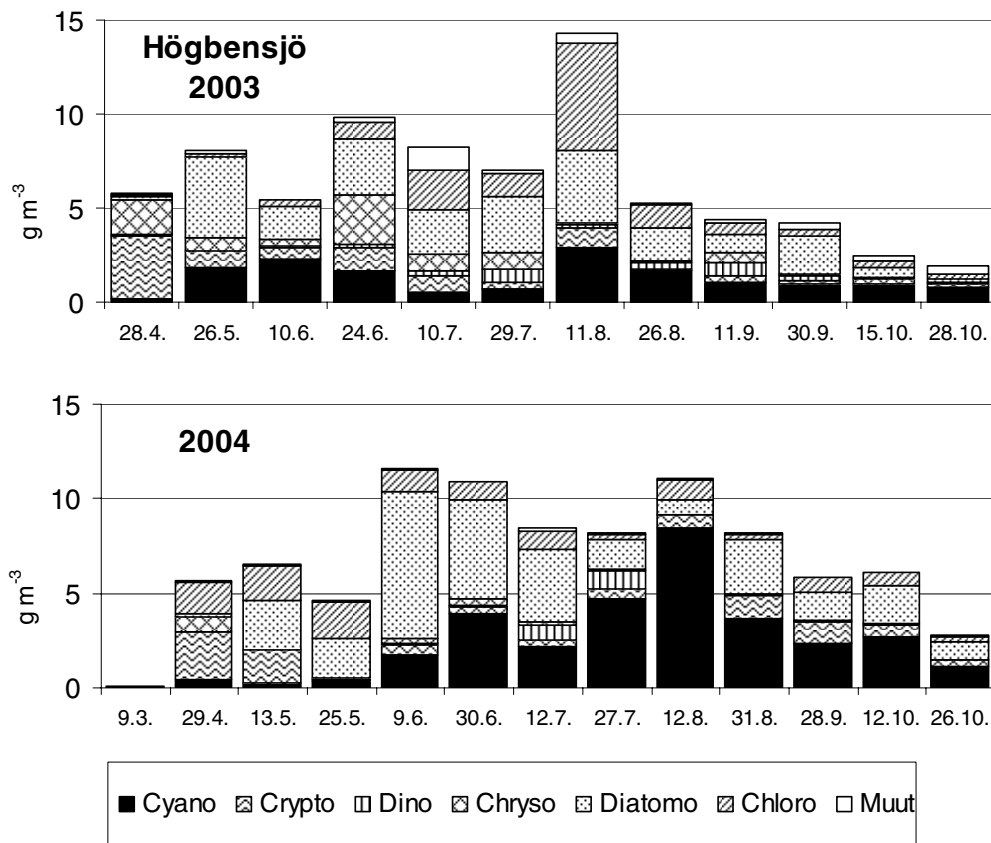
### 5.3.1.2 Högbensjö

**2003.** — Högbensjön kasviplanktonbiomassa oli verrattain tasainen (5,5–9,8 g m<sup>-3</sup>) huhtikuun lopusta heinäkuun loppuun. Elokuuhun ajoittuneen maksimin (14,3 g m<sup>-3</sup>) jälkeen biomassa pieneni kohti loppusyksyä (1,9 g m<sup>-3</sup>; kuva 2).

Eri ryhmät olivat edustettuina kasviplanktonlajistossa monipuolisesti. Sinileviä esiintyi melko runsaasti (0,5–2,9 g m<sup>-3</sup>) toukokuusta lokakuulle, mutta hallitsevaksi niiden suhteellinen osuus nousi vasta loppusyksyllä, jolloin kasviplanktonbiomassa kuitenkin oli pienimmillään (kuva 2). Runsaita sinileviä olivat rihmamainen *Planktothrix agardhii* (touko–kesäkuu), kokkaalinen *Woronichiniana naegeliana* (heinä–elokuu) sekä tarkemmin määrittämättömät rihmamaiset Oscillatoriales-lahkon levät (syys–lokakuu). Muita biomassaltaan runsaita leviä olivat muun muassa *Cryptomonas*-nielulevät ja *Mallomonas punctifera* –kultalevä (huhtikuu), *Synedra acus* -piilevä (touko–kesäkuu), *Acanthoceras zachariasii* –piilevä (heinä–syyskuu) ja *Aulacoseira italica* incl. var. *tenuissima* –piilevä (elo–lokakuu).

**2004.** — Leväbiomassa ylitti 10 g m<sup>-3</sup> kesäkuussa ja uudestaan elokuussa. Heinäsyyskuun biomassa oli keskimäärin hiukan suurempi kuin edellisvuotena (taulukko 3). Vuosien 2003–2004 tulosten perusteella Högbensjö on pääosin rehevä, satunnaisesti ylirehevä. Piilevät (*Acanthoceras zachariasii*, *Aulacoseira* sp.) olivat runsain ryhmä kesäkuussa 2004 ja sinilevät sen jälkeen aina lokakuuhun saakka (kuva 2). Runsain sinilevälaji oli rihmamainen *Anabaena macrospora*, jonka biomassa oli 6,7 g m<sup>-3</sup> elokuun puolivälissä. Sinileviä oli selvästi enemmän kuin edellisvuotena.





Kuva 2. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2003–2004 Högbensjössä. Symbolit, ks. kuva 1.

Taulukko 3. Heinä–syyskuun biomassakeskiarvoja Högbensjössä ja Joutikkaassa. Cyano = sinilevät, Chryso = kultalevät, Diatomo = piilevät, Kok.biom. = kasviplanktonin kokonaisbiomassa. Joutikkaan vuosien 2001–2003 tulokset ovat MICMAN-projektin tuloksia.

Vuosi	Keskiarvo (heinä-syys), g/m <sup>3</sup>				Keskiarvo (heinä-syys), g/m <sup>3</sup>			
	Cyano	Chryso	Diatomo	Kok.biom.	Cyano	Chryso	Diatomo	Kok.biom.
<b>Högbensjö</b>				<b>Joutikas</b>				
2001					7,45	3,36	0,30	<b>15,99</b>
2002					18,55	0,39	0,17	<b>22,12</b>
2003	1,30	0,44	2,32	<b>7,24</b>	2,24	1,83	1,68	<b>10,54</b>
2004	3,96	0,07	2,02	<b>7,95</b>	1,81	4,00	0,39	<b>9,29</b>

### 5.3.1.3 Joutikas

**2003.** — Joutikkaan kasviplanktonbiomassa ylitti 10 g m<sup>-3</sup> yhteensä viitenä näytteenotokertana keväällä, kesällä ja syksyllä (kuva 3). Heinä–syyskuun keskiarvon perusteella järveä voi luonnehtia ylireheväksi (taulukko 3).

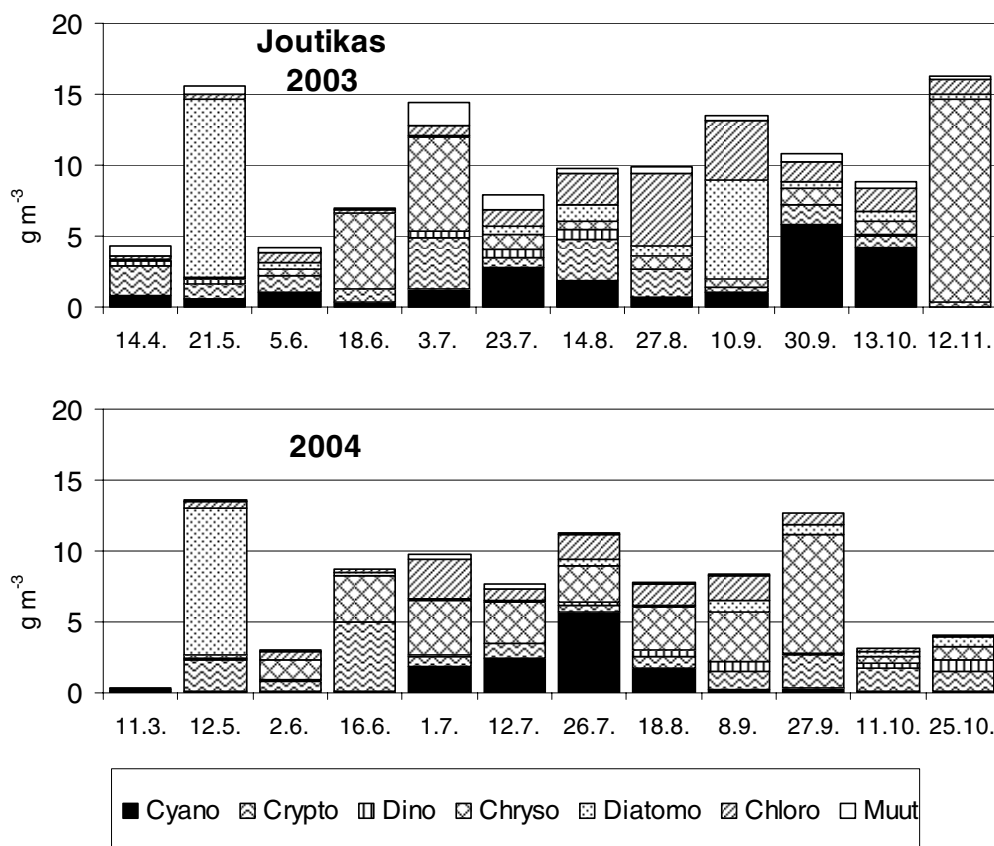
Toukokuun kevätmaksimia (15,5 g m<sup>-3</sup>) hallitsivat *Synedra*-piilevät. Alkukesällä oli minimi, mutta pääasiassa *Uroglena*-suvun kultalevät nostivat biomassan jälleen hyvin suureksi (14,4 g m<sup>-3</sup>) heinäkuussa. Loppukesän ja syksyn arvot olivat suuria, ja vuoden suurin biomassa (16,2 g m<sup>-3</sup>) todettiin vasta marraskuussa. Elokuun lopulla ja syyskuussa oli melko runsaasti silmäleviä (*Euglena*- ja *Trachelomonas*-suvut), syyskuussa lisäksi *Rhizosolenia longiseta* -piilevää. *Synura*-suvun kultalevät aiheuttivat marraskuun poikkeuksellisen suuren biomassan. Sinileviä (erityisesti Oscillatoriales-lahkon

leviä) oli runsaimmin syys–lokakuussa, jolloin sinilevien osuus kokonaisbiomassasta oli myös suurimmillaan (54 %).

**2004.** — Toukokuussa oli edelliskevään tapaan voimakas maksimi (13,6 g m<sup>-3</sup>), jota hallitsivat piilevät, erityisesti *Synedra*-suku Alkukesän minimin jälkeen biomassaa ylitti 10 g m<sup>-3</sup> heinäkuussa ja syyskuussa (kuva 3), mutta ei yltänyt tällöin ihan toukokuun arvoihin. Nielulevät ja kultalevät hallitsivat kesäkuun puolivälissä. Sinilevät olivat suurin ryhmä heinäkuun lopussa, mutta syksyllä niitä oli vain hyvin niukasti. Runsaampia sinileväsukuja olivat *Anabaena* ja *Romeria*. Kultalevät olivat edellisvuoden tapaan silmiinpistävän runsaita pitkin kesää ja syksyä. Suurin kultaleväbiomassa muodostui syyskuussa (kuva 3), jolloin *Synura*-suku hallitsi.

### Vertailu aikaisempiin vuosiin

Vaikka Joutikas oli vuoden 2003 perusteella ylirehevä, oli kasviplanktonbiomassa tällöin pienentynyt huomattavasti kahden edellisen vuoden arvoista (taulukko 3). Maksimibiomassa oli n. 27 g m<sup>-3</sup> sekä vuonna 2001 että 2002. Erityisesti sinileväbiomassat olivat hyvin suuria loppukesällä ja alkusyksyllä 2002. *Anabaena macrospora* oli tällöin sinileväkukinnan aiheuttaja. Merkilläpantavaa on lisäksi, että kultalevät olivat kaikkina tutkimusvuosina biomassaltaan runsaampia kuin piilevät (taulukko 3), jotka rehevissä järvissä ovat yleensä runsaita sinilevien ohella. *Synura* oli Joutikkaan tärkein kultalevänsuku.



Kuva 3. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2003–2004 Joutikkaassa (vuoden 2003 arvot MICMAN-ohjelman tuloksia). Symbolit, ks. kuva 1.

## 5.3.2 Vertailujärvet

### 5.3.2.1 Enäjärvi

**2002.** — Enäjärven kasviplanktonbiomassa muodosti avovesikaudella 2002 kolme erillistä maksimivaihetta (toukokuu, heinäkuu ja syyskuun loppu), jolloin biomassa ylitti ylitseväksi luokitellun  $10 \text{ g m}^{-3}$ :n rajan. Myös heinä–syyskuun keskimääräinen biomassa ( $13,3 \text{ g m}^{-3}$ ) ylitti tämän rajan. Biomassa oli enimmillään  $21,6 \text{ g m}^{-3}$  syyskuun lopussa (kuva 4).

Sinileviä oli runsaasti koko kasvukauden ajan. Piilevät (erityisesti *Asterionella formosa*) olivat kuitenkin toukokuussa sinileviä runsaampi ryhmä ja panssarilevät (*Ceratium hirundinella*) elokuun lopussa. *Planktothrix agardhii* oli runsain sinilevälaaji keväällä ja kesällä. *Microcystis aeruginosa* oli verrattain runsas loppukesällä. Sinilevien biomassa ylitti  $15 \text{ g m}^{-3}$  heinäkuun puolivälissä ja  $20 \text{ g m}^{-3}$  syyskuun lopussa. *Aphanizomenon* sp. oli runsain sinilevä syksyllä. Viimeksi mainittu muodosti syyskuun lopussa yksinään 92 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta.

**2003.** — Huhtikuun 2003 alussa jäältä otetun näytteen kasviplanktonbiomassa oli talviarvoksi suuri ( $2,5 \text{ g m}^{-3}$ ) ja ilmeisesti suurentunut huomattavasti keskitalvesta. Biomassa jäi avovesikaudella — erityisesti keväällä ja alkukesällä — selvästi pienemmäksi kuin edellisellä kaudella (kuva 4). Loppukesällä oli kuitenkin maksimi ( $16,6 \text{ g m}^{-3}$ ). Heinä–syyskuun kokonaisbiomassan keskiarvo ( $7,3 \text{ g m}^{-3}$ ) oli selvästi pienempi kuin edellisenä vuotena (taulukko 4) huolimatta loppukesän ja alkusyksyn 2003 kohonneista arvoista.

*Mallomonas akrokomos* -kultalevä muodosti valtaosan (65 %) huhtikuun alun kasviplanktonbiomassasta. *Cryptomonas*-nielulevät hallitsivat biomassaa toukokuun puolivälissä, minkä jälkeen eri ryhmät olivat edustettuina kasviplanktonissa heinäkuuhun asti ilman, että mikään ryhmä tai laji olisi ollut silmiinpistävän runsas. Sinilevät alkoivat muodostua suurimmaksi ryhmäksi loppukesällä, mutta myös piilevät (erityisesti *Aulacoseira granulata* incl. var. *angustissima*) ja viherlevät runsastuivat samaan aikaan. Viimeksi mainitut olivat runsaslajinen ryhmä, jossa mikään yksittäinen laji ei ollut biomassaltaan selvästi muita runsaampi. Chroococcales-lahkoon kuuluva *Microcystis wesenbergii* oli hallitseva sinilevä. Sen sijaan rihmamaisia sinileviä (Oscillatoriales, Nostocales) oli erittäin niukasti vuonna 2003.

Enäjärvi jäätynä tilapäisesti lokakuun lopussa. Marraskuussa sulavedestä otetun näytteen kasviplanktonbiomassa ( $2,6 \text{ g m}^{-3}$ ) oli huomattavasti suurempi kuin edellisen vuoden marraskuun arvo ( $0,5 \text{ g m}^{-3}$ ). Marraskuun näytteessä oli pääasiassa viher-, pii-, nielu- ja sinileviä sekä jonkin verran kultaleviä.

**2004.** — Kasviplanktonbiomassa oli pienimmillään alkukevällä ja loppusyksyllä ja vaihteli kasvukaudella 2004 yleisesti  $5 \text{ g m}^{-3}$ :n molemmin puolin. Toukokuun lopun arvot olivat kohonneet, ja heinäkuun ja syyskuun alussa oli kaksi voimakkaampaa maksimia (kuva 4). Biomassa oli suurimmillaan  $10,4 \text{ g m}^{-3}$  heinäkuun alkupuolella. Heinä–syyskuun biomassakeskiarvo ( $6,6 \text{ g m}^{-3}$ ) oli pienempi kuin kertaakaan vuodesta 1997 lähtien. Enäjärveä voi silti edelleen luonnehtia reheväksi (rehevä =  $2,5\text{--}10 \text{ g m}^{-3}$  Heinosen, 1980, luokittelussa).

Nieluleviä oli verrattain runsaasti huhtikuusta kesäkuuhun. Huhtikuussa oli jään alla lisäksi mm. *Mallomonas akrokomos* -kultalevää. Piilevät hallitsivat toukokuun lopussa. Viherleviä oli melko runsaasti pitkin kasvukautta, erityisesti heinäkuun alkupuolen maksimin aikana, jolloin biomassaltaan runsain viherlevä oli *Oocystis borgei*. Lokakuussa oli suhteellisen paljon *Pediastrum*-viherleviä (*P. duplex*, *P. boryanum*, *P. tetras*).

Sinileviä oli merkittävästi heinäkuusta syyskuuhun. Niiden biomassa, kuten myös suhteellinen osuus kasviplanktonin kokonaisbiomassasta, oli suurimmillaan heinäkuun lopussa. Sinileviä oli tällöin  $3,6 \text{ g m}^{-3}$  (osuus kokonaisbiomassasta 61 %). *Microcystis*

*wesenbergii* oli heinäkuun lopussa runsain sinilevälaji. Syyskuun alkupuolella muodostui piilevämaksimi (5,3 g m<sup>-3</sup>, 55 % kokonaisbiomassasta). *Aulacoseira granulata* (incl. var. *angustissima*) oli runsain piilevätaksoni sekä toukokuun että syyskuun maksimien aikana. *Cyclotella*-sukua oli verrattain runsaasti lokakuussa.

### Vertailu aikaisempiin vuosiin

Enäjärven kasviplanktonbiomassa on vaihdellut huomattavasti sen jälkeen, kun kunnostusprojekti käynnistettiin (Lempinen 1998, Olin & Ruuhijärvi 2002). Vuosina 1995–1996 näytti siltä, että hoitokalastus olisi tehonnut ja poistanut sinileväkukinnat jopa kokonaan: maksimibiomassa oli vuonna 1996 vain 3 g m<sup>-3</sup>. Myös kesällä 1997 kasviplanktonia oli verrattain vähän kesän helteisyydestä huolimatta ja sinileviä esiintyi runsaasti vasta syksyllä. Leväbiomassat alkoivat kuitenkin kohota seuraavina kasvukausina uudestaan ja saavuttivat huippunsa vuonna 1999, minkä jälkeen ne laskivat jälleen (taulukko 4).

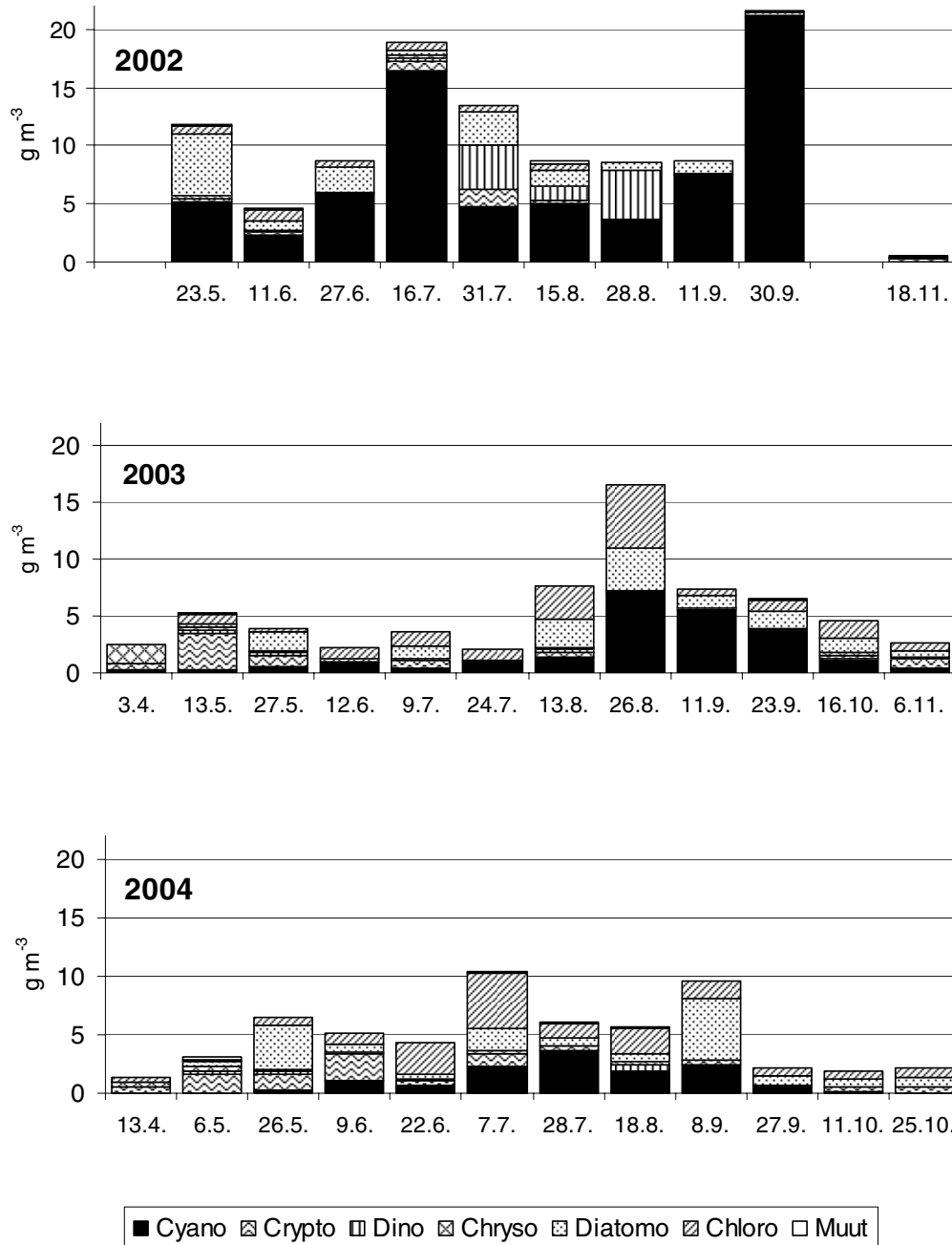
Syy vuosien 1998–1999 uudelleen rehevöitymiseen Enäjärvässä on jossain määrin epäselvä. Näinä vuosina aloitettiin kesäaikainen ilmastus. Hapetuslaitteessa oli vuonna 1998 toimintahäiriöitä, jotka lienevät aiheuttaneet hapettomuutta ja ravinnepitoisuuden nousua. Tämä saattoi olla osasy syy uudelleen rehevöitymiseen. Kasvukauden 1999 runsaaseen leväbiomassaan lienevät kuitenkin ensisijaisena syynä tuotannolle suotuisat olosuhteet kesällä.

Heinä–syyskuun keskiarvot olivat verrattain suuria uudestaan vuonna 2002, mutta pienenevä kehitys jatkui vuosina 2003–2004 (taulukko 4). Enäjärvi on silti edelleen vaihtelevasti rehevä–ylirehevä.

Taulukko 4. Heinä–syyskuun biomassakeskiarvoja Enäjärvässä, Tuusulanjärvässä ja Rusutjärvässä vuosina 1997–2004. Cyano = sinilevät, Diatomo = piilevät, Kok.biom. = kasviplanktonin kokonaisbiomassa.

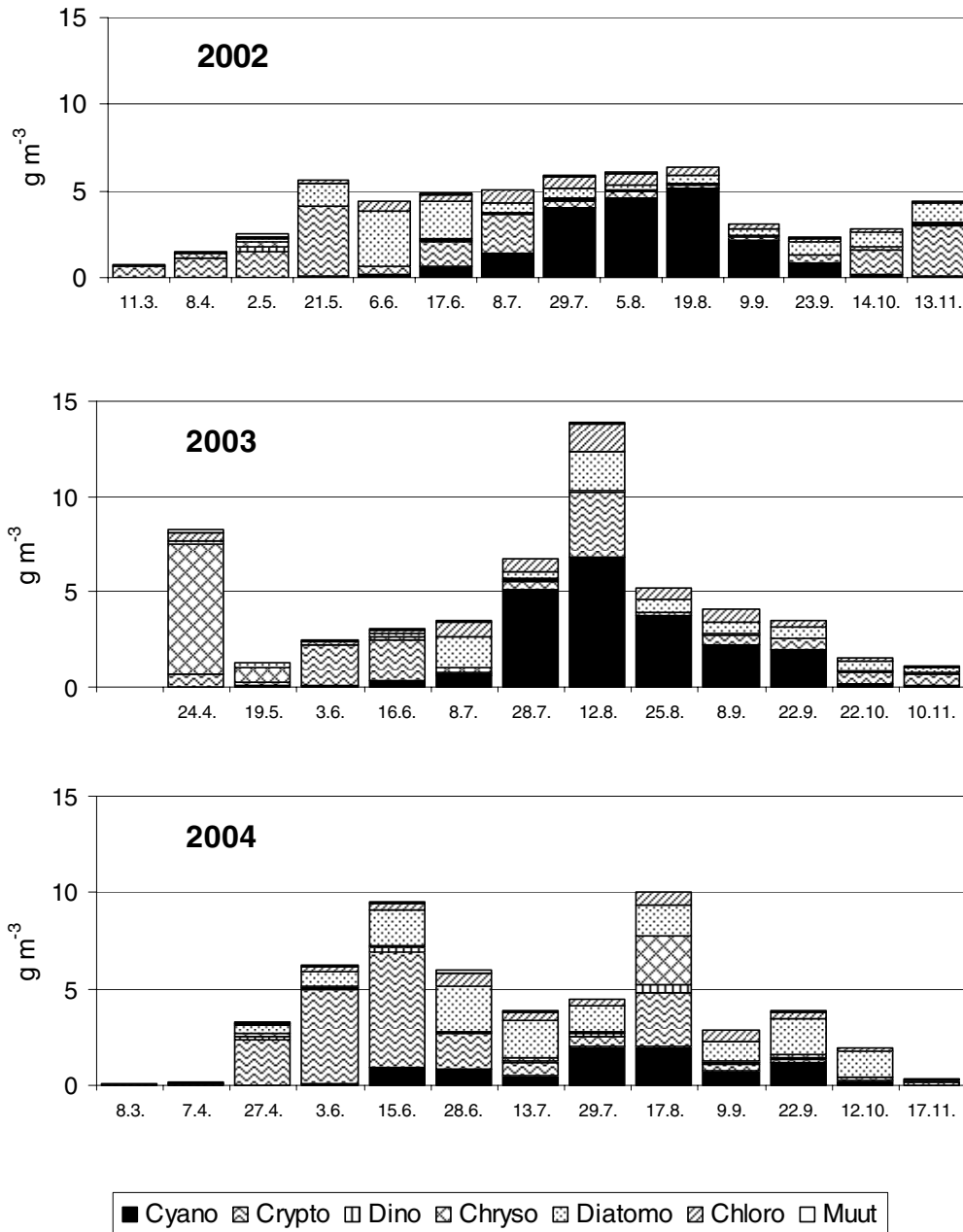
Vuosi	Keskiarvo (heinä-syys), g/m <sup>3</sup>								
	Enäjärvi			Tuusulanjärvi			Rusutjärvi		
	Cyano	Diatomo	Kok.biom.	Cyano	Diatomo	Kok.biom.	Cyano	Diatomo	Kok.biom.
1997	5,30	0,38	6,84	22,83	0,30	24,75	15,04	1,76	17,59
1998	7,55	2,63	13,81	0,98	3,65	5,91	5,66	1,49	8,29
1999	12,23	11,20	25,58	5,25	2,06	8,39	9,44	3,27	14,02
2000	3,60	3,82	8,37	1,04	1,51	4,47	10,27	2,18	13,41
2001	2,80	2,16	8,31	1,07	1,66	4,57	8,64	1,24	10,69
2002	9,72	1,09	13,31	3,03	0,51	4,80	10,85	0,61	12,87
2003	3,19	1,65	7,33	3,42	0,97	6,14	2,61	1,99	6,89
2004	2,08	1,68	6,60	1,43	1,56	5,86	4,52	1,91	8,83

## Enäjärvi



Kuva 4. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2002–2004 Enäjärvässä. Symbolit, ks. kuva 1.

## Tuusulanjärvi



Kuva 5. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2002–2004 Tuusulanjärvessä. Symbolit, ks. kuva 1.

### 5.3.2.2 Tuusulanjärvi

**2002.** — Tuusulanjärven leväbiomassa suureni kasvukauden alkupuolella tasaisesti ja saavutti maksiminsa ( $6,4 \text{ g m}^{-3}$ ) elokuussa. Biomassa-arvot vähenivät sen jälkeen, mutta suurentivat jälleen jonkin verran loppusyksyllä (kuva 5). Nielulevät olivat runsain leväryhmä kevättalvella ja toukokuussa, minkä jälkeen myös piileviä (*Synedra acus*, *Stephanodiscus* sp.) oli ajoittain runsaasti. Sinilevät nousivat valtaryhmäksi kesän loppupuolella. Kokonaisbiomassa jäi verrattain pieneksi osoittaen vain lievää rehevyyttä (taulukko 4), vaikka sinilevät hallitsivat kasviplanktonia heinäkuun lopussa ja elokuussa (osuus enimmillään 80 %). Runsaimmat sinilevälajit olivat tällöin *Micro-*

*cystis wesenbergii* ja *M. aeruginosa* Nielulevät olivat myöhäissyksyn suurin ryhmä biomassan noustessa uudestaan vielä marraskuussa.

**2003.** — Leväbiomassa oli kasvukaudella 2003 keskimäärin jonkin verran suurempi kuin edellisenä vuonna (taulukko 4). Huhtikuun loppupuolella oli *Synura*-kultalevän muodostama voimakas maksimi, mutta muutoin kevään biomassat arvot olivat melko pieniä. Loppukesän maksimi (13,9 g m<sup>-3</sup>) oli yli kaksinkertainen edelliskesän maksimiin verrattuna (kuva 5). *Microcystis aeruginosa* oli tällöin hallitseva sinilevälaji (5,5 g m<sup>-3</sup>). Voimakkaasta maksimista huolimatta sinilevien biomassa oli kuitenkin keskimäärin vain hieman suurempi kuin edellisvuotena. Myöhäissyksyn 2002 kaltaista loka–marraskuun levämaksimia ei nyt havaittu.

**2004.** — Vuoden 2004 leväbiomassan jakauma oli kaksihuippuinen. Ensimmäinen maksimi oli kesäkuussa ja toinen elokuussa. Jälkimmäinen maksimi oli hieman voimakkaampi (10,1 g m<sup>-3</sup>). Elo–syyskuun kokonaisbiomassan keskiarvo oli hiukan korkeampi kuin vuosina 2000–2002, mutta pienempi kuin edellisenä vuotena (taulukko 4); erot eivät ole kuitenkaan kovin merkittäviä. Alkukesää hallitsivat nielulevät (*Cryptomonas*-suku), joita oli melko runsaasti jo huhtikuun lopulla (kuva 5). Elokuussa lajisto oli monipuolinen ja eri ryhmät tasaisesti edustettuina. Sinilevien biomassa jäi kauttaaltaan melko pieneksi verrattuna kahteen aikaisempaan kesään. *Microcystis viridis* ja *M. aeruginosa* olivat runsaimmat sinilevät loppukesällä. Piilevät (mm. *Stephanodiscus*-suku) olivat syksyllä biomassaltaan suurin ryhmä. Syyskuun jälkeen biomassa pieneni kohti myöhäissyksyä kuten edellisenäkin vuotena.

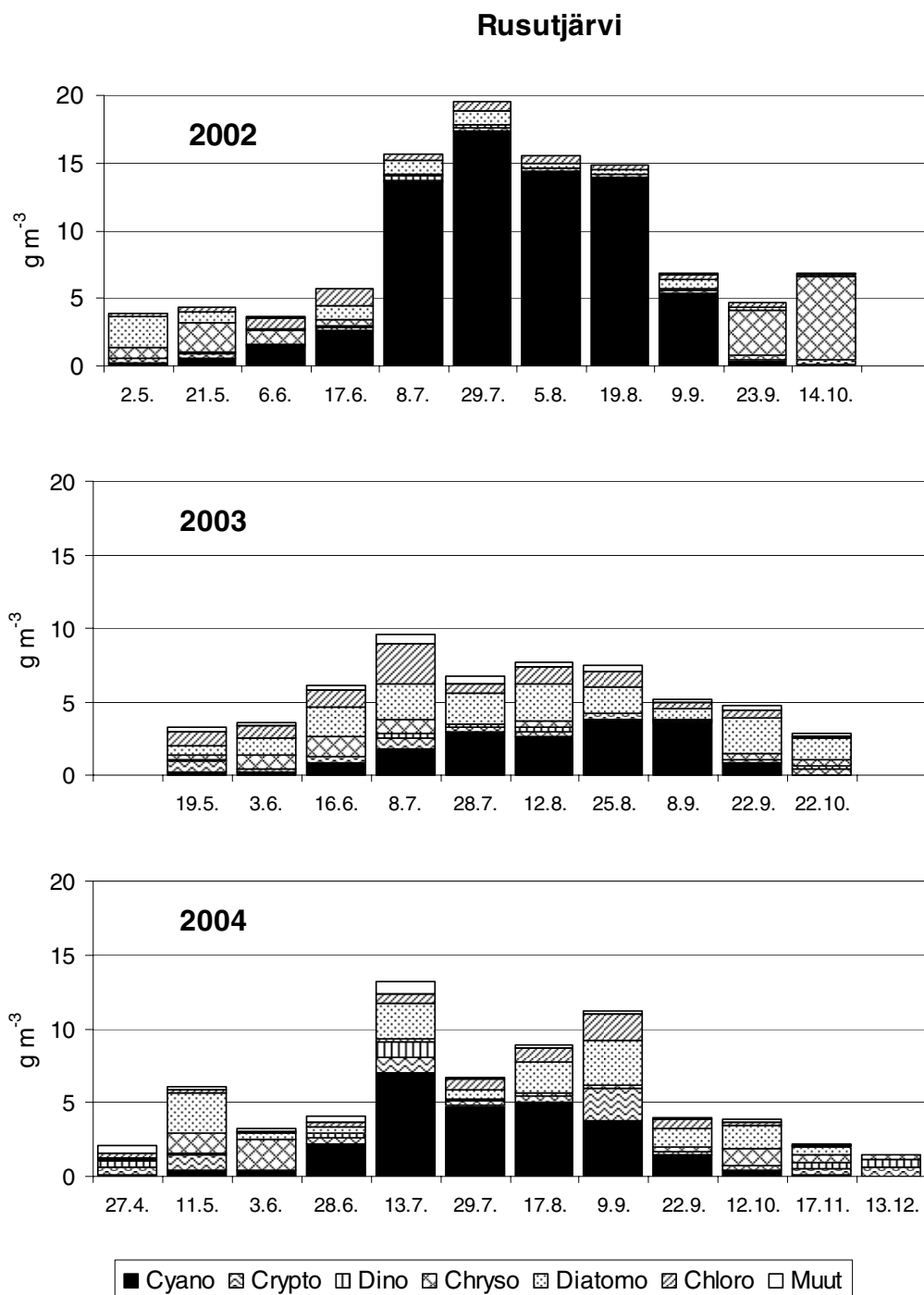
### Vertailu aikaisempiin vuosiin

Tuusulanjärvi rehevöityi drastisesti 1950-luvulla. Järven tila oli huonoimmillaan 1970-luvulla, minkä jälkeen sitä on tutkittu paljon ja pyritty kunnostamaan monin tavoin (esim. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntainliitto 1984). Tuusulanjärven ongelmana on kuitenkin voimakas sisäinen ravinnekuormitus, mikä rajoittaa elpymistä. Kesällä 1997 oli erityisen paha sinileväkukinta, jolloin leväbiomassa oli noin 60 g m<sup>-3</sup> (Keskitalo ym. 1999). Vuonna 1997 aloitetun hoitokalastusprojektin ansiosta biomassat ovat kuitenkin vähentyneet murto-osaan vuoden 1997 arvoista, ja Tuusulanjärvi on nykyään vain ajoittain ylirehevä. Vuoden 1997 jälkeen leviä on ollut runsaimmin lämpimänä ja aurinkoisena kesänä 1999. Kehityssuuntaa voi kokonaisuudessaan luonnehtia HOKA-projektin alusta lähtien alenevaksi, sillä biomassakeskiarvot olivat pienimmillään vuosina 2000–2002 ja 2004 (taulukko 4).

#### 5.3.2.3 Rusutjärvi

**2002.** — Rusutjärven kasviplanktonin vuodenaikaissuksessio oli vuonna 2002 tyypillinen ylirehevälle, sinilevien hallitsemalle järvelle. Leväbiomassa kohosi kevään ja alkukesän melko pienistä arvoista (<5 g m<sup>-3</sup>) heinäkuun lopun maksimiin (19,6 g m<sup>-3</sup>), minkä jälkeen biomassa pieneni kohti syksyä (kuva 6). Sinilevät hallitsivat täysin heinäkuusta syyskuun alkupuolelle. Niiden osuus kokonaisbiomassasta oli 87–94 % heinä–elokuussa. Sinileväbiomassan valtaosan muodosti *Anabaena*-suku, jonka lisäksi oli merkittävästi Chroococcales-lahkoon kuuluvaa *Cyanodictyon* spp:tä heinäkuun alkupuolella. Kultalevät (erityisesti *Uroglena*-suku) olivat runsain leväryhmä toukokuun jälkipuolella ja ne hallitsivat kasviplanktonia täysin loppusyksyllä (kuva 6).

**2003.** — Leväbiomassa jäi vuonna 2003 keskimäärin noin puoleen edellisvuoden biomassasta (taulukko 4) eikä ylittänyt kertaakaan 10 g m<sup>-3</sup>:n rajaa. Sinilevien osuus oli pieni erityisesti kesällä, mutta kasvoi kohti alkusyksyä (kuva 6). Kasviplanktonilajisto oli monipuolinen ja eri ryhmät tasapuolisesti edustettuina keväällä ja alkukesällä, mutta sen jälkeen biomassa muodostui pääasiassa sinilevistä, piilevistä ja viherlevistä. Piilevien biomassa oli suurempi kuin sinilevien hallitsemana kautena 2002 (taulukko 4). Biomassaltaan runsaita piileviä vuonna 2003 olivat *Aulacoseira*-suku sekä ajoittain *Acanthoceras zachariasii* ja *Rhizosolenia longiseta*. Sinilevistä *Anabaena*-suku hallitsi syyskuun alkupuolella.



Kuva 6. Kasviplanktonbiomassa leväryhmittäin vuosina 2002–2004 Rusutjärvässä. Symbolit, ks. kuva 1.

**2004.** — Kokonaisbiomassa oli vaihtelevampi kuin vuosina 2002–2003, sillä se muodosti toukokuussa, heinäkuussa ja syyskuussa 2004 kolme yksittäistä maksimia, joista heinäkuun huippu oli kasvukauden voimakkain ( $13,2 \text{ g m}^{-3}$ ). Heinä–syyskuun biomassassa oli keskimäärin suurempi kuin edellisvuoden biomassassa, mutta ei yltänyt vuoden 2002 arvoihin (taulukko 4). Varsinkin sinileviä oli huomattavasti vähemmän vuonna 2004 kuin vuonna 2002, vaikka ne olivatkin suurin ryhmä heinä–elokuussa. Vuoden 2004 tuloksia luonnehtii lajirunsaus ja eri ryhmien rinnakkainen esiintyminen. Keväällä ja alkukesällä oli paljon mm. *Dinobryon*-kultaleviä. Runsain piileväsuku oli jälleen *Aulacoseira* (ajoittain *Acanthoceros zachariasii*) ja runsain sinileväsuku *Anabaena*.



Heinäkuussa oli *Anabaenan* lisäksi myös *Microcystis wesenbergii* osuus suuri sinileväbiomassassa.

### **Vertailu aikaisempiin vuosiin**

Rusutjärvi on ollut sinilevien hallitsema ylirehevä järvi, jossa hoitokalastuksen tulokset ovat olleet vaatimattomampia kuin Tuusulanjärvessä (Olin & Ruuhijärvi 2002). Rusutjärven kasviplanktonbiomassa oli voimakas vuonna 1997 (maksimi 26 g m<sup>-3</sup>), vaikka ei yltänytkaan samalle tasolle kuin Tuusulanjärvessä. Vuoden 1997 jälkeen leväbiomassa on keskimäärin jonkin verran alentunut, mutta vuosien välinen ero on pienempi kuin Tuusulanjärvessä (taulukko 4). Biomassa on ollut alimmillaan vuonna 2003, jolloin se ei ylittänyt missään vaiheessa 10 g m<sup>-3</sup>:n rajaa ja sinileviä oli poikkeuksellisen vähän.

## **5.4 Tulosten tarkastelua**

Sekä happikadon aiheuttamat kalakuolemat että hoitokalastus vähentävät järvessä olevaa kalastoa, joten niiden voisi ajatella vaikuttavan osittain samalla tavalla. Hoitokalastuksen vaikutus perustuu mm. siihen, että kalojen poistuma vähentää saalistuspainetta eläinplanktoniin ja näin runsastunut eläinplankton laiduntaa tehokkaammin kasviplanktonia pitäen leväbiomassan kurissa. Kalakuolemien aiheuttama poistuma poikkeaa kuitenkin hoitokalastuksesta sikäli, että kuolleet kalat ja niiden sisältämät ravinteet jäävät järveen. Lisäksi kuolleiden kalojen hajoaminen lisää hapenkulutusta, mikä puolestaan voi kiihdyttää ravinteiden vapautumista pohjasta tuottavaan kerrokseen.

Tutkimusjärivistä Äimäjärvi näyttää muuttuneen selvimmin tarkastelujaksolla 2003–2004. Äimäjärven tilaan vaikuttaneita tekijöitä ovat hoitokalastus, muut kunnostustoimet, kevättalven 2003 kalakuolema sekä sääolot. Kasviplankton on yleisesti vähentynyt Äimäjärvessä. Varsinkin järven rehevämmän luoteisaltaan luonne näyttää muuttuneen voimakkaasti vuosina 2003–2004. Kalliomaan edustan sinileväpiilevävaltainen lajisto on muuttunut limalevävaltaiseksi loppukesällä ja alkusyksyllä. Äimäjärven tilan muutoksesta kertoo myös se, että uposkasvina kasvava vesirutto valtasi kesällä 2004 räjähdysmäisesti alaa Äimäjärven pohjakasvillisuudessa (JÄRKI-projektin tiedote 27.9.2004). Jutila (2004) arvelee, että kesän 2004 runsas ja ravinteikas valuma on ruokkinut vesiruttoa, mutta lisäksi myös talven 2003 kalakuolema voi olla osasyys vesiruton leviämiseen. Kalat ovat vähentyneet hoitokalastuksen ja kalakuolemien seurauksena ja aiheuttaneet veden muuttumisen kirkkaammaksi, koska ravinteita pölyyää pohjasta veteen aiempaa vähemmän. Massiiviset vesiruttokasvustot ovat saattaneet käyttää ravinteita, jotka muutoin olisivat päätyneet sinilevien käyttöön. Ravintoketjussa on todennäköisesti tapahtunut muutoksia, jotka ovat osaltaan edistäneet sinilevien vähenemistä, mutta samalla antaneet kasvutilaa limalevälle muuttuneessa kilpailutilanteessa. Limalevä on siimallinen, pystysuunnassa vaeltava levä, joka hakee tarvittaessa aktiivisesti ravinteita pohjan pinnalta asti (vrt. Salonen ym. 2002). Jos orgaanisen aineen ja bakteerien määrä vedessä on lisääntynyt kalakuolemien seurauksena, on tämä saattanut edistää limalevän kolonisaatiota, sillä limalevä on miksotrofinen (Eloranta & Järvinen 1991) ja kykenee todennäköisesti käyttämään bakteereja ravinnokseen. Kalakuolema on siten saattanut edistää järven tilan muutosta useallakin tavalla.

Högbensjön aineisto on liian suppea johtopäätösten tekemiseen, koska kasviplanktonitulkoksia ei ole kalakuolemaa edeltävältä ajalta. Joutikkaan kasviplanktonbiomassa väheni selvästi vuoden 2002 jälkeen. Yhtenä syynä levätuotannon vähenemiseen lienee ollut pitkään jatkunut kuivuus ja siitä seurannut vähäinen ravinnevaluma järveen. Väheneminen oli kuitenkin niin voimakas, että kalakuolema lienee ollut osasyys kuivuuden lisäksi. Silmiinpistävää on myös Joutikkaan suuri kasviplanktonbiomassa myöhäissyksyllä 2003. Hoitokalastusprojektin yhteydessä on todettu joissain järvissä

(myös Enäjärvässä ja Äimäjärvessä) useina vuosina levämaksimin siirtymä loppukesästä kohti loppusyksyä. Tehokalastus saattaa pitää joissain tilanteissa leväkasvun kurissa kesällä, mutta syyskierron nostamat ravinteet antavat sysäyksen uudelle kasvulle (Olin & Ruuhijärvi 2002). Voisi ajatella, että kalakuoleman vaikutukset olisivat tältä osin samankaltaisia kuin hoitokalastuksenkin. Joutikkaassa sinilevien biomassassa olikin tämän mukaisesti suurimmillaan syys–lokakuussa, mitä seurasi vielä kultalevämaksimi, mutta Högbensjössä levämaksimi sen sijaan oli jo elokuussa. Joutikkaan tulokset tukevat kokonaisuudessaan oletusta, että kalakuolemilla olisi oma osuutensa leväbiomassan vähenemiseen.

Enäjärven levämäärät näyttävät selvästi vähentyneen vuodesta 1999, jolloin biomassa ylitti moninkertaisesti ylirehevän rajan. Biomassa oli Enäjärvässä kesällä 2003 suhteellisen pieni, vaikka laajamittaisia kalakuolemia ei siellä havaittu edellisenä talvena. Yhtenä syynä lienee ollut edellä mainittu pitkään jatkunut kuivuus. Biomassan pieneeminen jatkui kuitenkin vielä vuonna 2004, vaikka kesä oli poikkeuksellisen sateinen. Näyttää siltä, että Enäjärven kunnostus on kohentanut vedenlaatua, vaikkakin järven tila on häilyvä ja sinileväkukinnat edelleen mahdollisia. Vuoden 2003 suhteellisen pienet biomassa-arvot Joutikkaassa, Enäjärvässä, Rusutjärvässä sekä Äimäjärven Kalliomaan selällä tukevat olettamusta, että kuivuus ja ravinnevaluman niukkuus olisivat tällöin alentaneet levätuotantoa. Tuusulanjärven tulokset ovat kuitenkin ristiriidassa tämän kanssa, sillä leväbiomassa oli suurempi kesällä 2003 kuin sitä edeltäneenä ja seuranneena kesänä. Kaiken kaikkiaan useat eri tekijät vaikuttavat järven tilaan, ja lopputulos on järvikohtainen. Yksi vaikuttava tekijä on kalakuolema, joka lienee kuivuuden ohella joissain tapauksissa edistänyt levätuotannon alenemista, mutta näyttää myös olleen osallisena Äimäjärven tilan voimakkaaseen muuttumiseen.

## Lähteet

Eloranta, P. & Järvinen, Marjo 1991: Growth of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae): Results from culture experiments. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2657–2659.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. – Publications of the Water Research Institute 37: 1–91. National Board of Waters, Finland.

Jutila, H. 2003. JÄRKI eli Kanta-Hämeen järvet kestävään kehitykseen. Väliraportti 2. – Hämeenlinnan seudun kansanterveystyön kuntayhtymä, ympäristöosasto. 5 s.

Jutila, H. 2004. JÄRKI eli Kanta-Hämeen järvet kestävään kehitykseen. Väliraportti 5. – Hämeenlinnan seudun kansanterveystyön kuntayhtymä, ympäristöosasto. 11 s.

Keskitalo, J., Tallberg, P., Soininen, J., Pekkarinen, M. & Olin, M. 1999. Kasviplanktonitutkimukset vuonna 1997. – Teoksessa: Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.), Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset. Vuosiraportti 1998. Kala- ja riistaraportteja 158: 84–92. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntainliitto 1984. Tuusulanjärven kunnostussuunnitelma. – Vantaa. 214 s.

Lempinen, P. (toim.) 1998. Vihdin Enäjärven kunnostus: Raportti vuosien 1993–1997 toimenpiteistä ja tutkimuksista. – Alueelliset ympäristöjulkaisut 78: 1–99. Uudenmaan ympäristökeskus. Helsinki.

Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset. Vuosiraportti 2001. – Kala- ja riistaraportteja 262: 1–136. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Olin, M., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Villa, L., Savola, P., Sammalkorpi, I. & Poikonen, K. 1998: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset – vuosiraportti 1997. – Kala- ja riistaraportteja 123: 1–99. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Salonen, K., Holopainen, A.-L. & Keskitalo, J. 2002. Regular high contribution of *Gonyostomum semen* to phytoplankton biomass in a small humic lake. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 488–491.

## 6. Yhteenveto ja johtopäätökset

Leena Villa<sup>1</sup> ja Jukka Ruuhijärvi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Uudenmaan ympäristökeskus, PL 6, 00721 Helsinki

<sup>2</sup>Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon riistan- ja kalantutkimus 16970, Evo

### 6.1 Veden laadussa havaitut muutokset

Kaikissa järvissä fosforipitoisuudet nousivat hapettomuuden vuoksi hyvin korkeiksi jään alla kevättalvella 2003. Jäiden lähdettyä ja veden sekoituttua sekä hapetuttua, fosforipitoisuudet kuitenkin alenivat entiseen tasoon. Kevättalvi 2003 oli aurinkoinen ja jääpeite lumeton. Tämän vuoksi monessa järvessä levätuotanto nousi voimakkaasti jään alla ja klorofyllipitoisuudet kasvoivat korkeiksi. Tähän keväiseen tuotantopiikkiin happikadon takia vapautuneella fosforilla todennäköisesti oli vaikutusta. Toisaalta ravinnepitoisuus ei yleensä rajoita leväkasvua keväällä, vaan vedessä on aina keväällä kylliksi talven aikana vapautuneita ravinteita jäljellä ja leväkasvua yleensäkin rajoittaa ravinteiden sijaan valon määrä.

Kevään korkean leväpiikin pelättiin näkyvän seuraavana kesänä pohjan happitilanteen heikkenemisenä. Osittain näin saattoikin käydä, mutta ainakaan yleisesti tätä ei havaittu. Fosforin vapautuminen pohjasedimentistä talvella ei siten automaattisesti lisää vesistön rehevöitymistä, koska vapautunut fosfori sitoutuu tehokkaasti uudelleen sedimenttiin jäiden lähdettyä ja veden hapetuttua. Vapautunut fosfori ei siten jää levien käyttöön pidemmäksi aikaa. Myöskään veteen jääneiden kulojen hajoamisen vaikutusta pohjan happipitoisuuteen seuraavana kesänä ei tuloksista voitu osoittaa.

Kesän 2003 klorofylliarvot vedessä eivät juuri jääneet alhaisemmiksi kalakuolemajär-  
vissä kuin aikaisemminkaan. Klorofyllin mukaan arvioiden kalakuolemien vaste levä-  
tuotantoon ei siten ollut alentava. Lisäksi kuivan kesän piti vaikuttaa samaan suuntaan,  
koska ravinnetydennys kesän aikana jäi vähäiseksi. Klorofylliarvot kesällä 2003 eivät  
kuitenkaan olleet tutkimusjärvissä alhaisempia kuin kalakuolemaa edeltävinä kesinä.  
Joissain järvissä lajistosta riippuen helteinen ja aurinkoinen sää vaikutti taas toisaalta  
levätuotantoa lisäävästi.

Selvä muutos näyttäisi tapahtuneen kokonaistypen pitoisuudessa, joka monessa jär-  
vessä on selvästi laskenut keväällä 2003. Pitoisuustaso näyttää pysyneen alhaisempina  
vielä vuonna 2004, huolimatta erittäin sateisesta kesästä. Typpipitoisuuden laskuun on  
todennäköisesti pääosin syynä vuosien 2002 – 2003 pienet huuhtoutumat. Toisaalta  
lasku voi olla osittain seurausta myös denitrifikaation voimistumisesta hapettomuuden  
ja muiden suotuisten olosuhteiden (mm. runsaasti hajoavaa orgaanista ainesta) vuoksi.  
Arviota puoltaisi se, että kokonaistyyppitulokset ennen ja jälkeen kala-kuolematalven  
poikkeavat selvästi kokonaisfosforituloksista. Pitoisuuksien pieneneminen ei samalla  
tavalla näy veden fosforipitoisuuksissa kuin typpipitoisuuksissa.

Kaikissa tutkimusjärvissä vesi oli selvästi kirkaampaa vuonna 2003, mikä tuloksissa  
näkyi sameuden alhaisempina arvoina ja veden korkeampina näkösyvyysarvoina.  
Syynä veden kirkastumiseen oli enemmänkin maalta tulevan huuhtoutuman pienenemi-  
nen kuin kalakuolemat, koska sama ilmiö näkyi kaikissa vesistöissä, ei vain kala-  
kuolemajärvissä, ja kirkastuminen oli havaittavissa jo ennen kalakuolemia. Niissä jär-  
vissä, joissa kalojen määrä oli vähentynyt huomattavasti, myös kalojen pohjan pöy-  
hinnän väheneminen on todennäköisesti vaikuttanut veden kirkastumiseen.

## 6.2 Kasviplanktonissa havaitut muutokset

Kasviplanktonissa voidaan selvästi havaita muutoksia Äimäjärven, jossa kasviplanktonin määrä jäi alhaisemmaksi sekä kesällä 2003 että 2004. Samalla lajisto muuttui radikaalisti. Sinilevien määrä kummassakin osassa järveä laski. Äimäjärven rehevämässä osassa sinilevä-piilevävaltainen lajisto muuttui hyvin limalevävaltaiseksi. Kasviplanktonissa tapahtuneiden muutosten lisäksi vesirutto lisääntyi voimakkaasti. Vesiruton lisääntyminen johtuu veden kirkastumisesta ja vesirutto todennäköisesti käytti vedestä aikaisemmin levätuotantoon kuluneita ravinteita, mikä osaltaan vähensi levien määrää. Limalevän (*Gonyostomum semen*) tiedetään voivan hyödyntää kasvuunsa myös bakteeribiomassaa, joten se hyötyi vedessä hajoavasta kalamassasta. Limalevä myös sisältää runsaasti klorofylliä, joten korkeat klorofylliarvot Äimäjärven levän määrän vähentymisestä huolimatta selittyvät limalevän voimakkaalla kasvulla. Myös Joutikkaassa kasviplanktonin määrä näyttäisi vähentyneen, vaikka klorofyllissä muutokset eivät näykään. Muissa järvissä muutokset eivät ole selkeitä tai niitä ei tunneta tulosten puuttuessa.

## 6.3 Eläinplanktonissa havaitut muutokset

Muutokset Äimäjärven äyriäisplanktonissa olivat selviä sekä kesällä 2003 että kesällä 2004. Vasteet kalakuolemalle olivat odotusten mukaisia niin äyriäisplanktonin biomassoissa, lajistosuhteissa kuin kokojakautumassakin. Muutokset olivat voimakkaampia kuin järven hoitokalastuksen yhteydessä todetut muutokset. Muissa järvissä kalakuolemien vaikutusta eläinplanktoniin ei voitu havaita.

## 6.4 Kalastomuutokset

Happikadon vuoksi ahvenkalojen ja särkikalojen suhteelliset osuudet kalakuolemajärvien saaliissa muuttuivat selvästi niin, että särkikalojen osuus kasvoi. Äimäjärven pohjoisosassa ahven kuitenkin menestyi ravintokilpailussa niin, että vuoden 2004 saaliissa suurten ahventen osuus oli hyvin merkittävä kun taas särjen vuosiluokka 2004 jäi selvästi edellisvuotta pienemmäksi. Äimäjärven pohjoisosassa ahven siis otti petokalan roolin ja esti myös särjen runsastumista, eli Äimäjärven kalaston vasteet olivat hoitokalastuksella tavoitellun kaltaisia. Suurin kalataloudellinen vahinko tutkimusjärvillä aiheutui siitä, että Äimäjärven ja Högbensjön kuhakanta menetettiin kokonaan. Järvien kuhakanta oli jo ennen kalakuolematalvea heikentynyt toistuvien heikkohappisten kausien vuoksi. Myös salakka kärsi kalakuolemajärvissä selvästi. Mäyhäjärvellä ja Matjärvellä näyttivät ainoastaan ruutana ja suutari selviytyneen. Näissä järvissä kalakannan palautuminen vie vuosia. Joutikkaassa ei kevään 2003 koekalastuksissa juuri todettu muutosta kalastossa, joten kalastomuutokset kokonaisuudessaan jäivät vähäisiksi.

## 6.5 Johtopäätökset

Läheskään kaikki kalat järven, vaikka happikato näyttäisi olevan lähes täydellinen. Vesistöissä on aina hieman hapekkaampia paikkoja, joihin kalat hakeutuivat. Kalojen hapentarve kylmässä on ilmeisesti aiemmin arvioitua selvästi vähäisempi. Kalakuolemien jälkeen kalasto korvautuu lisäksi nopeasti. Kalastolle aiheutunut vahinko jää siten yleensä arvioitua vähäisemmäksi.

Kalakuolemien vuoksi lajisto muuttuu helposti särkivaltaiseksi, minkä vuoksi kalakuolema ei hoitokalastukseen verrattuna ole toivottava ilmiö. Äimäjärven ahven pystyi

runsastumaan kalakuoleman jälkeen särkeä nopeammin. Aina näin ei käy, vaan kehitys on ennakoimatonta eikä sitä voi mitenkään ohjailta.

Kalakuolemat voivat johtaa epätoivottuihin ilmiöihin kuten esim. limalevän runsastumiseen. Vaste saattaa johtua kuolleen kalabiomassan jäämisestä hajoamaan veteen, mixotrofinen limalevä pystyy hyödyntämään runsastuneita bakteereita. Vaste on siis erilainen kuin hoitokalastuksissa. Koska vesistöstä ei myöskään poisteta mitään, vesistön ravinnepitoisuudet voivat vähetä vain mahdollisten ravintoketjumuutosten ja kalojen vähentyneen pohjasedimentin pöyhimisen kautta.

Kalojen pelastamista hapetuksilla kannattaa yrittää tehdä silloin, kun järvessä on arvokas kalakanta. Hapetuksen pitää olla tehokasta ja kohdistua suureen vesimassaan. Hapetus on lisäksi aloitettava jo ennen happikadon muodostumista heti, kun voidaan epäillä talvesta muodostuvan ongelmallisen happitilanteen kannalta. Hapetustarvetta voidaan arvioida jäätymisajankohdasta ja veden lämpötilasta jäätymisaikaan.

Kalakuoleman jälkeen tulisi varmistua lajiston tasapainosta koekalastuksin ja tarvittaessa vahvistaa petokalojen osuutta istutuksin.