

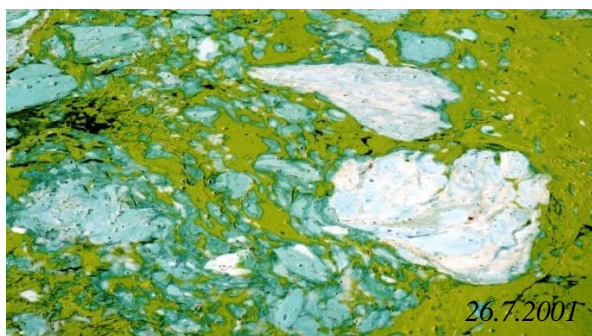


## LITTOISTENJÄRVEN TILA JA KUNNOSTUSVAIHTOEHDOT 2012

**Jouko Sarvala**

Turun yliopiston biologian laitos, Ekologian osasto

2013-10-22



## Sisällysluettelo

0 Ydin: Ongelmat ja ratkaisuvaihtoehdot.....	3
1 Johdanto .....	4
2 Littoistenjärven perustiedot.....	5
3 Seurantamenetelmät .....	6
4 Littoistenjärven tilan kehitys .....	7
4.1 Jääpeitteen kesto.....	7
4.2 Veden fysikaalinen ja kemiallinen laatu .....	8
4.3 Pohjasedimentti .....	17
4.4 Kasviplankton.....	18
4.5 Eläinplankton .....	19
4.6 Uposkasvit.....	24
4.7 Kalasto.....	24
4.8 Vesilinnut .....	31
4.9 Veden laadun heikkenemisen syy-seuraus-suhteet. ....	32
4.9.1 Mitä järvessä tapahtuu? .....	32
4.9.2 Mitkä ovat perimmäiset syyt? .....	33
5 Kunnostusmenetelmät .....	34
5.1 Ulkoisen kuormituksen vähentäminen .....	34
5.2 Ilmastus .....	34
5.3 Ruoppaus .....	34
5.4 Järven tilapäinen kuivatus .....	35
5.5 Vesisyvyyden lisääminen .....	35
5.6 Vesikasvillisuuden poisto.....	35
5.7 Ravintoketjukurkennostus .....	35
5.8 Fosforin kemiallinen saostus .....	36
6 Loppuarvioita .....	38
Kiitokset .....	41
Lähteet.....	41

## 0 Ydin: Ongelmat ja ratkaisuvaihtoehdot

Littoistenjärven veden laatu on vuoden 2003 jälkeen jyrkästi heikentynyt. Ravinne- ja klorofyllipitoisuudet ovat nousseet ylirehevien järvien tasolle, ja kasviplankton on ollut syanobakteerivaltaista. Positiivista on, että uposkasvien määrä on 2000-luvulla pysynyt niukkana. Planktonäyriäiset ovat kyllä runsastuneet kasviplanktonravinnon myötä, mutta useimpina vuosina planktoneläimiä on ollut liian vähän ja ne ovat olleet liian pieniä, jotta niiden laidunnus olisi ehkäissyt levien massaesiintymiä. Tärkein syy tähän on tihentynyt kalasto, joka 2000-luvulla on muuttunut pikkukalavaltaiseksi – erityisesti pieniä ahvenia on paljon, sen sijaan petokalat ja särki ovat taantuneet. Pienikokoisimpia planktoneläimet olivat kesällä 2010, jonka seurauksena veden laatu oli erittäin heikko. Kesän 2009 parantunut veden laatu näyttää osaksi kytkeytyneen kalaston ja eläinplanktonin muutoksiin, jotka osittain olivat seurausta edeltävän talven nuottakalastuksesta. Kesällä 2012 levätilanne pysyi kohtuullisena viileän sään ansiosta, vaikka fosforitaso nousi aikaisempien kesien tapaan.

Littoistenjärven pääongelma 2000-luvulla on vuosi vuodelta voimistunut sisäinen kuormitus eli fosforin liukeneminen kesäisin pohjaliejusta veteen. Selvää yksittäistä syytä sisäisen kuormituksen lisääntymiseen ei ole osoitettavissa. Yksi tekijä voi kuitenkin olla talvisen ilmastuksen riittämätön teho – Littoistenjärveä on ilmastettu vuodesta 1987 alkaen, mutta vuodesta 2003 lähtien ilmastuksella on pyritty vain estämään täydellinen happikato. Näyttää siltä, että tämä on voinut johtaa sedimentin kunnan heikkenemiseen, joka edesauttaa sisäistä kuormitusta kesäkaudella; ainakin fosforipitoisuuden lähtötaso keväällä on noussut. Lahnakannan vahvistuminen vuoden 1999 jälkeen on varmasti myös yksi tekijä, mutta sen osuus aivan viime vuosien kehityksessä on epävarmaa. Vuoden 2010 kokemusten perusteella myös useiden kesien huippukorkeat lämpötilat ovat lisänneet fosforin liukenemistä pohjasta.

Rehevöitymisongelmien poistamiseen tai lievittämiseen on maailmalla käytössä lukuisia menetelmiä, mm. ulkoisen kuormituksen vähentäminen, pinnankorkeuden säännöstely, talvinen ilmastus, pohjan ruoppaukset, ravinteiden kemiallinen saostus, kasvillisuuden poisto tai kalaston muuttaminen. Tässä raportissa tarkastellaan monivuotisen tutkimustiedon perusteella eri menetelmien soveltuvuutta Littoistenjärven kunnostukseen.

Ulkoisen kuormituksen pienentäminen on rehevöitymisen torjunnassa keskeisimpiä keinoja, mutta Littoistenjärvessä siihen on vain vähän tarvetta ja mahdollisuuksia. Merkittävä kuormitusvähennys on jo saatu aikaan ohjaamalla Järvelän kosteikon vedet Aurajokeen. Järven vedenkorkeuden rajat määrittelee voimassa oleva säännöstelylupa. Uposkasvillisuuden rajoittamiseksi jatkossakin vedenkorkeus tulisi mieluiten pitää lähellä säännöstelyn ylärajaa. Tällöin kuitenkin tulvariski kasvaa. Kasvillisuuden määrä ei tällä hetkellä ole ongelma, mutta jos järven vesi saadaan kirkastumaan, tilanne voi muuttua nopeastikin. Ruoppaus ei Littoistenjärven tapauksessa ole realistinen vaihtoehto järven tilan kohentamiseen. Vaikka kustannukset olisivat hyvin korkeat, saavutettava hyöty olisi silti kyseenalainen. Sen sijaan ilmastuksen tehostaminen voi olla kustannustehokas keino vähentää sisäistä kuormitusta. Fosforin kemiallinen saostus alumiinikloridilla vaikuttaa lupaavalta keinolta ja olisi ilmeisesti Littoistenjärvessäkin toteuttamiskelpoinen, joskin kallis vaihtoehto, ja käsittelyn tehoon ja vaikutuksen kestoaikaan liittyy yhä epävarmuuksia. Jos kemikaalikäsittelyyn aiotaan päätyä, pitää ensin tehdä saostuskokeita. Tehokas poistokalastus on Littoistenjärven tapaisessa matalassa järvessä teknisesti vaikeaa. Mikäli järvessä nykyisinkin on paljon isoja lahnoja, veden laatua voitaisiin kuitenkin myös parantaa kaloja poistamalla. Siksi nuottausta kannattaisi vieläkin kokeilla.

Seuranta-aineiston ja muun tämänhetkisen tiedon perusteella näyttää siltä, että Littoistenjärven tilan parantamiseksi tulisi (1) tehostaa talvista ilmastusta, (2) vähentää edelleen kalastoa mahdollisuuksien mukaan, (3) valmistautua fosforin kemialliseen saostukseen viimeisenä kunnostuskeinona.

## 1 Johdanto

Kaarinan ja Liedon rajalla sijaitseva 150 hehtaarin suuruinen Littoistenjärvi on ympäristön asukkaille tärkeä luontokohde. Järvi toimi 1970-luvun alusta vuoden 1998 loppuun saakka Kaarinan ja Liedon vedenottovesistönä, ja vedenoton päätyttyä sen merkitys alueen asukkaiden tärkeänä virkistysalueena on vain korostunut. Littoistenjärven tilassa on parinkymmenen viime vuoden aikana tapahtunut melkoisia heilahduksia, jotka ovat aiheuttaneet huolta sekä lähiympäristön asukkaissa että kuntien hallinnossa.

Littoistenjärvestä on paljon tietoa pitkältä ajalta. Kun Littoistenjärvi kuroutui merestä noin 5600 vuotta sitten, se oli aluksi rehevä, mutta karuuntui vähitellen (Glückert ym. 1992). Nykyaikaa lähestyttäessä järvi rehevöityi uudelleen. Vielä 1700-luvulla veden laatu oli kuitenkin niin hyvä, että järven rannalle voitiin perustaa vanutuslaitos, josta myöhemmin kasvoi Littoisten verkatehdas. Vuosina 1908–1913 Littoistenjärven vettä esiintyi ajoittaisia sinileväkukintoja ja kalakuolemia, mutta näistä ei koitunut suurempia ongelmia (Wahlberg 1913). Sittemmin veden laatu säilyi samanlaisena 1980-luvulle asti (Rautanen ym. 1985).

Kun Littoistenjärvi oli Kaarinan ja Liedon vedenottovesistö 1970–1998, veden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia seurattiin säännöllisin mittauksin; hajanaisia tietoja on jo 1960-luvulta. Vuonna 1983 tehtiin paikallisen luonnonsuojeluyhdistyksen aloitteesta perusteellinen ekosysteemikatsaus (Rautanen ym. 1985), ja siitä lähtien Littoistenjärvi on ollut Turun yliopiston biologian laitoksen tutkimuskohde.

Uposlehtisen tulokaskasvin, vesiruton, runsastuminen 1980-luvulla käynnisti säännöllisen biologisen seurannan Littoistenjärven säännöstely-yhtiön ja kuntien rahoituksella. Vesiruton massakuolemasta koituneet ongelmat johtivat vuonna 1992 Littoistenjärvityöryhmän perustamiseen. Työryhmä (myöhemmin Littoistenjärven neuvottelukunta) koordinoi järveen kohdistuvaa tutkimusta ja järven hoitoa. Tutkimustiedon avulla on yritetty ymmärtää muutosten syitä ja löytää keinoja vaikuttaa muutossuuntaan. Erityisen monipuolista seuranta on ollut vuodesta 1992 lähtien.

Monet vedenlaatutekijöistä vaihtelevat kesän mittaan voimakkaasti, jolloin vain tihevälinen seuranta antaa luotettavan kuvan järven tilasta. Vuodesta 1992 alkaen seuranta on kattanut vuosittain avovesikauden ja siihen on sisällytetty uposkasvien biomassan mittaus, kemiallisen ja fysikaalisen veden laadun seuranta (lämpötila, näkösyvyys, pH, pääravinteet fosfori ja typpi, klorofylli), kasvi- ja eläinplankton ja kalasto. Joinakin vuosina on myös seurattu veden happi- ja ravinnepitoisuuksia talvisen jääpeitteen alla, pohjaeläimistöä sekä ulkoista kuormitusta. Littoistenjärvi on lisäksi ollut joidenkin erityistutkimusten kohteena. Turun yliopiston geologit selvittivät pohjakerrostumiin tallentunutta järven kehityshistoriaa. Syanobakteerien myrkyjä on kartoitettu osana Suomen ympäristökeskuksen tutkimusohjelmaa. Åbo Akademin tutkijat selvittivät kalojen loistilannetta, ja Turun yliopiston ekologit tutkivat ravintoverkon rakennetta hiilen ja typen vakaiden luonnonisotooppien avulla.

Littoistenjärven ekologisesta tilasta ja sen kehityksestä on tehty perusteelliset yhteenvedot vuosina 1985, 1994 ja 2005. Ensimmäinen julkaisu (Rautanen ym. 1985) selosti lähinnä vuoden 1983 ekosysteemikatsauksen tuloksia. Seuraavaan Littoistenjärvikirjaan (Sarvala & Perttula 1994) koottiin kaikki siihenastinen tietämys järvestä vuoteen 1993 saakka. Toistaiseksi tuoreimmassa katsauksessa (Sarvala 2005) tiedot päivitettiin vuoteen 2004 asti, ja niiden pohjalta arvioitiin järven tilannetta EU:n vesipuitteidirektiivin suhteen, sekä kartoitettiin mahdolliset hoitovaihtoehdot. Tämän viimeisimmän julkaistun yhteenvedon jälkeen järven tilassa on tapahtunut suuria ja yllättäviä muutoksia, ja siksi nyt käsillä oleva uusi yhteenveto on tarpeen.

Littoistenjärven pääongelmat ovat vuosien varrella vaihtuneet. 1900-luvun alusta 1980-luvulle saakka Littoistenjärvi oli melko rehevä, mutta suhteellisen hyväkuntoinen vesistö. Talvisen jääpeitteen alla syntyi happivajausta, mutta laajaa hapettomuutta ei ilmeisesti esiintynyt. Veden fosforipitoisuus oli rehevien järvien tasolla, mahdollisesti osaksi talvisen

happivajauksen vuoksi. Pienimuotoisia kalakuolemia havaittiin satunnaisesti, mutta niiden syyt jäivät hämäräksi (loiskuorma, happivajaus, tai sinilevämyrkyt olivat mahdollisia). Kesän hellejaksoilla esiintyi 2–3 viikon mittaisia syanobakteerien (sinilevien) kukintoja, jotka näkyivät vesilaitoksen päivittäisissä pH-mittauksissa selvinä piikkeinä.

Vedenoton vielä jatkuessa 1980- ja 1990-luvulla suurin ongelma oli uposkasvien, etenkin vesiruton (*Elodea canadensis*) ja karvalehden (*Ceratophyllum demersum*), liiallinen kasvu, josta seurannut veden pH:n nousu aiheutti fosforin liukenemistä pohjasta ja syanobakteerikukintoja. Tiheät kasvustot haittasivat virkistyskäyttöä, ja lisäksi uposkasvien kannanromahdusten yhteydessä 5–6 vuoden välein fosforitaso nousi ja kasviplanktonin massaesiintymiä kehittyi. Vesiruton massaesiintymät aiheuttivat myös happivajetta jään alla talvella. Happikato vältettiin ilmastuksella, mutta tämä myös helpotti vesiruton talvehtimista ja kärjisti uposkasviongelmaa. Vesiruttokasvustojen romahdusten yhteydessä 1987, 1992 ja 1999 veden fosforitaso oli yhden kesän ajan korkea ja veden laatu heikko. Välivuosina vesi oli kirkasta ja ravinteita vedessä vähän. 1990-luvulla vesiruttoa poistettiin mekaanisesti 306–700 tonnia useina vuosina. Tästä toiminnasta oli kuitenkin luovuttava, koska poisto kiihdytti jäljelle jäävien kasvien kasvua.

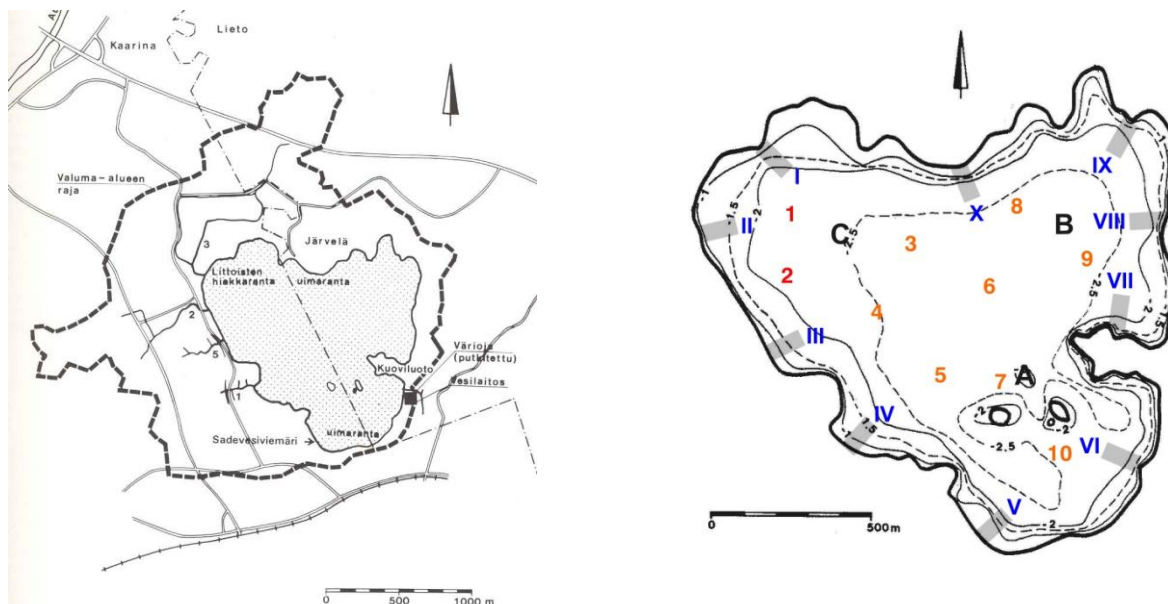
Uposkasviongelmasta päästiin vedenoton päätyttyä. Talven 1998–1999 happikato romahdutti vesiruton, joka on siitä lähtien pysynyt niukkana, kun keskivedenkorkeus nousi ja vesi jäi sameaksi. Jääpeitteisenä kautena pohjan lähelle syntyy kuitenkin happivajetta, joka voi huonontaa sedimentin kuntoa. Täydellinen happikato on kyetty torjumaan yksinkertaisilla ilmastusjärjestelyillä (virtauskehitin, veden suihkutuspumppu ilmaan). Uuden vuosituhannen alussa Littoistenjärven tilanne näytti siis varsin lupaavalta: uposkasvit olivat vähissä ja veden laatu kohtuullisen hyvä (Sarvala 2005).

Mutta 2000-luvun aikana veden laatu on yllättäen heikentynyt jyrkästi. Hellejaksoihin liittyvät sinileväkukinnat olivat erityisen voimakkaita kesinä 2001 ja 2002. Vuosina 2004–2007 Littoistenjärven tila heikkeni nopeasti: fosforitaso ja levämäärät nousivat kesän aikana lämpötiloista riippumatta ylitsevirheiden järvien tasolle saakka. Muutoksen aiheuttajaksi on ajateltu vahvistunutta kalakantaa, etenkin lahnoja. Kalakanta oli huipussaan juuri vuonna 2007, ja kun kalasto alkoi vähentyä, osaksi luonnollisista syistä, osaksi talvinuottauksen ansiosta, veden laatu parani lupaavasti etenkin vuonna 2009.

Kesällä 2010 järven kehityksessä tapahtui kuitenkin taas yllättävä käänne huonompaan suuntaan, eikä vuosi 2011 tuonut parannusta. Vaikka kesä 2012 oli viileän sään ansiosta hiukan parempi, Littoistenjärven tila on nyt huonompi kuin kertaakaan seurantahistoriansa aikana. Kaikki asianosaiset alkavat olla yhtä mieltä siitä, että kunnostustoimia tarvitaan järven käyttöarvon palauttamiseksi. Tässä raportissa tarkastellaan Littoistenjärven tilan kehitystä koko seurantajaksoilla, pohditaan ilmiöiden syitä, ja tältä pohjalta esitetään mahdolliset kunnostusvaihtoehdot.

## 2 Littoistenjärven perustiedot

Littoistenjärven pinta-ala on 1,5 km<sup>2</sup> (Sarvala & Perttula 1994). Valuma-alueen pinta-ala on 3,0 km<sup>2</sup>, josta pääosa on metsää; peltoa on 12,8 %. Järvi on matala (kuva 1), suurin syvyys on hiukan yli 3 m ja keskisyvyys 2,2 m. Alle 1,5 metrin syvyisen vyöhykkeen osuus järven koko pinta-alasta on 20,5 %, ja yli 2,5 metrin syvyistä aluetta on 34,1 % (Sarvala 2005). Tilavuudesta melkein puolet on alle metrin syvyydessä, ja kahta metriä syvemmällä tilavuudesta on vain 16,3 %. Littoistenjärveä säännöstellään vesioikeuden antaman päätöksen mukaisesti (NN + 35,20 – 36,05 m ymp). Keskivedenkorkeutta vastaava tilavuus on 3,25 milj. m<sup>3</sup>, ja säännöstelyn ylärajalla tilavuus on 3,75 milj. m<sup>3</sup>. Säännöstelyrajojen välinen tilavuus on 1,2 milj. m<sup>3</sup> eli enemmän kuin järvestä luontaisesti virtaa vettä pois vuodessa. Veden teoreettinen viipymäaika on noin 1,8 vuotta.



Kuva 1. Littoistenjärven valuma-alue (vas.) painottuu järven länsi- ja pohjoispuolelle. Oikealla Littoistenjärven syvyyskartta (Sarvala & Perttula 1994), johon on merkitty vesi- ja planktonnäytepisteet (A–C), sekä upokasvitutkimusten rantalinjat (I–X) ja ulappapisteet (1–10).

### 3 Seurantamenetelmät

Vesinäytteet on viime vuosina otettu yhdeltä asemalta kahdesta syvyydestä (1 ja 2 m) kahden–kolmen viikon välein planktonnäytteenoton yhteydessä; samalla on mitattu lämpötila ja näkösyvyys. Näytteistä on määritetty kokonaistyyppi-, nitraatti-/nitriittityppi-, ammoniumtyppi-, kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuus (suodoksesta) sekä pH. Lisäksi on mitattu *a*-klorofylli kokoomanäytteestä (0–2 m). Vesianalyysit on viime vuosina tehty Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n laboratorioissa, aikaisemmin Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ja sen edeltäjien (Turun vesi- ja ympäristöpiiri, alkuaan Turun vesipiiri) laboratorioissa. Happi- ja ravinnetilannetta jään alla on seurattu silloin, kun se on arvioitu tarpeelliseksi (1993, 1999–2004). Tämän raportin kuvissa ravinne- ja klorofyllitulokset on esitetty näytepäiväkohtaisina tilavuuspainotettuina keskiarvoina, ellei toisin ole mainittu.

Kasviplanktonin ja eläinplanktonin (äyriäisplankton) lajistoa ja biomassaa on seurattu kolmen näytepisteen kokoomanäytteestä kahden–kolmen viikon välein huhti–toukokuusta syys–lokakuulle. Mikrokooppilaskenta tehtiin aikaisemmin Turun yliopistolla, nykyisin samoilla menetelmillä Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n laboratorioissa.

Vesiruton ja muiden runsaiden upokasvien biomassaa Littoistenjärven loppukesällä (ajoitukseen vaikuttaa veden sameuskehitys; joinakin vuosina 1990-luvulla mittauksia oli useita kesässä). Näytteet on kerätty sukeltamalla joka vuosi samoilta järven osialueilta (10 linjaa rantavyöhykkeessä á 3 näytettä, ja 10 pistettä keskiulapalla; kuva 1). Lisäksi on sukeltettu järven yli ulottuvia linjoja (jos näkösyvyys oli pieni, linjoilla tehtiin harauksia).

Pohjaeläimistöä tutkittiin vuosina 1983–1984 (Ekman-noudin), 1994 ja 2003 (putkinoudin).

Kalaston tilaa on tutkittu vuodesta 1993 alkaen koekalastamalla touko–kesäkuussa eurooppalaisen standardin mukaisilla Nordic-yleiskatsausverkoilla (20 verkkoyötä viiden vuorokauden aikana; CEN 2005; menetelmän kuvaus: Louhesto 2012). Saaliskalat on mitattu ja punnittu ja tärkeimpien lajien iät määritetty kasvunopeuden seuraamiseksi.

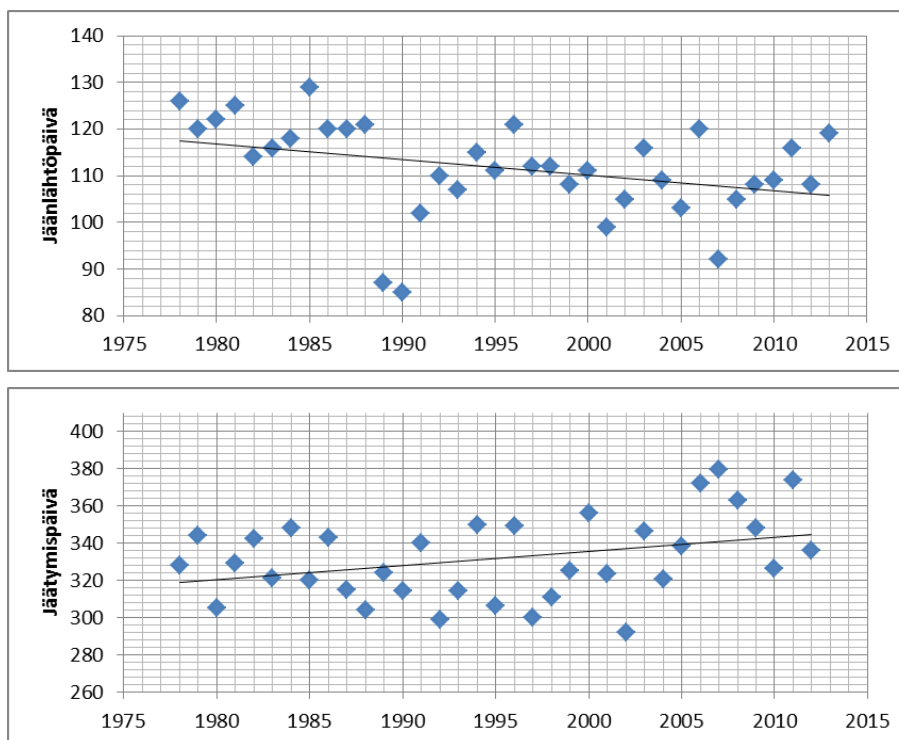
Tarkemmat menetelmäkuvaukset on julkaistu aikaisemmin (Sarvala & Perttula 1994, Sarvala ym. 1998, Sarvala 2005).

## 4 Littoistenjärven tilan kehitys

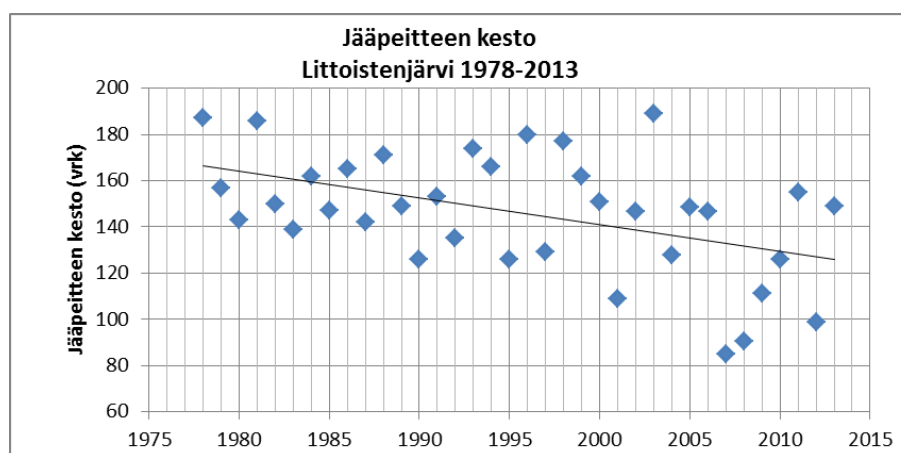
### 4.1 Jääpeitteen kesto

Littoistenjärven jäätymisestä ja jäidenlähdistä on julkaistuja havaintoja muutamalta vuodelta 1900-luvun alusta (Wahlberg 1913). Littoisten vesilaitoksella kirjattiin jääpeitetietoja säännöllisesti vuodesta 1977 syksyyn 1998 saakka. Vesilaitoksen sulkemisen jälkeen tiedot on jouduttu keräämään eri lähteistä. Useina vuosina jo jääpeitteen saanut järvi avautui ainakin kertaalleen ennen lopullista jäätymistä, jonka ajankohta voi siten jäädä epävarmaksi. Syksyiltä 2001, 2004, 2005 ja 2007 ei saatu jäätymistietoa lainkaan. Littoistenjärven jäätymisaika vaihtelee kuitenkin vuodesta toiseen hyvin samalla tavalla kuin Säskylän Pyhäjärnessä ja Köyliönjärnessä, joista on käytettävissä kattavat havaintosarjat. Littoistenjärven jäidenlähtö sopi yllättävän hyvin yhteen Pyhäjärven jäidenlähdon kanssa (selitysaste yli 92 %), mutta jäätyminen ajoituksessa järvien kokoero aiheutti enemmän hajontaa. Littoistenjärven jäätyminen oli paremmin ennustettavissa Köyliönjärven havainnoista (selitysaste 66 %), ja niinpä Littoistenjärven puuttuvat jäätymisspäivät laskettiin Köyliönjärven sarjan avulla. Näin täydennetyt havainnot (kuva 2) antavat mahdollisuuden tutkia ainakin karkealla tasolla jääpeitteen keston mahdollista vaikutusta veden laatuun 2000-luvulla.

Littoistenjärven jääpeitteen kesto vaihtelee suuresti vuodesta toiseen. Vuosina 1978-2012 vaihteluväli oli 85-189 vrk (kuva 3). Poikkeuksellisen varhainen jäidenlähtö oli vuosina 1989 ja 1990 sekä 2007. Jäätyminen ajankohta heilahtelee selvästi enemmän kuin jäidenlähdon. Tarkastelujaksolla jäätyminen on myöhentynyt keskimäärin 25 vrk, ja jäidenlähtö on aikaistunut 14 vrk. Jääpeitteen kesto näyttää erikseen tarkasteltuna lyhentyneen vielä enemmän kuin näistä luvuista voisi päätellä, noin 43 vrk. Jos kehitys jatkuu samanlaisena tästä eteenpäinkin, sadan vuoden kuluttua Littoistenjärvi ei jäädy lainkaan.



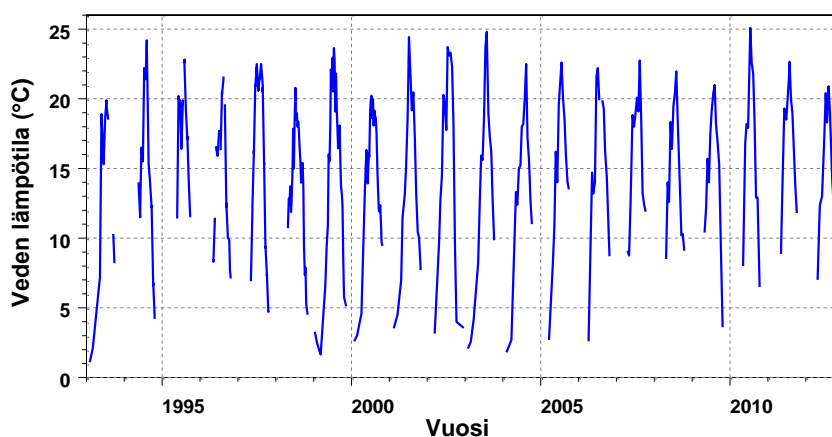
Kuva 2. Littoistenjärven jäätyminen ja jäidenlähdon ajankohta vuosina 1978-2012.



Kuva 3. Littoistenjärven jääpeitteen kesto 1978-2013.

#### 4.2 Veden fysikaalinen ja kemiallinen laatu

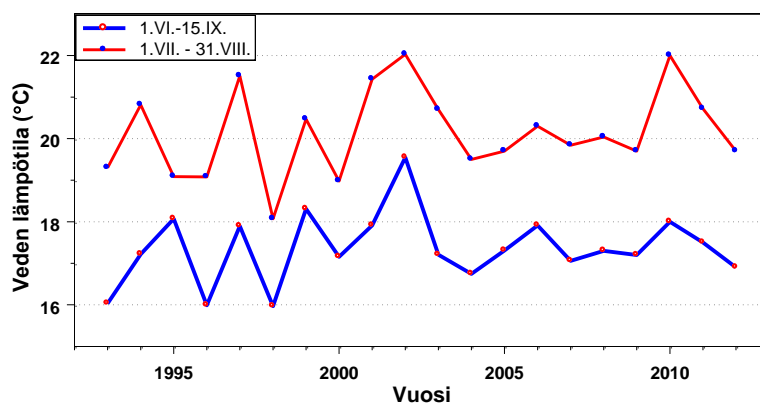
Ravinteiden saatavuus on keskeinen vesien tuottavuuden säätelijä. Järvissä niukin ravinne on useimmiten fosfori, joka siten määrää rehevyytason. Uutta fosforia tulee järveen vuosittain valuma-alueelta ja sateen ja pölyn mukana, mutta tämän lisäksi tuottajien käyttöön vapautuu moninkertaisia fosforimääriä järven sisäisissä kierroissa, etenkin historian aikana pohjaan kertyneistä varastoista. Fosforin kiertonopeus järven sisällä riippuu suuresti eliöyhteisön rakenteesta, mutta myös hyvin paljon lämpötilasta. Sääolojen vaihtelu kesän mittaan ja vuodesta toiseen vaikuttaa siksi järven tilaan. Biologisten muuttujien seurannan ohella tiedot veden lämpötilan, pH:n, näkösyvyyden ja keskeisten ravinteiden pitoisuuksien vuodenaikaisesta vaihtelusta ovatkin järven tilan tarkkailun perusasioita.



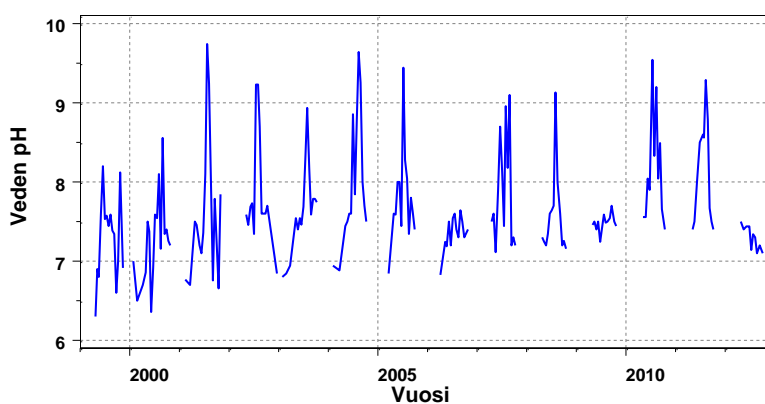
Kuva 4. Veden lämpötilakehitys Littoistenjärvessä 1993–2012.

Matalana järvenä Littoistenjärvi lämpenee (ja myös jäähtyy) nopeasti, ja niinpä kesän maksimilämpötilat ovat huomattavan korkeita (kuva 4). Kuvan mittakaavassa lämpimien jaksojen pituus ei tule näkyviin, ja siksi lämpötilakehityksessä ei näy selvää muutossuuntaa, vaikka viime vuosikymmen onkin ollut varsin lämmin. Littoistenjärvessäkin kasvukausi on pidentynyt, kun jäiden lähtö on aikaistunut ja jäätyminen myöhentynyt. Kesien väliset lämpötilaerot tulevat selvemmin esiin etenkin heinä-elokuun keskiarvoista (kuva 5). Erityisen lämpimiä olivat kesät 1994, 1997, 1999, 2001, 2002 ja 2010. Muita selvästi viileämpiä olivat kesät 1998 ja 2000, ja myös 1995, 1996, 2004, 2005, 2007, 2009 ja 2012 olivat viileäköjiä.

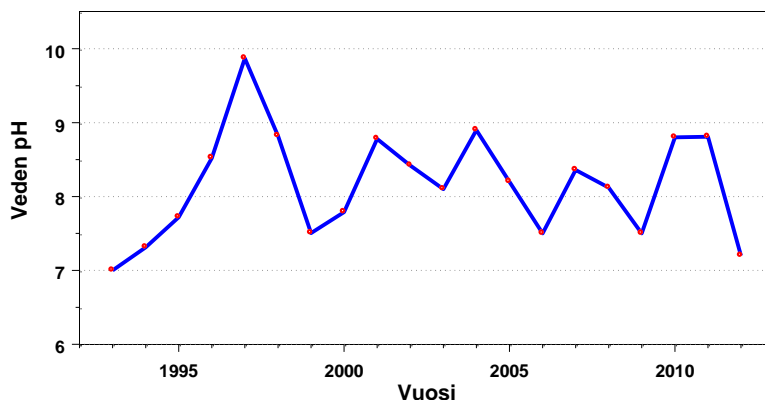




Kuva 5. Kesän (1.V. – 15.IX.) ja heinä-elokuun keskimääräinen veden lämpötila Littoistenjärvessä 1993–2012.



Kuva 6. Veden pH Littoistenjärvessä 1999–2012.

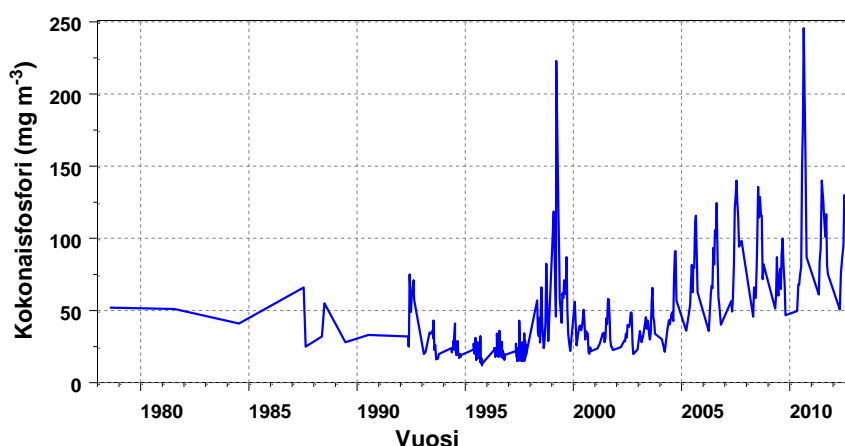


Kuva 7. Heinä-elokuun keskimääräinen veden pH Littoistenjärvessä 1993–2012.

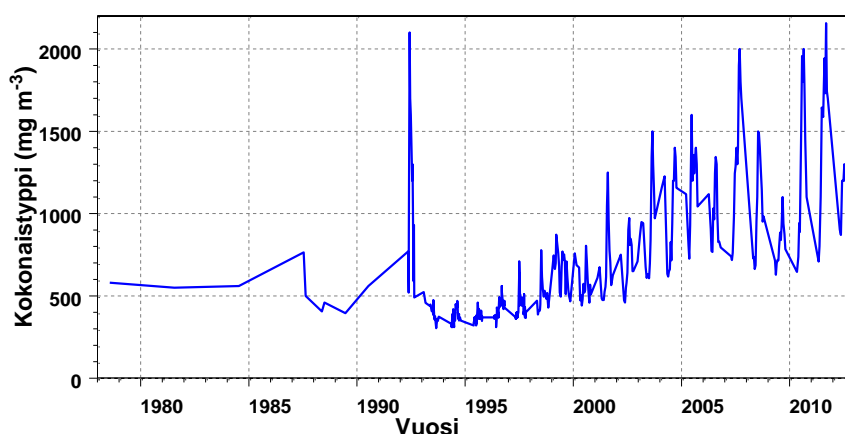
Littoistenjärven veden pH on luonnostaan melko neutraali. Talvella pH laskee hiukan alle seitsemän, alimmillaan jopa alle kuuden, mutta nousee kesällä huomattavasti upokasvien ja planktonlevien yhteyttämistoiminnan seurauksena (kuva 6). Vuosina 1986–1998 upokasvien runsaus oli yleensä tärkein pH-tasoa määräävä tekijä. Upokasvien runsastuessa 1993–1998 pH nousi eksponentiaalisesti vuoteen 1997 asti (kuva 7). Korkeimmat lukemat (yli 10) lähestyivät äyriäisille ja kaloille kuolettavaa tasoa. Myös viime vuosina pH on noussut useimpina vuosina varsin korkeaksi (kuva 6). Vuoden 1999 happikatotalven jälkeen upokasveilla ei ole ollut havaittavaa vaikutusta veden pH-arvoihin, vaan loppukesän korkeat pH-luvut ovat seurausta syanobakteerien voimakkaista massaesiintymistä. Korkea pH lisää sisäistä fosforikuormitusta.

Kun veden pH ylittää 8-8,5, pohjaliejun fosfori pääsee liukenemaan veteen myös hapekkaissa oloissa. Vuoden 2000 jälkeen Littoistenjärven pH on yhdeksänä vuotena kahdestatoista ollut niin korkea, että fosforin vapautuminen pohjasta on tullut mahdolliseksi (selvinä poikkeuksina alhaisen pH:n kesät 2006, 2009 ja 2012).

Laajasta kansainvälisestä järviaineistosta johdettujen mallien avulla on mahdollista ennustaa veden keskimääräistä fosforipitoisuutta ulkoisen kuormituksen ja veden vaihtuvuuden perusteella (OECD 1982). Matalia järviä ja tekoaltaita koskevan mallin mukaan Littoistenjärven fosforipitoisuudeksi muodostuisi  $49,2 \text{ mg m}^{-3}$ , ja pelkästään tulevan veden fosforipitoisuudesta laskettu ennuste on  $46,8 \text{ mg m}^{-3}$ . Ennusteet näyttävät vastaavan hyvin Littoistenjärven ekosysteemin tasapainotilaa, sillä järven fosforitaso pysyi tällä tasolla tai alempana 2000-luvun alkuvuosiin saakka (kuvat 8 ja 12), ja senkin jälkeen keväiset pitoisuudet heti jäidenlähdon jälkeen ovat olleet lähellä tätä tasoa. Itse asiassa näyttää siltä, että uposkasvien valtakaudella 1980-luvun puolivälistä 1990-luvun lopulle fosforitaso oli laskusuunnassa vesiruton romahdusvuosia lukuun ottamatta. Tällä jaksolla järveä myös ilmastettiin tehokkaasti. Happikatotalvi 1998–1999 nosti fosforipitoisuudet korkeiksi jään alla, ja kesän fosforitaso oli myös tavallista korkeampi mutta palautui normaalitasolle neljäksi seuraavaksi kesäksi. Vuodesta 2004 alkaen fosforitaso on noussut jyrkästi, mikä näkyy etenkin kesän keskiarvojen kehityksessä; vuonna 2009 nousu tilapäisesti taittui (kuvat 8 ja 12). Viime vuosien korkeat fosforipitoisuudet keski- ja loppukesällä ovat seurausta voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta, joka on pahimmillaan viisinkertaistanut fosforitason kesän aikana (vuonna 2010; kuva 13). Kesän keskimääräinen fosforitaso on kolminkertaistunut vuosina 2002–2011 (kuva 12). Samaan aikaan myös kevään fosforilukemat (eli kesän lähtötaso) ovat kaksinkertaistuneet (kuva 15).

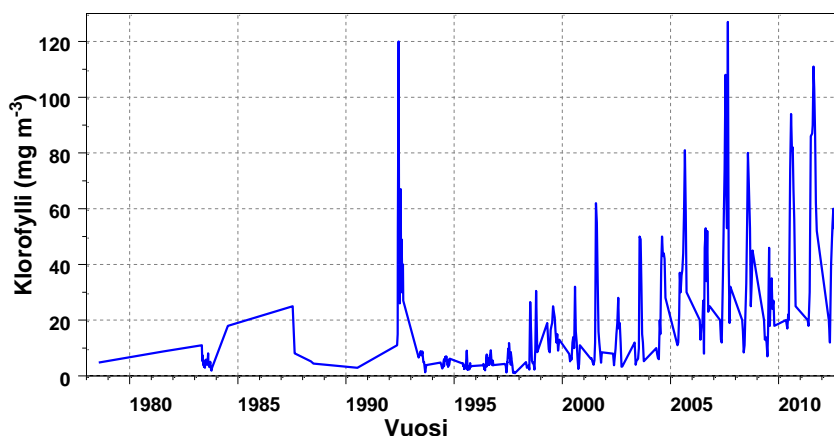


Kuva 8. Veden kokonaisfosforipitoisuus Littoistenjärven 1978–2012.



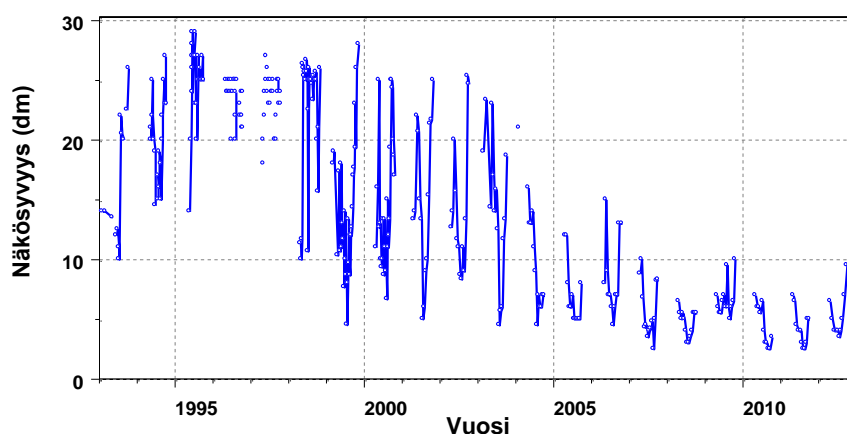
Kuva 9. Veden kokonaistyyppipitoisuus Littoistenjärven 1978–2012.

Veden typpipitoisuus on kehittynyt muuten samaan tapaan, paitsi että happikatotalvi 1998–1999 ei juuri vaikuttanut typpitasoon (kuva 9). Typpipitoisuus näyttää 2000-luvulla nousseen etenkin syanobakteerien massaesiintymien seurauksena.



Kuva 10. Veden klorofyllipitoisuus Litoistenjärvessä 1978–2012.

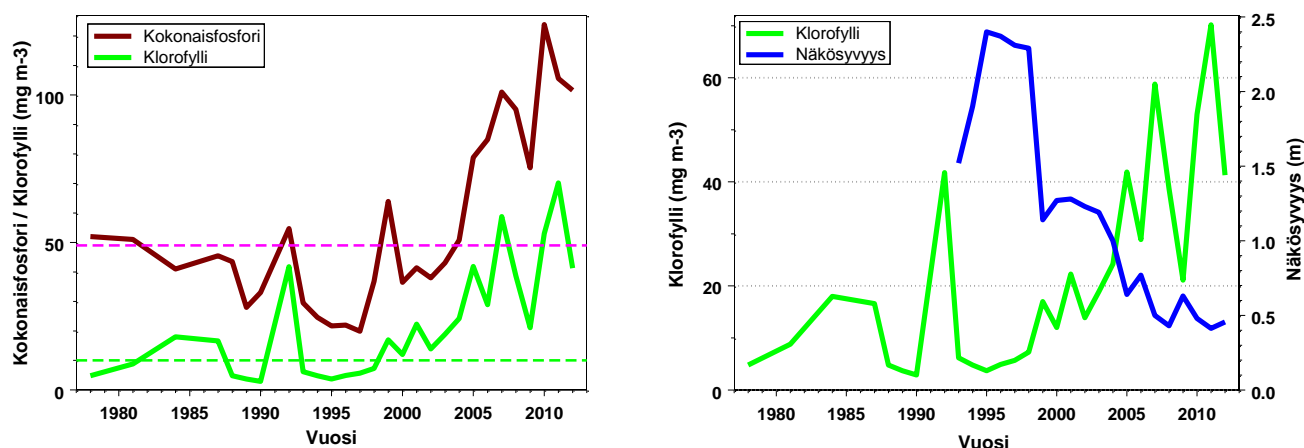
Kasviplanktonin runsautta voidaan likimääräisesti seurata mittaamalla *a*-klorofyllin määrää vedessä (kemiallisena määrittämisellä klorofylli käsitellään tässä luvussa veden fysikaalisen ja kemiallisen laadun otsikon alla). Karuissa vesissä klorofyllitaso on alle  $3 \text{ mg m}^{-3}$ , rehevissä yli  $7 \text{ mg m}^{-3}$ ; ja tason  $40 \text{ mg m}^{-3}$  ylittävät arvot kertovat äärimmäisestä ylirehevyydestä (Forsberg & Ryding 1980). Litoistenjärvessä klorofyllin määrä oli 1970–1990-luvuilla karujen tai lievästi rehevien järvien tasolla, mutta vesiruton romahdusvuosina (1987, 1992, 1999) taso nousi rehevälle tai ylirehevälle tasolle (kuvat 10 ja 12). Vuodesta 2000 alkaen klorofyllin kesäiset huippuarvot ovat ylittäneet vähintään rehevälle tasolle syanobakteerien massaesiintymien vuoksi, ja keskiarvojen suunta on ollut nouseva vuosien 2009 ja 2012 notkahduksia lukuun ottamatta. Klorofyllitason kehitys on seurannut melko tarkasti fosforitason muutoksia (kuva 12), myös keväällä (kuva 15).



Kuva 11. Näkösyyvyys Litoistenjärvessä 1993–2012.

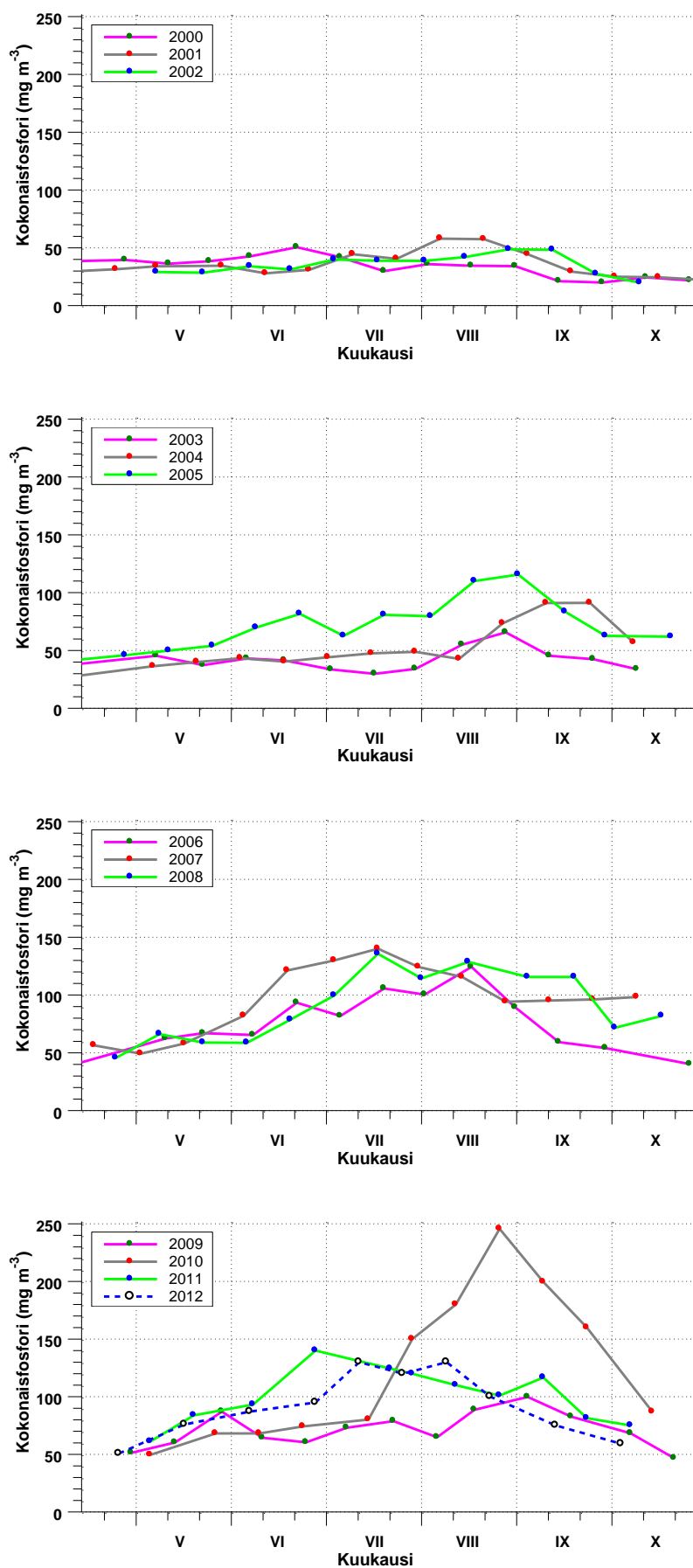
Näkösyyvyys on yksinkertainen, joskin karkea vedenlaadun mittari. Litoistenjärven vesi on luonnostaan kirkasta, koska pieneltä valuma-alueelta tulee vain vähän humusaineita. Näkösyyvyyden vaihtelu kertoo siten lähinnä kasviplanktonin määrän muutoksista, ja vaikka myös solujen kokojakauma vaikuttaa näkösyyvyyteen, klorofyllin ja näkösyyvyyden välillä on selkeä käänteinen suhde (kuva 12). Litoistenjärven vesi oli 1970- ja 1980-luvuilla yleensä

kohtuullisen kirkasta, näkösyvyys oli tuolloin pienimmillään 0,8 m, mutta toisinaan näkyvyyttä oli pohjaan saakka (Sarvala & Perttula 1994). 1990-luvulla näkösyvyys ulottui suuren osan kesästä pohjaan saakka, lukuun ottamatta lyhyitä runsaan planktonlevästön jaksoja keväisin tai keskikesällä (kuva 11). Sameat jaksot yleistyivät jo kesällä 1998, jolloin järvi oli jokseenkin täynnä uposkasveja. Seuraavan talven happikadon jälkeen näkösyvyys heikkeni pysyvästi, joskin vesi on ollut alkukesästä ja myöhään syksyllä hiukan kirkkaampaa. Vuodesta 2004 alkaen kevään ja syksyn näkösyvyys on myös jyrkästi heikentynyt, ja syksyinen kirkastuminen on siirtynyt vuosi vuodelta myöhäisemmäksi. Kesän 2011 keskimääräinen näkösyvyys oli enää 40 cm eli koko seurantajakson heikoin. Tosin rantojen lähellä näkösyvyys on pahimpien syanobakteerikukintojen aikaan voinut olla vain joitakin senttimetrejä.

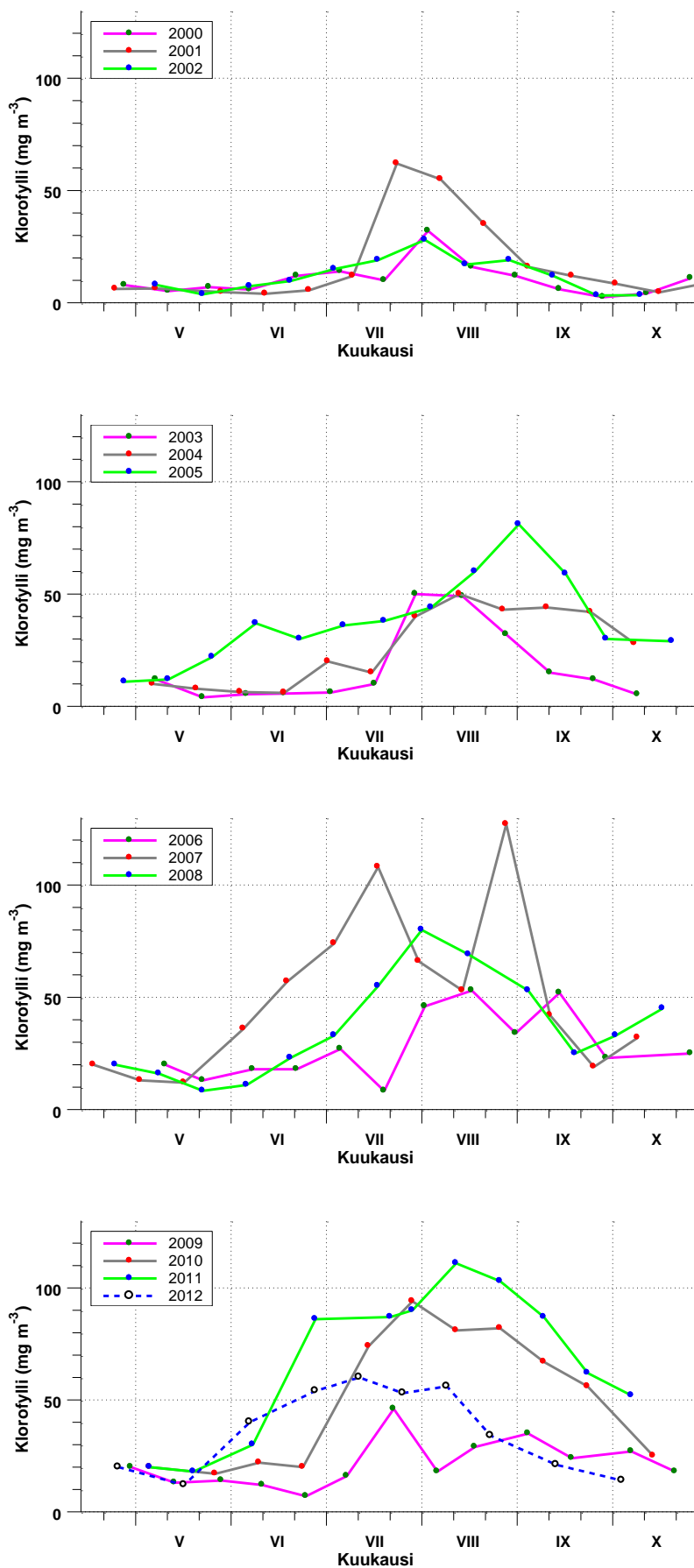


Kuva 12. Littoistenjärven kokonaisfosfori- ja klorofyllipitoisuuden (vas.) sekä klorofyllipitoisuuden ja näkösyvyyden (oik.) kesäkauden keskiarvot (1.V. – 15.IX.) vuosina 1978–2012. Vasemmassa osakuvassa ylempi katkoviiva osoittaa ulkoisen kuormituksen ja veden vaihtuvuuden perusteella ennustetun veden fosforipitoisuuden (OECD 1982); alempi katkoviiva osoittaa sen klorofyllipitoisuuden (noin 10 mg m<sup>-3</sup>), jota korkeammat arvot näkyvät paljain silmin häiritsevänä sameutena ja kasvillisuusvärityksenä.

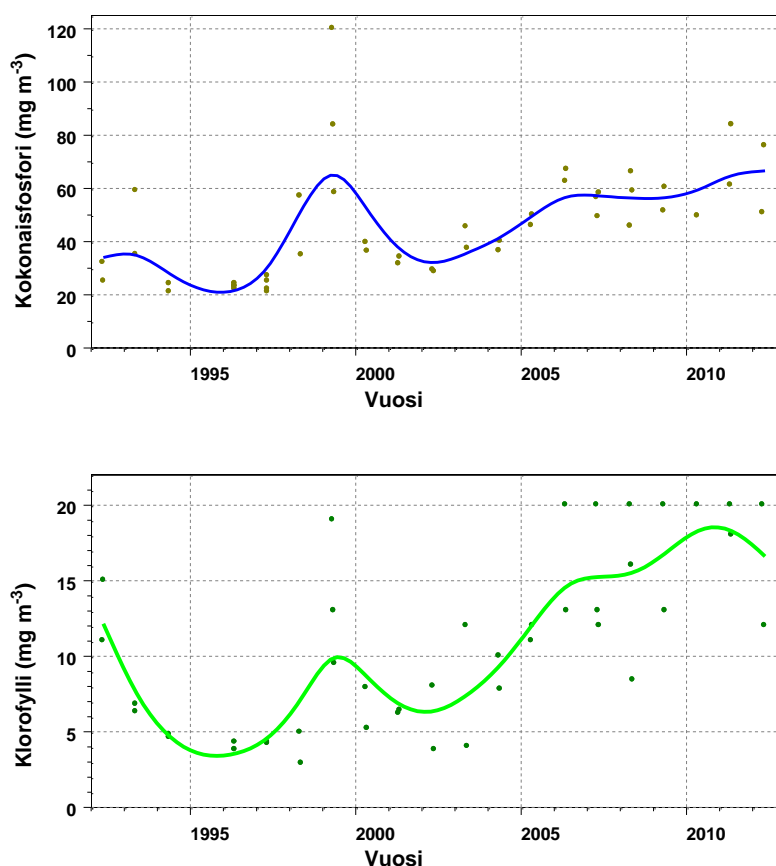
Viimeisten kahdentoista vuoden veden laadun heikkeneminen näkyy johdonmukaisena muutoksena kokonaisfosforin ja klorofyllin vuodenaikaiskehityksessä (kuvat 13 ja 14). Vuosina 2000–2002 fosforitaso kohosi vain vähän kesän aikana, mutta heinä-elokuun vaihteen syanobakteerikukinnat nostivat silloinkin klorofyllilukemat rehevien tai ylirehevien järvien tasolle. Kesän fosforitason merkittävämpi nousu alkoi vuonna 2004 myöhään syksyllä ja siirtyi seuraavina vuosina vähitellen aikaisemmaksi, niin että vuonna 2007 fosforitaso nousi jo kesäkuun alusta alkaen. Vuonna 2009 nousu jäi melko pieneksi, mikä heijastui myös klorofyllitasoon. Vuonna 2010 fosforitason nousu oli viileän alkukesän aikana maltillista, mutta helteiden alettua juhannuksen jälkeen fosforipitoisuus nousi elokuun loppuun mennessä kaikkien aikojen korkeimpaan lukemaan. Vuonna 2011 fosforitason huippu saavutettiin jo kesäkuun lopulla ja se jäi matalammaksi kuin 2010. Yllättävästi kesän 2011 klorofyllitaso nousi kuitenkin korkeammaksi kuin 2010. Kesän 2012 fosforikäyrä oli hyvin samanlainen kuin edellisenä vuonna, mutta klorofyllimaksimi sen sijaan oli vain puolet edellisvuotisesta.



Kuva 13. Veden kokonaisfosforipitoisuuden avovesikauden aikainen kehitys Laittoistenjärven vuosina 2000–2012.



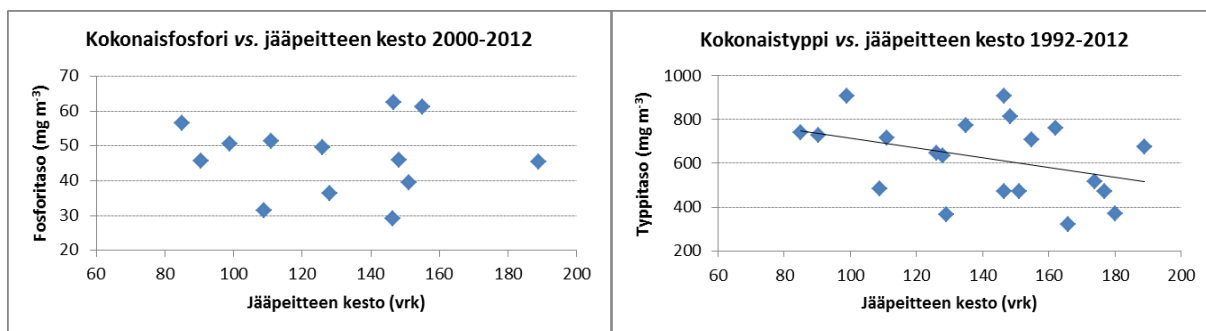
Kuva 14. Veden klorofyllipitoisuuden avovesikauden aikainen kehitys Littoistenjärvessä vuosina 2000–2012.



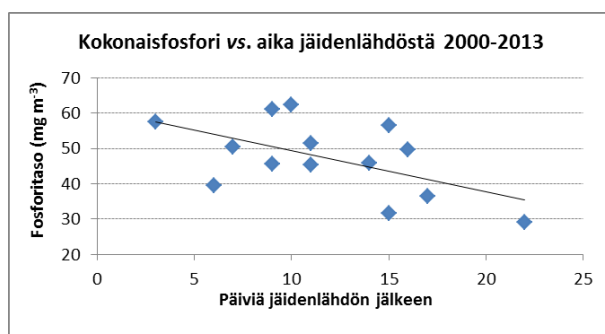
Kuva 15. Kokonaisfosforin ja klorofyllin pitoisuudet Laitoistenjärven kevään ensimmäisillä avovesikauden näytekertoilla huhtikuussa ja toukokuun alkupuoliskolla vuosina 1992–2012.

Yksi osatekijä veden laadun heikkenemisessä 2000-luvulla näyttää olevan jäiden lähtöä seuraavan kevään fosforitason nousu vuoden 2002 jälkeen (kuva 15). Runsaan uposkasvillisuuden aikana 1990-luvulla (1994–1997) kevään fosforitaso oli usein erittäin alhainen, vaikka hiukan kohonneita arvoja mitattiin 1993 ja 1998. Happikatotalven 1998–1999 jälkeen fosforiarvot olivat voimakkaasti koholla, mutta laskivat kolmen seuraavan vuoden aikana hyvälle tasolle (noin 30 mg m<sup>-3</sup>) kevääseen 2002 mennessä. Tämän jälkeen kevään fosforitaso on kohonnut yli kaksinkertaiseksi, joskin 2007–2010 nousu oli tilapäisesti pysähdyksissä. Havaintojen vähäisyyden ja hajonnan takia on kuitenkin mahdollista että nousu on ollut jokseenkin tasaista koko ajan. Kasviplankton on reagoanut muutokseen jyrkemmin, kevään klorofyllitaso kolminkertaistui kevästä 2002 kevääseen 2011. Muutoksen alku ajoittuu talveen 2002–2003, josta lähtien talvinen ilmastus on ollut vain virtauskehittimen varassa. Ottaen huomioon myös happikatotalven 1998–1999 seuraukset, syy-yhteys näyttää todennäköiseltä, vaikka siitä ei tällä aineistolla olekaan selvää näyttöä.

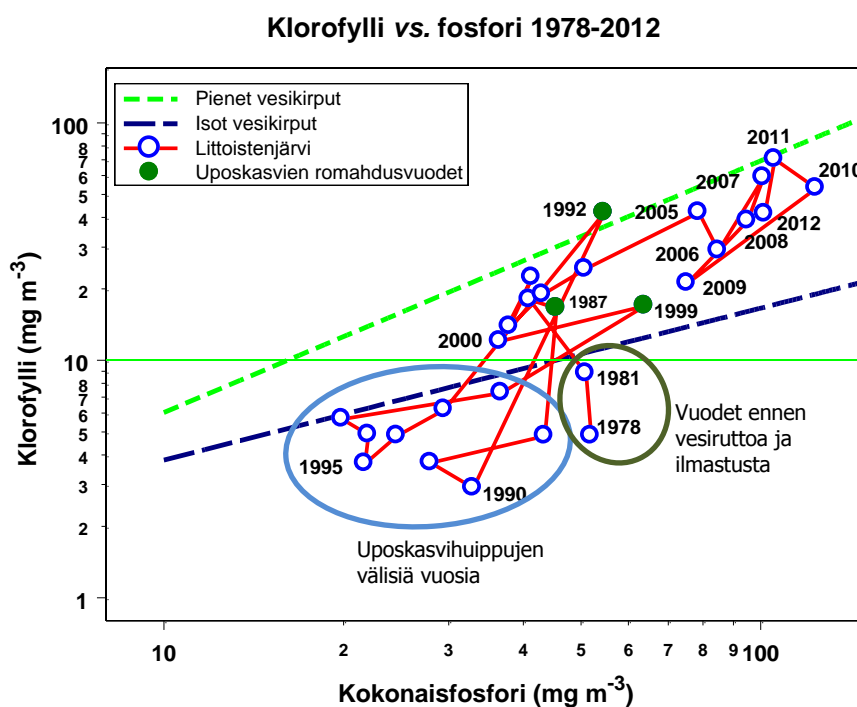
Jos talvisella happivajauksella on merkitystä, jääpeitteen keston pitäisi vaikuttaa ravinnepitoisuuksiin. Jäidenlähdön jälkeinen veden fosforitaso ei kuitenkaan jaksolla 2000–2012 vaihdellut jäätalven pituuden mukaan (kuva 16). Jaksolla 1992–2012 sen sijaan typpitaso aleni jäätalven pidentyessä (kuva 16), mikä viittaa happivajaukseen: hapettomissa oloissa denitrifikaatio vähentää mineraalityppeä vedestä. Talviolojen merkityksestä puhuu myös se, että avovesikauden ensimmäinen fosforiarvo oli sitä korkeampi mitä lähempänä jäidenlähtöä näyte oli otettu (kuva 17). Tämä on tulkittavissa niin, että jään alla fosforitaso oli noussut, mutta epäorgaanista fosfaattia saostui pohjaan jäidenlähtöä seuraavissa hapekkaissa oloissa ennen kuin jokakesäinen fosforitason nousu käynnistyi myöhemmin keväällä.



Kuva 16. Veden kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudet kevään ensimmäisillä näytteenottokerroilla suhteessa jääpeitteen kestoan.



Kuva 17. Veden kokonaisfosforitaso kevään ensimmäisellä näytteenotokerralla suhteessa jäidenlähdöstä kuluneeseen aikaan.



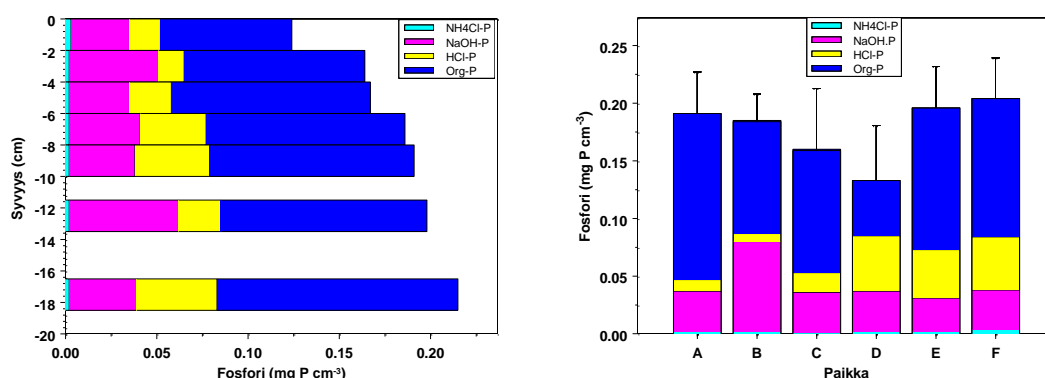
Kuva 18. Veden klorofyllipitoisuus suhteessa kokonaisfosforiin kesäkauden (1.V. – 15.IX.) keskiarvoina 1978–2012. Uposkasvien romahdusvuodet on osoitettu täytetyillä ympyröillä, ja vuodet ennen vesiruton runsastumista sekä uposkasvihiippujen välillä on ympäröity isoilla renkailla. Ylempi katkoviiva kuvaa suhdetta järvissä, joissa on paljon eläinplanktonia syöviä kaloja ja vähän isokokoisia planktonvesikirppuja; alempi katkoviiva puolestaan kuvaa järviä, joissa kaloja on vähän ja isot planktonvesikirput ovat runsaita.



Kasviplanktonin klorofyllin määrä samalla kokonaisfosforin tasolla voi vaihdella kokonaisen suuruusluokan verran. Erot johtuvat ravintoverkon rakenteesta. Silloin kun järvessä on paljon eläinplanktonia syöviä kaloja, eläinplankton ei pysty laidunnuksellaan rajoittamaan kasviplanktonin kasvua, ja sama fosforimäärä tuottaa enemmän kasviplanktonmassaa, joka näkyy korkeampana klorofyllin ja fosforin suhteena. Littoistenjärvessä tämä suhde oli alhainen ennen uposkasvien valta-aikaa ja kun uposkasveja oli kohtuullisen paljon (kuva 18). Uposkasvien romahdusvuosina ja koko 2000-luvun ajan klorofylli/fosfori-suhde on ollut korkea. Erityisesti vuosina 2005, 2007 ja 2011 klorofylliä oli vedessä selvästi enemmän kuin fosforitasosta olisi odottanut.

### 4.3 Pohjasedimentti

Turun yliopiston maantieteen ja geologian laitos kartoitti lopputalvella 2012 Littoistenjärven pohjan fosforivarastoja sedimentin ylimmissä 20 senttimetrin kerroksessa (Varjo 2012). Samalla selvitettiin eri tavalla sitoutuneiden fosforin olomuotojen osuudet, jotta helposti veteen liukenevan fosforin määrää voitaisiin arvioida. Sedimentin vesipitoisuus ja orgaanisen aineksen määrä olivat suurimmillaan lähellä pohjan pintaa ja hyvin samanlaisia järven eri osissa. Sedimentin kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 0,87-3,81 mg P g<sup>-1</sup> kuivapainoa (keskiarvo 1,95 mg P g<sup>-1</sup> kuivapainoa), tai tilavuutta kohti laskettuna 0,05-0,26 mg P cm<sup>-3</sup> (keskiarvo 0,18 mg P cm<sup>-3</sup>). Nämä pitoisuudet ovat varsin tyypillisiä rehevälle suomalaiselle järvelle.

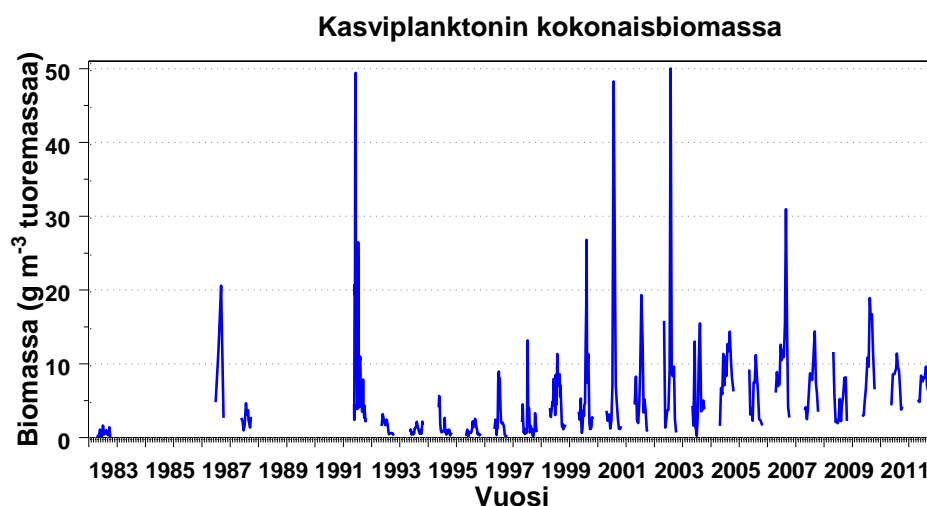


Kuva 19. Littoistenjärven sedimentin fosforijakeiden keskimääräiset pitoisuudet tilavuutta kohti pohjan eri kerroksissa pinnasta 20 cm:n syvyyteen saakka (vasen kuva) ja eri mittauspisteillä (oikea kuva). NH<sub>4</sub>Cl-P = heppoliukoisin fosforijae; NaOH-P = hapettomissa oloissa liukeneva jae; HCl-P = vaikealiukoinen apatiittifosfori; Org-P = vaikealiukoinen orgaaninen fosfori. Oikeanpuoleisessa kuvassa näkyy myös kokonaisfosforin keskihajonta. (Aineisto: Varjo 2012.)

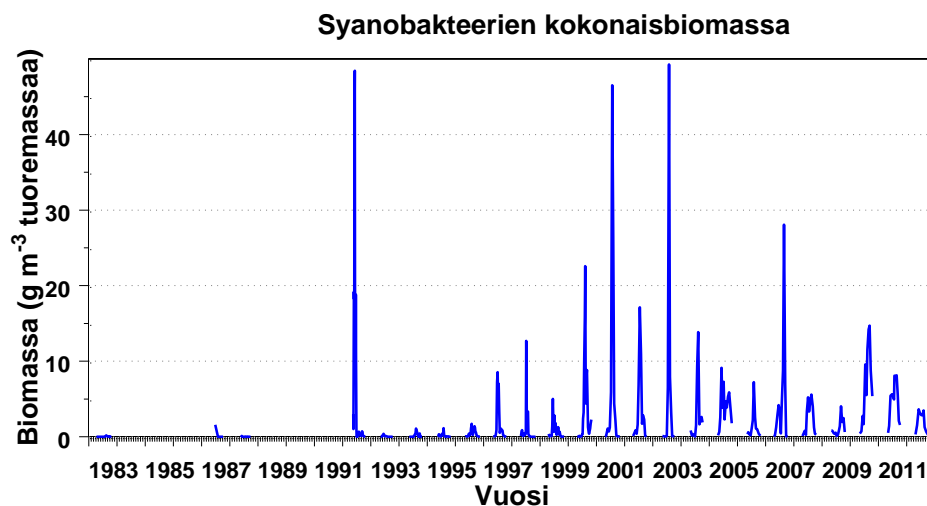
Kuivapainoa kohti laskettu pitoisuus laskee hiukan syvemmälle mentäessä, mutta tilavuutta kohti fosforin määrä kasvoi syvyyden myötä, kaiketi ensisijaisesti sedimentin tiivistymisen vuoksi (kuva 19). Alueelliset erot olivat melko vähäisiä, joskin apatiittifosforin osuus näytti olevan hiukan korkeampi järven lounaisosassa (kuva 19: pisteet D, E, F). Orgaaniseen ainekseen sitoutunut fosfori oli vallitseva osio lähes kaikissa näytteissä. Sedimentissä oli hapettomissa oloissa helposti liukenevaa fosforia (NH<sub>4</sub>Cl- ja NaOH-P) yhteensä noin 24 % kokonaisfosforista, eli koko järven pinta-alalla viiden sentin paksuisessa kerroksessa 3225 kg.

#### 4.4 Kasviplankton

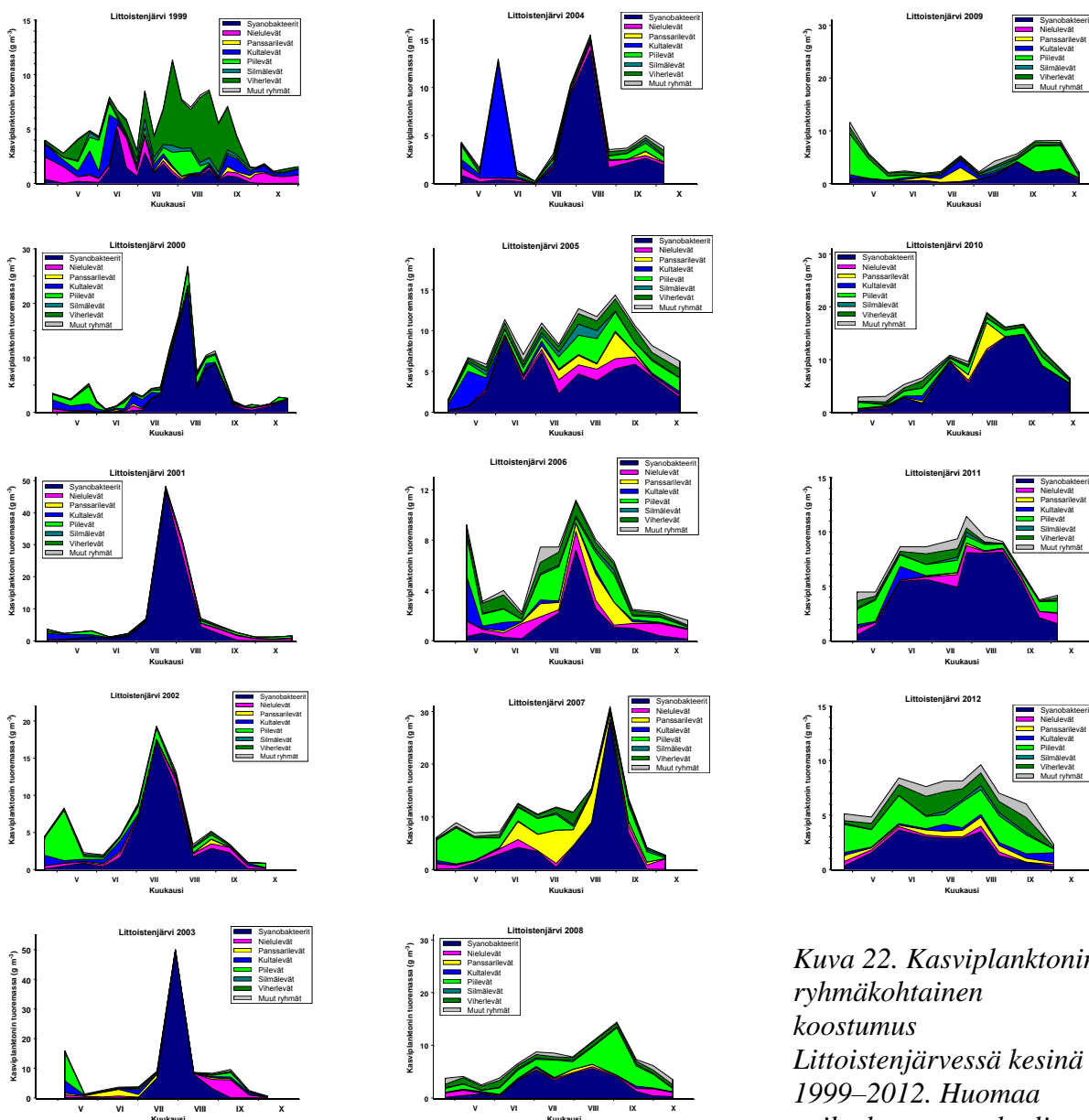
Klorofyllin määrä lähti vuoden 1999 happikatotalven jälkeen nousuun melko vähittäisesti. Kasviplanktonbiomassa sen sijaan reagoi voimakkaasti heti uuteen tilanteeseen. Biomassa kohosi pysyvästi uudelle korkeammalle tasolle, jossa tosin oli melkoista heilahtelua vuodesta toiseen (kuva 20). Kasviplanktonin koostumus muuttui myös radikaalisti – biomassahuiput johtuivat jokseenkin yksinomaan syanobakteereista (kuva 21). Kun vuonna 1999 kasviplanktonilajisto oli hyvin monipuolinen ja loppukesän valtaryhmä oli viherlevät, 2000-luvulla syanobakteerien ohella ajoittain merkittäviä kasviplanktonryhmiä olivat piilevät, kultalevät ja panssarilevät (kuva 22).



Kuva 20. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa Littoistenjärvessä 1983–2012.



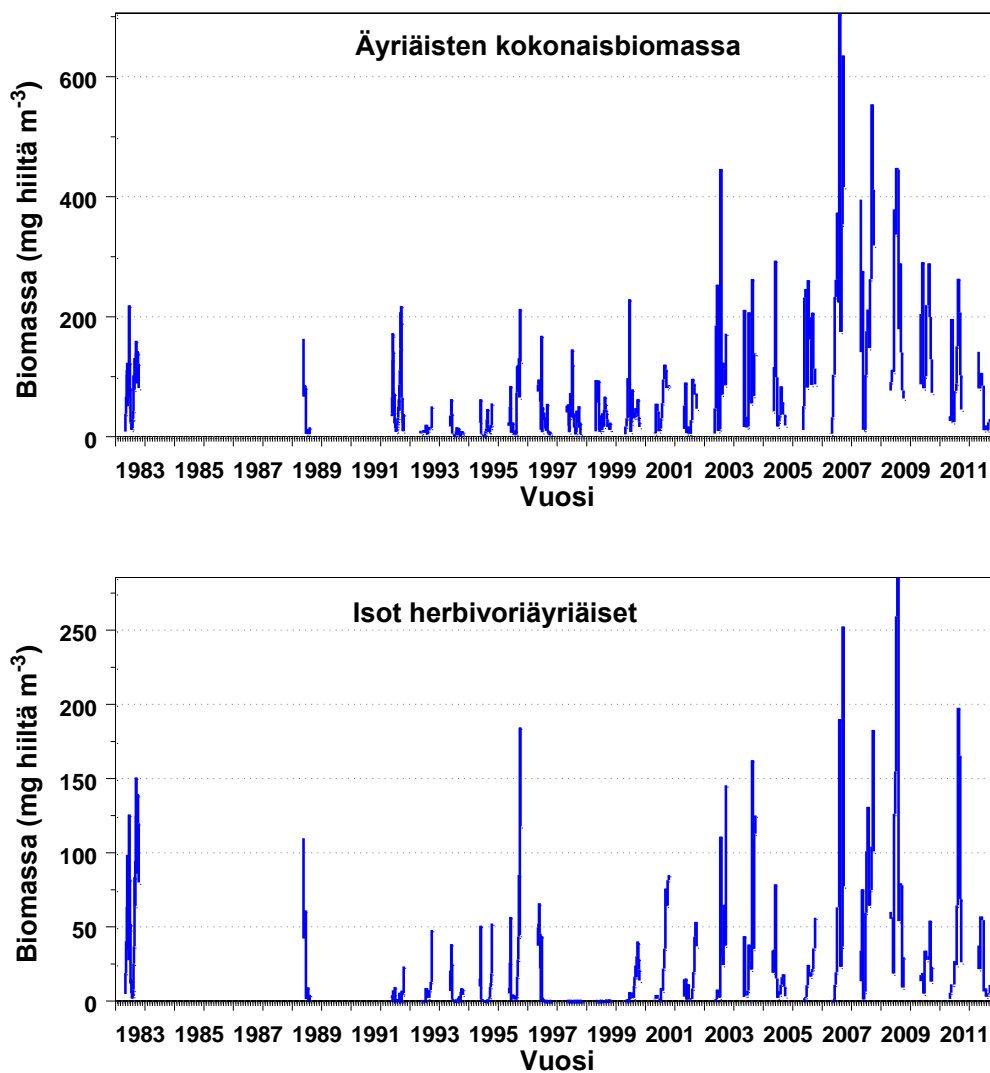
Kuva 21. Kasviplanktonin syanobakteerien biomassa Littoistenjärvessä 1983–2012.



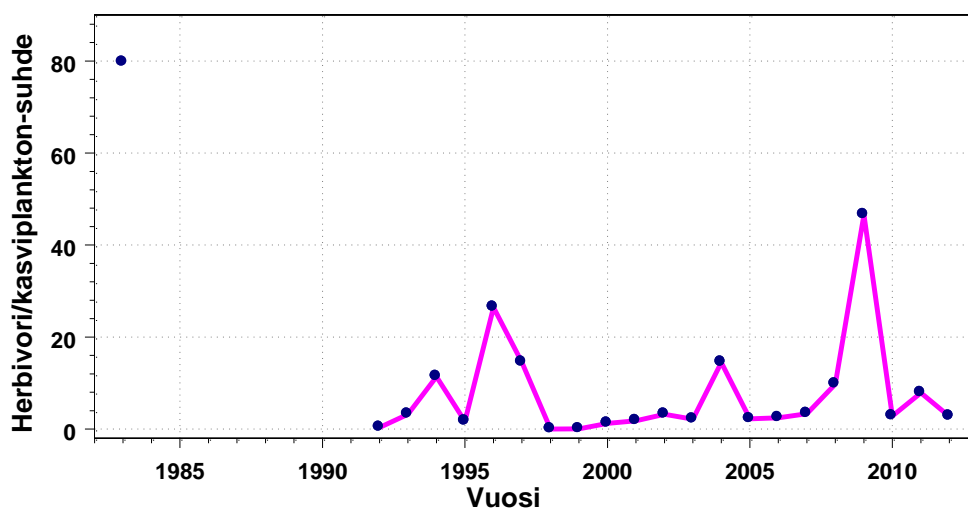
*Kuva 22. Kasviplanktonin ryhmäkohtainen koostumus Littoistenjärvessä kesinä 1999–2012. Huomaa vaihteleva pystyakselin asteikko.*

## 4.5 Eläinplankton

Eläinplankton on vesien ravintoverkossa tärkeä välittäjä kasviplanktonituotannon ja kalojen välillä. Äyriäisplankton on myös merkittävä kasviplanktonin säätelijä, jota puolestaan rajoittaa planktonia syövien kalojen saalistus. Kasviplanktonravinnon lisääntyminen sai myös äyriäisplanktonin määrän nousuun 2000-luvulla, mutta vasta viiveellä vuodesta 2003 alkaen (kuva 23). Äyriäisplanktonin kokonaisbiomassa oli huipussaan vuonna 2007, jonka jälkeen se on ollut laskusuunnassa. Isot herbivorit (planktonleviä syövät äyriäiset) puuttuivat käytännössä kokonaan vuosina 1998–1999, mutta palasivat kasvavina määrinä vuodesta 2000 alkaen. Vuosina 2005–2006 herbivorien määrä laski uudelleen noustakseen huippulukemiin 2007–2008 ja etenkin 2009. Vuonna 2010 ja 2012 herbivorit olivat jälleen vähissä; syyskesällä 2011 isoja herbivoreja oli runsaasti parilla näytekeralla.

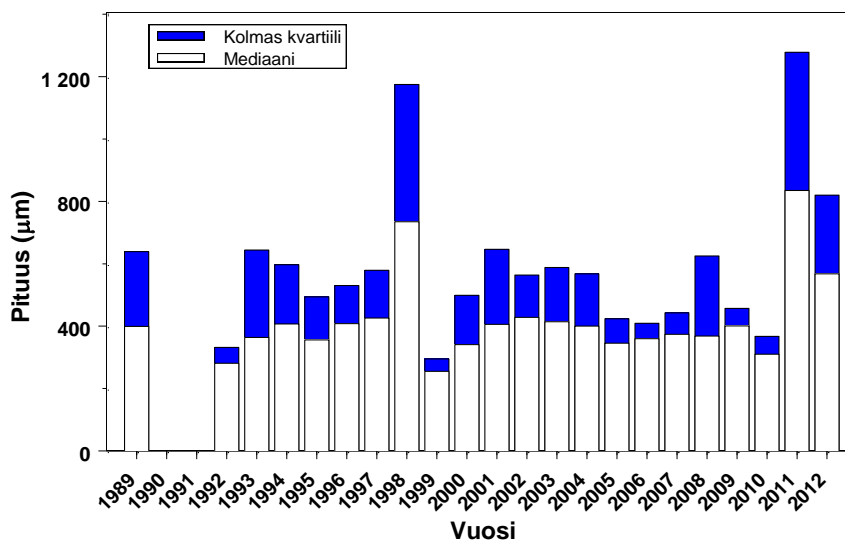


Kuva 23. Äyriäisplanktonin kokonaisbiomassa ja isojen planktonleviä syövien äyriäisten (herbivorien) biomassa Laitiojärjessä 1983–2012.



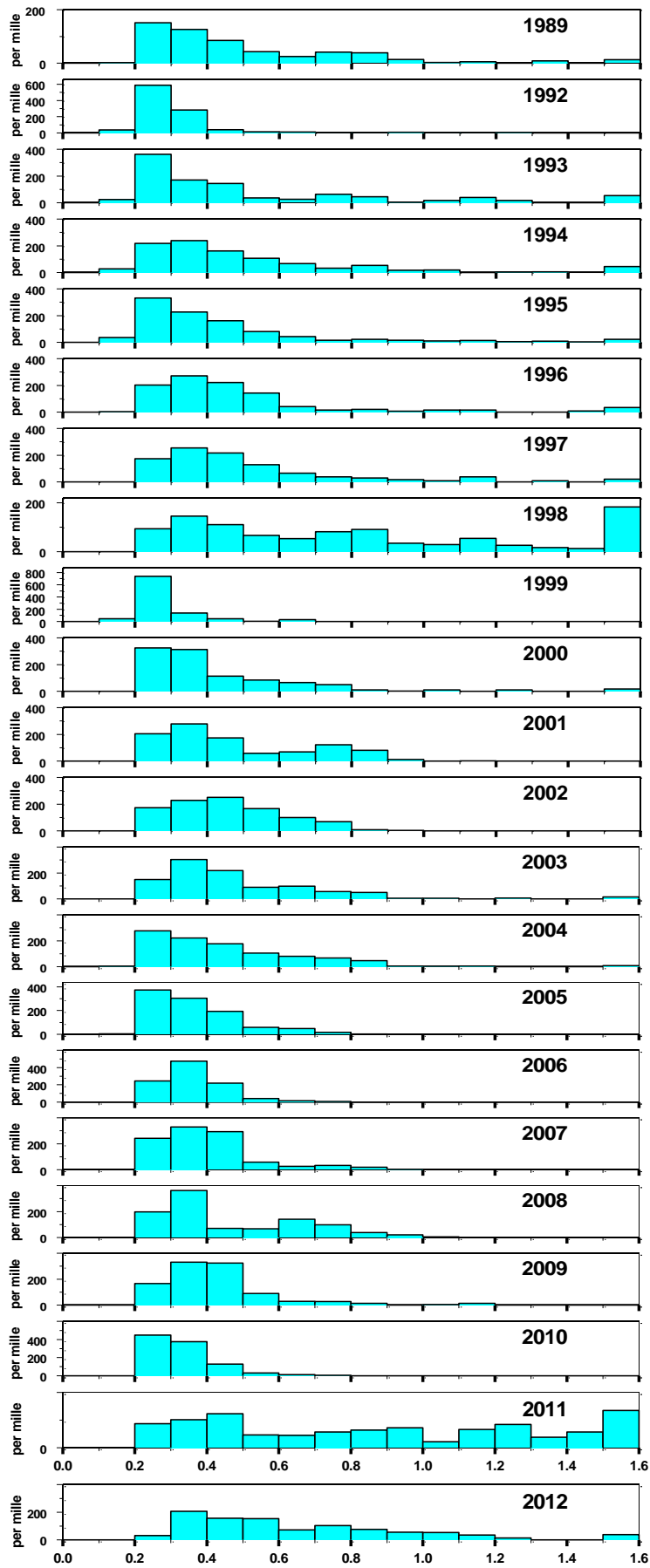
Kuva 24. Äyriäisplanktonin isojen herbivorien biomassan ja kasviplanktonin kokonaisbiomassan suhde kesän keskiarvona Laitiojärjessä vuosina 1983 ja 1992–2012.

Vaikka isojen herbivoriäyriäisten määrät olivat 2000-luvulla useina vuosina korkeampia kuin 1990-luvulla, herbivoribiomassan ja kasviplanktonbiomassan alhainen suhde (kuva 24) kertoo, että levänsyöjiä oli kuitenkin lähes aina liian vähän, jotta ne olisivat pystyneet pitämään leviää kurissa. Selvästi suotuisampi suhdeluku oli vuonna 2009, jolloin veden laatu paranikin myös suhteessa fosforitasoon. Vuonna 1983, jolloin veden laatu oli erinomainen, suhdeluku oli vielä tuntuvasti korkeampi. Myös herbivorien koko vaikuttaa eläinplanktonin kykyyn pitää kasviplanktonia kurissa – isokokoiset vesikirput ovat tehokkaimpia laiduntajia. Littoistenjärven vesikirput olivat erityisen pieniä kesinä 1992, 1999 (molemmat vesiruton romahdusvuosia) ja 2010 (kuvat 25 ja 26). Vuosina 1992 ja 2010 veden laatu olikin heikko suhteessa fosforitasoon (kuva 18). Vuosina 1998, 2011 ja 2012 vesikirput tosin olivat kookkaita (kuva 25), mutta niitä oli vähän verrattuna kasviplanktonin määrään (kuva 24).

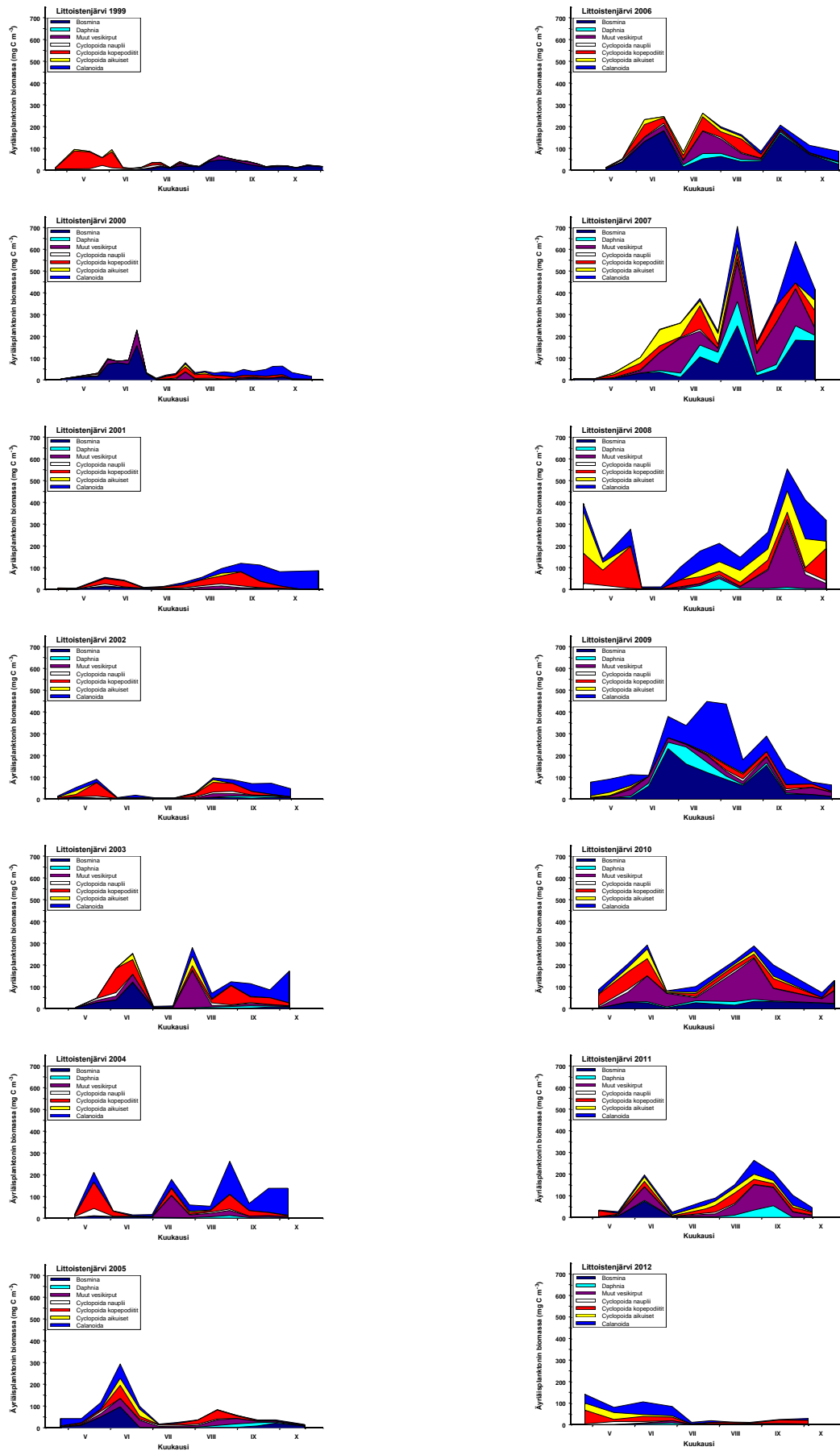


Kuva 25. Eläinplanktonin vesikirppujen pituusjakauman mediaani ja kolmas kvartiili Littoistenjärven vettä 1989–2012. Etenkin kolmas kvartiili kuvaa hyvin isojen yksilöiden osuutta näytteessä.

Äyriäisplanktonin määrässä ja koostumuksessa oli 2000-luvulla melko nopeita muutoksia vuodesta toiseen (kuva 27). Veden laadun kannalta suotuisin tilanne näyttäisi olleen vuosina 2006 ja 2009, jolloin *Bosmina*- ja *Daphnia*-vesikirppuja oli runsaasti myös alku- ja keskikesällä, ja vuonna 2009 samaan aikaan oli myös paljon keijuhankajalkaisia. Molemmat vuodet näkyvät klorofyllikuvassa kesäkeskiarvon pudotuksina (kuva 12).



Kuva 26. Kasvinsyöjävesikirppujen biomassalla painotetut keskimääräiset pituusjakaumat Littoistenjärvessä kesinä 1989–2012.



Kuva 27. Laittoistenjärven äyriäisplanktonin vuodenaikainen koostumus 1999–2012.

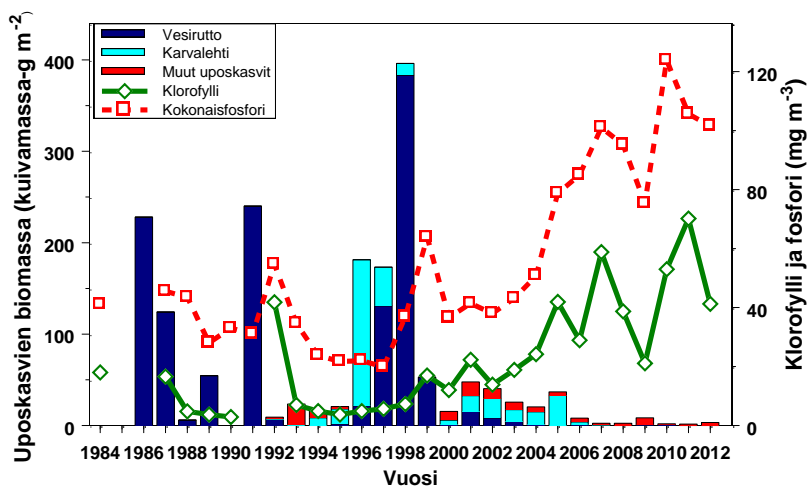
## 4.6 Uposkasvit

Uposkasvit, etenkin vesirutto (*Elodea canadensis*) ja joinakin vuosina karvalehti (*Ceratophyllum demersum*), aiheuttivat massaesiintymillään ongelmia Littoistenjärvessä 1980- ja 1990-luvulla (Sarvala & Perttula 1994, Sarvala 2005, Sarvala ym. 2009).

Uposkasvit ovat keskeisiä matalien vesiekosysteemien säätelijöitä (esim. Rørslett ym. 1986, Granéli & Solander 1993, Mjelde & Faafeng 1997, Mazzeo ym. 2003, Scheffer 1998). Niinpä myös Littoistenjärvessä uposkasvien jaksoittainen runsaudenvaihtelu heijastui lähes kaikkiin ekosysteemin ominaisuuksiin. Uposkasvien yhteyttämistoiminta nostaa veden pH-arvoja voimakkaasti. Myös syanobakteerien massaesiintymät kohottavat pH:ta, mutta niistä aiheutuvat pH-huiput ovat lyhytaikaisia, kun taas uposkasvien runsastuessa pH tyypillisesti kohoaa melko tasaisesti loppukesää kohti, ja taso kohoaa syklin nousuvaiheessa vuodesta toiseen.

Vesiruton ja karvalehden esiintymishistoria Littoistenjärvessä on kuvattu yksityiskohtaisesti aikaisemmin (Sarvala 2005). Vesiruton esiintymishuiput osuivat vuosiin 1986, 1991 ja 1998, joiden jälkeen kasvustot romahtivat (kuva 28). Romahdusvuosina 1987, 1992 ja 1999 veden laatu heikkeni yhdeksi kesäksi, mutta väli vuosina vesi oli kirkasta. Happikatotalven 1998–1999 jälkeen uposkasvillisuus väheni jyrkästi, ja veden sameus ja kohonnut keskivedenkorkeus ovat toistaiseksi estäneet vesiruttoa runsastumasta uudelleen. Uposkasvillisuuden pysyvä taantuminen 2000-luvulla kuitenkin edistää veden laadun heikentymistä. Matalissa järvissä ekosysteemi usein heilahtelee kahden ääripään välillä (Scheffer ym. 1993, Scheffer 1998). Uposkasvivaltaisessa vaiheessa vesi on kirkasta, kun taas kasvien hävitessä planktonlevät pääsevät vallalle ja vesi on sameaa. Tämä jälkimmäinen tilanne on vallinnut Littoistenjärvessä noin vuodesta 2004 lähtien.

Vuonna 2012 Järvelän edustalta löytyi uusi mahdollisesti haitallinen tulokaskasvi, kelluslehtinen lammikki (*Nymphoides peltatus*). Kasvusto yritettiin hävittää, mutta poisto jouduttiin uusimaan syksyllä 2013. Nähtäväksi jää kyetäänkö tätä vahvajuurista tulokasta torjumaan.

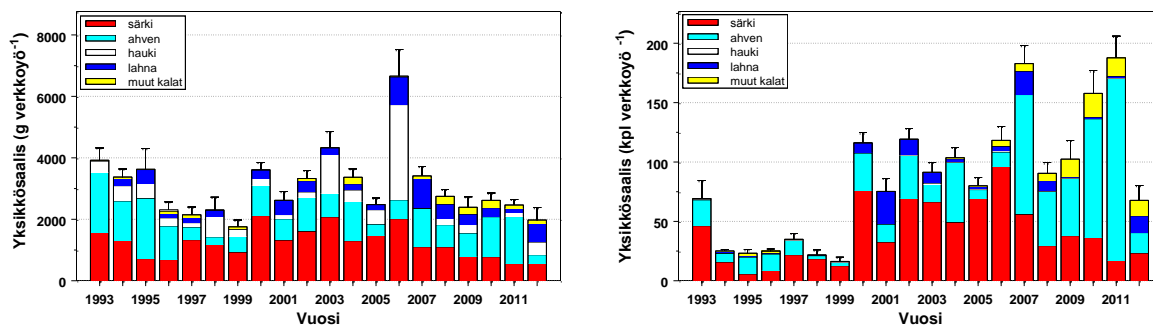


Kuva 28. Vesiruton, karvalehden ja muiden uposkasvien keskibiomassa koko Littoistenjärvessä vuosina 1986–2012; kesän keskimääräinen klorofylli- ja fosforitaso myös näkyvissä.

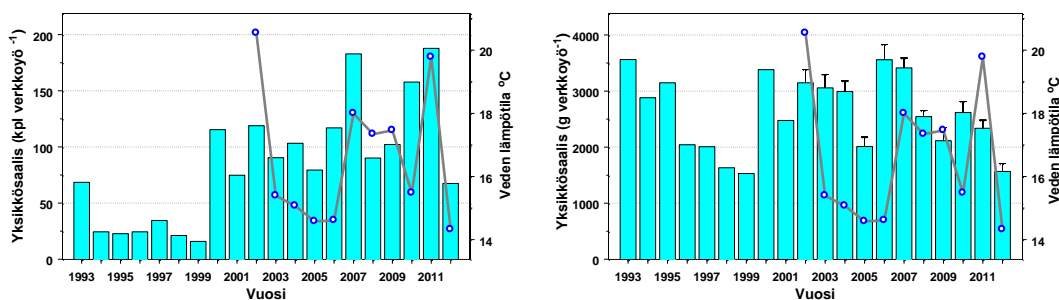
## 4.7 Kalasto

Kalaston koostumus vaikuttaa monella tavalla suoraan ja epäsuorasti veden laatuun, ja kalastoa muuttamalla veden laatua voidaan myös usein parantaa. Littoistenjärven kalasto on runsas. Vuosien 2009–2011 keskimääräisen yksikkösaaliin (2,5 kg verkkoyö<sup>-1</sup>) perusteella Littoistenjärven kalakannaksi voi arvioida 170 kg ha<sup>-1</sup> eli koko järvessä yhteensä 25500 kg (H. Helminen, julkaisematon; aineistoa mm. Helminen ym. 2000). Kalastossa on seurantajaksolla 1993–2012 tapahtunut merkittäviä muutoksia. Koekalastusten antama kuva näyttää johdonmukaiselta.

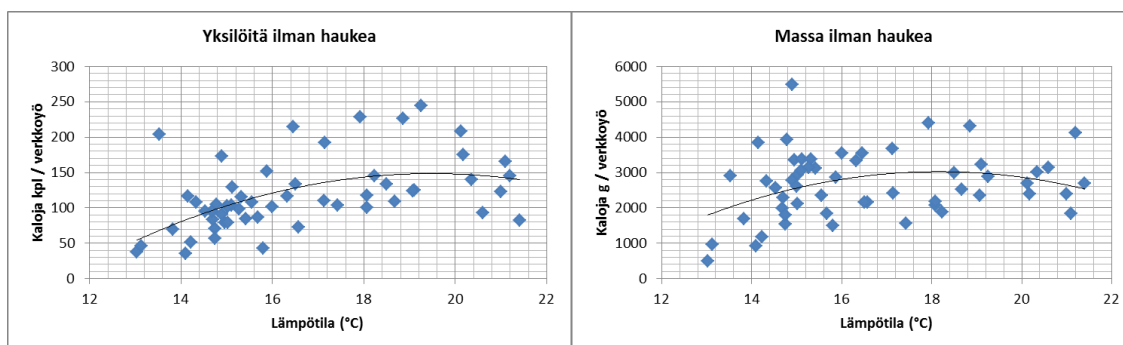




Kuva 29. Koeverkkokalastuksen yksikkösaaliiden biomassan ja yksilömäärän kehitys 1993–2012 (pystyjanat = kokonaisbiomassan ja kokonaisyksilömäärän keskiarho).



Kuva 30. Koeverkkopyynnin yksikkösaaliit ilman haukea 1993-2012 (pylväät) sekä pyyntijakson keskimääräinen veden lämpötila 2002-2012 (viivalla yhdistetyt ympyrät).



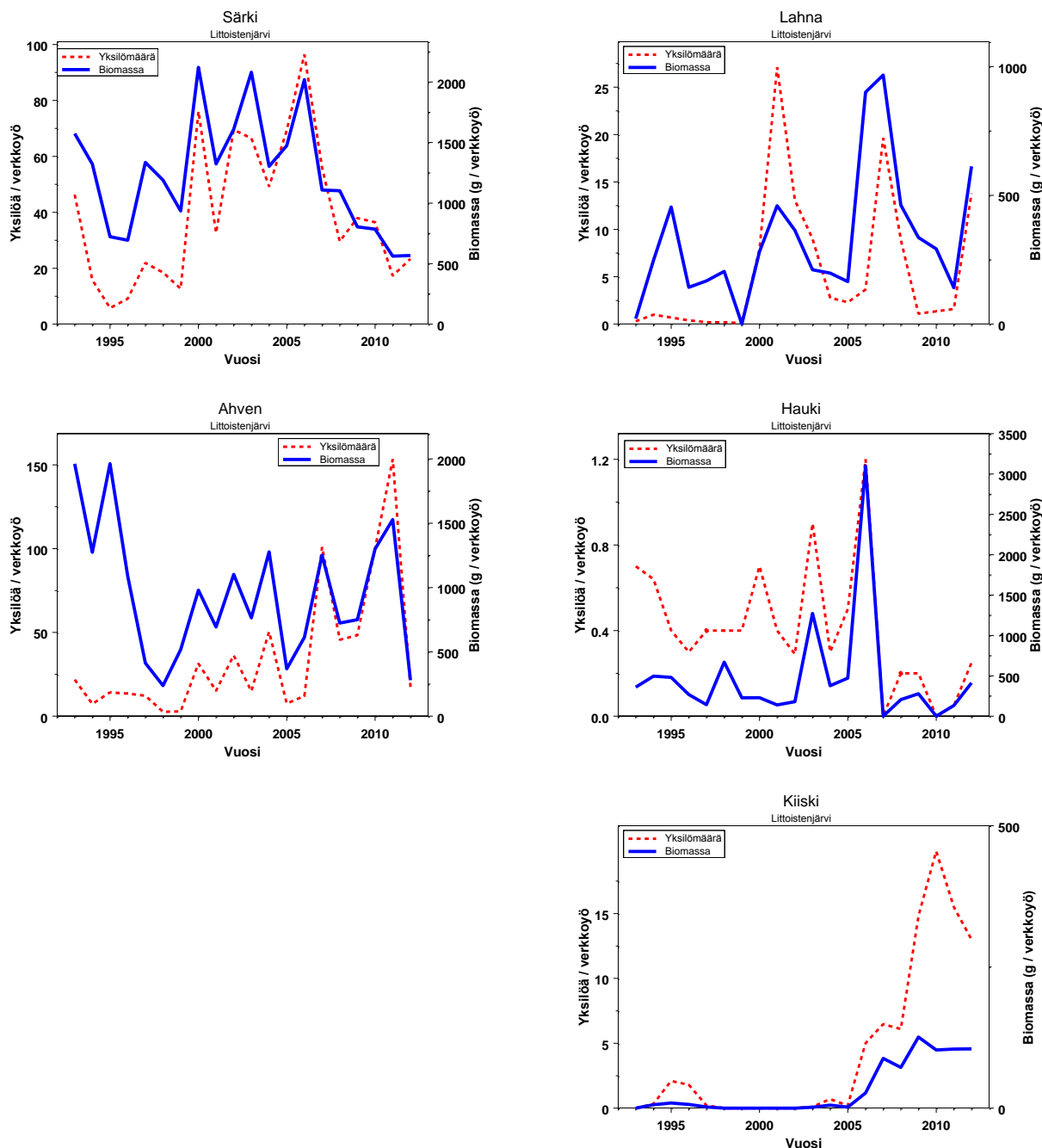
Kuva 31. Koeverkkotuksen yksikkösaaliiden (ilman haukea) riippuvuus pyyntiajankohdan lämpötilasta 2002-2012.

Kun otetaan huomioon koekalastustulosten virherajat, koko kalaston biomassassa ei näytä tapahtuneen isoja heilahduksia viime vuosina (kuva 29). Pienimmillään kalabiomassa oli 1990-luvun jälkipuoliskolla, jota seurannut äkillinen nousu vuonna 2000 oli merkitsevyyden rajoilla. Kun jätetään jyrkästi heilahtelevat haukisaaliit huomiotta, biomassa näyttää tämän jälkeen lievästi laskeneen, joskin vuosien 2006–2007 saaliit kuuluivat koko sarjan korkeimpiin (kuva 30). Erityisesti vuoden 2012 saalis oli selvästi edellisvuosia pienempi. Yksilömäärissä (kuva 29) tapahtui erittäin merkitsevä hyppäyksellinen muutos vuonna 2000, jolloin keväällä 1999 syntyneet kalat jäivät ensi kertaa koeverkkoihin – kokonaisyksilömäärä noin viisinkertaistui 1990-luvun tasosta.

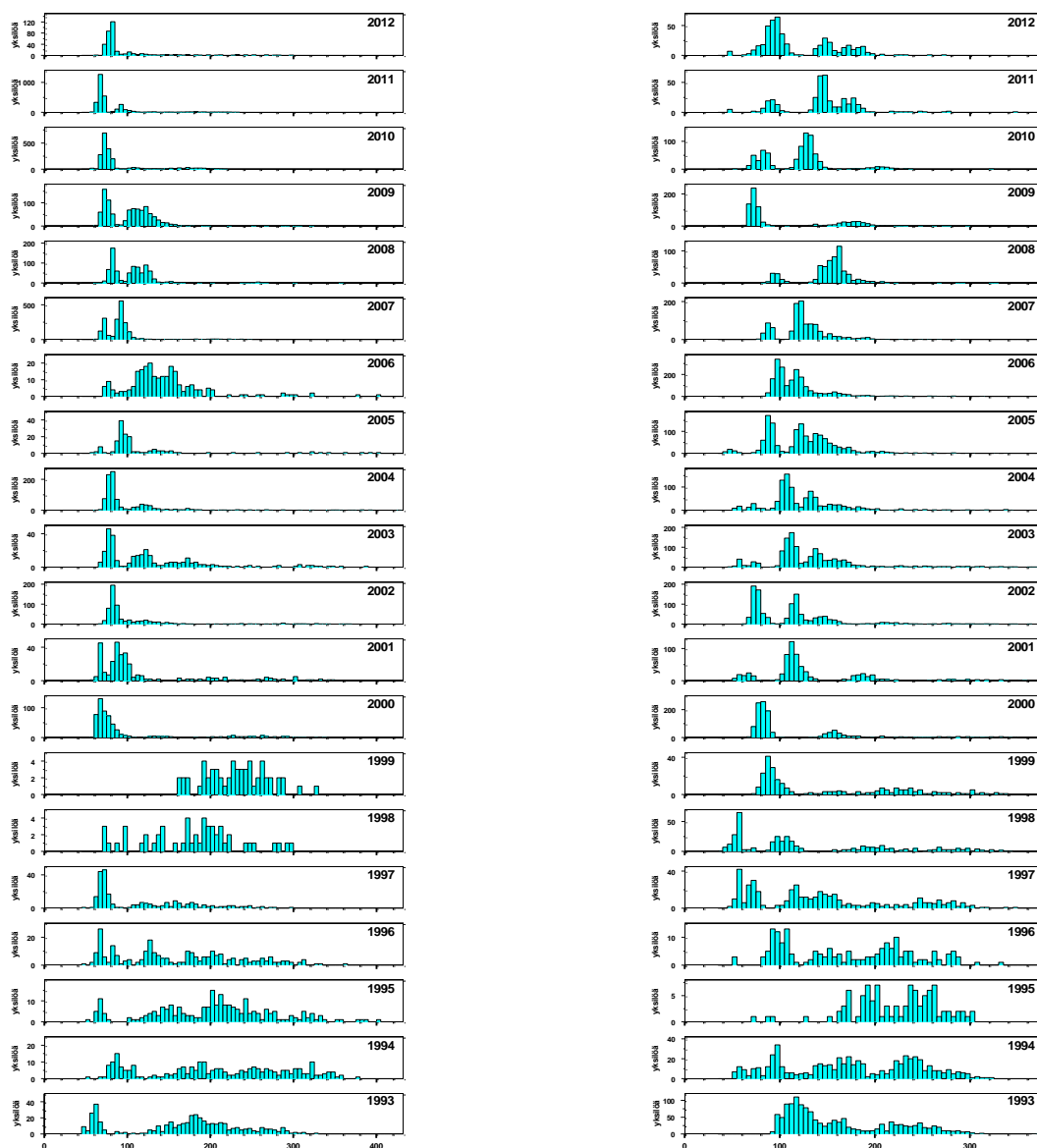
Vuosien välisessä vertailussa on kuitenkin oltava varovainen, sillä veden lämpötila vaikuttaa kalojen pyydystettävyyteen merkittävästi (kuva 30). Jaksolla 2002–2012 verkkoyökohtaiset yksikkösaaliit pienenevät merkittävästi veden lämpötilan mukaan kun lämpötila laskee alle 18 °C (kuva 31); etenkin vaikutus yksilömääriin (toisin sanoen pieniin kaloihin) oli huomattava

verrattuna vuosien välisiin eroihin saaliissa. Lämpimän veden aikaan lämpötilan vaikutus oli vähäinen, mutta korkeimmissa lämpötiloissa saaliit näyttivät kääntyvän uudelleen laskuun. Koska lajien runsaus on tarkastelujaksolla myös oikeasti muuttunut ja koska lämpötilan vaikutus on erilainen eri lämpötilatasoilla, lämpötilaeroista aiheutuvan harhan korjaaminen on vaikeaa, eikä sitä ole tässä yritetty.

Lajeittaisten yksikkösaaliiden vaihtelu (kuva 32) yhdistettynä kokojakaumiin (kuvat 33, 34 ja 35) antaa hyvän käsityksen kalastossa tapahtuneista muutoksista. Kokojakaumissa ero 1990-luvun ja 2000-luvun välillä näkyy hyvin selvästi. Vuodesta 2000 alkaen runsastuivat aluksi pienet särjet ja lahnat, mutta viime vuosina särki ja hauki ovat taantuneet, kun taas pienet ahvenet ovat vallanneet järven. Myös kiiskikanta on vahvistunut.



Kuva 32. Kalalajeittaiset yksikkösaaliit koeverkkokalastuksessa vuosina 1993–2012.



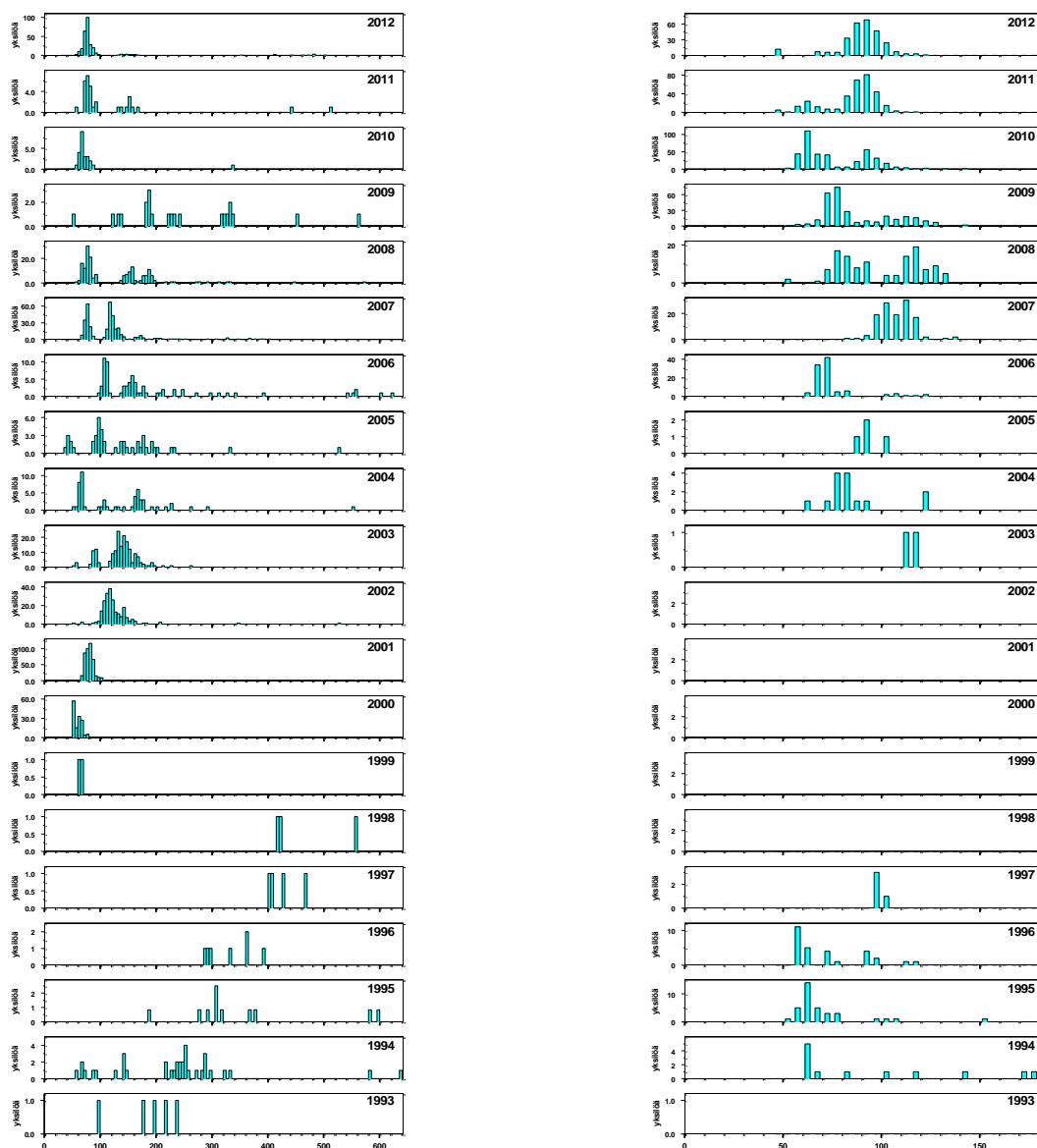
Kuva 33. Ahvenen (vas.) ja särjen (oik.) pituusjakaumat koeverkkoalaissa 1993–2012.

Sekä ahven- että särkipopulaation rakenne oli 1990-luvulla samanlainen (kuvat 32 ja 33): yksilömäärät olivat pieniä, mutta biomassat suuria, ja populaatioissa oli kaikenkokoisia kaloja, myös huomattavan suuria (yli 40-senttisiä ahvenia ja yli 35-senttisiä särkiä!). Ahventen yksilömäärä oli pieni 1993–1999, jonka jälkeen se nousi heilahdellen, aluksi loivasti ja vuoden 2005 jälkeen jyrkästi. Ahvenbiomassa oli korkeimmillaan 1993–1995, painui alimmalle tasolleen vuoteen 1998 mennessä, ja on vuoden 1999 jälkeen heilahdellut lievästi nousevassa suunnassa. Talven 1998–1999 happikadon vaikutus näkyy kesän 1999 koekalastuksissa pienten ahventen (pituus alle 16 cm) täydellisenä puuttumisena, yllättäen sen sijaan kaksivuotiaat särjet olivat säilyneet hyvin hengissä. Ahvenpopulaation koostumus muuttui jyrkästi vuoden 1999 jälkeen. Vuodesta 2000 alkaen koeverkkoalaissa näkyy lähes aina vahvimpana vuoden ikäisten pikkuauventen ryhmä, kun taas isot ahvenet miltei puuttuvat jakaumista. Yksikkösaaliiden ja kokojakaumien perusteella vahvoja ahvenvuosiluokkia syntyi etenkin 1999, 2001, 2003, 2006, 2009 ja 2010, ja yksilötiheys keskimäärin kasvoi koko 2000-luvun ajan viimeisen vuoden 2012 jyrkkää pudotusta lukuun ottamatta. Vuosikymmenessä ahvenkannan yksilömäärä kymmenkertaistui ja biomassa kolminkertaistui, mikä kertoo keskikoon laskusta. Monissa muissa Keski- ja Pohjois-Euroopan järvissä on tapahtunut hyvin samankaltainen muutos, joka näyttää kytkeytyvän ilmaston lämpenemiseen (Jeppesen ym. 2010, Voutilainen & Huuskonen 2010).

Särkikannan rakennemuutos (kuvat 32 ja 33) on ollut samansuuntainen mutta ei yhtä korostunut, mikä osittain johtuu siitä, että pienimmät särjet eivät tartu verkkoon niin hyvin kuin ahvenet. Särjellä on myös välissä selvästi heikomman lisääntymisen vuosia. Särkikanta oli 1990-luvun alkuvuosina vahva sekä lukumääräisesti että biomassaltaan, heikkeni vuosikymmenen jälkipuoliskolla, mutta vahvistui uudelleen vuosiksi 2000–2006. Vahvoja vuosiluokkia syntyi 1999, 2001, 2005 ja 2008. Vuodesta 2006 lähtien särkikanta on sekä lukumääräisesti että biomassaltaan pienentynyt alle neljännekseen huipputasosta. Tämä on yllättävää, koska särjen pitäisi hyötyä rehevöitymisestä erityisesti ahveneen verrattuna, ja myös lämpimien kesien pitäisi suosia särkeä. Ilmiö näyttää kuitenkin Littoistenjärveä laajemmalla (Jeppesen ym. 2010). Särkiä on kyllä myös poistettu keväisellä paunettipyyntillä useiden vuosien ajan. Esimerkiksi kevään 2009 paunettisaalis oli noin 2500 kg (Ylönen 2009), pääasiassa särkeä. Jos arvioidaan särkikannan kokoa verkkopyynnin yksikkösaaliista samalla tavoin kuin edellä koko kalaston biomassaa (1 kg kalaa koeverkkosaaliissa  $\sim 68 \text{ kg ha}^{-1}$ ), kevään 2008 koeverkkosaaliin perusteella arvioitu särkimäärä järvestä olisi ollut yli 11000 kg, joten poistettu osuus olisi ollut vajaa neljännes koko biomassasta. Littoistenjärven kaltaisessa lämpimässä ja rehevässä järvestä särjen vuotuinen tuotanto/biomassa-suhde on kuitenkin noin 0,5. Paunettikalastus olisi siten poistanut vain noin puolet vuotuisesta särkibiomassan lisäyksestä. Mutta tasapainoisessa populaatiossa biomassa pysyy jokseenkin samana vuodesta toiseen, eli luonnollinen kuolevuus on yhtä suuri kuin vuotuinen biomassalisäys. Jos muu kuolevuus pysyy muuttumattomana, pienelläkin saaliilla voi olla vaikutusta särkikantaan. Vuoden 2011 koekalastussaaliin perusteella särkiä olisi ollut Littoistenjärvestä enää 5700 kg, mutta yksilömäärä oli vieläkin selvästi suurempi kuin 1990-luvulla.

Littoistenjärven lahnakanta oli 1990-luvulla lukumääräisesti niukka, vaikka biomassa oli kohtalainen (kuvat 32 ja 34). Järveen oli 1990-luvun alussa syntynyt muutama uusi vuosiluokka, joiden kalat kasvoivat vuosikymmenen lopulle tultaessa parin kilon painoisiksi. Kevään 1994 koekalastuksissa saatiin vielä saaliiksi muutamia edellisenä vuonna syntyneitä pikkulahnoja, mutta vuosina 1994–1998 lahna ei näytä lisääntyneen lainkaan. Happikatotalvena 1998-1999 osa isoista lahnoista kuoli, mutta osa jäi henkiin ja aloitti tehokkaan lisääntymisen. Yksilömääräinen lahnasaalis oli huipussaan 2001 (ilmeisesti vuonna 1999 syntyneitä kaloja), josta määrä väheni vuosien 2004–2006 aallonpohjaan. Uusi vuonna 2006 syntyneiden lahnojen aiheuttama yksilömäärähuippu todettiin 2007 (kuva 32). Tässä oli kyse vuonna 1999 syntyneiden lahnojen ensimmäisestä lisääntymiskerrasta; nämä lahnat saavuttivat sukukypsyyden seitsemänvuotiaina. Vuoden 2006 vuosiluokka lisääntyi ilmeisesti jo kuuden vuoden iässä, sillä seuraava pikkulahnojen huippu ilmaantui vuonna 2012.

Sittemmin vuoden ikäisiä lahnoja on saatu saaliiksi vuosittain, mutta sekä lahnojen lukumäärä että kokonaisbiomassa laskivat vuoteen 2011 saakka. Tämä voi osaksi johtua kevättalven 2009 nuottauksesta, joka kohdistui erityisesti lahnaan. Kesän 2008 koeverkkosaaliin perusteella Littoistenjärvestä olisi ollut lahnoja 4700 kg. Talven 2009 nuottasaalis (1600 kg; Savola & Kiiskinen 2009) olisi siten riittänyt selittämään havaitun yksikkösaaliin pudotuksen kevääseen 2009. Syksyn 2009 nuottauksessa poistettiin lisäksi yhteensä 1200 kg pääasiassa särkeä ja lahnaa, mikä varmasti myös vaikutti lahnakannan kokoon (järveen palautettiin 350 kg haukia ja isoja ahvenia). Mutta lahnan yksikkösaalis alkoi pienentyä jo vuodesta 2007 alkaen ja jatkoi pienenemistä vuoteen 2011, vaikka lahnoja ei ole muina vuosina poistettu merkittäviä määriä. Vuoden 2012 koekalastuksessa pientä ja keskikokoista lahnaa tuli taas runsaasti. Lahnan niukkuus välivuosina voi johtua myös siitä, että vanhemmat lahnat ovat kasvaneet niin suuriksi, etteivät ne enää jää koeverkkoihin. Rymättylän Kirkkojärvestä oltiin tällaisessa tilanteessa vuonna 2002 ennen kemikaalikunnostusta – siellä lahnan biomassaosuus oli koekalastuksessa vain 9 % (kaikki pienehköjä kaloja), mutta käsittelyn jälkeen rannoilta kerätystä kalabiomassasta oli lahnoja 53 %, pääasiassa yli nelikiloisia kaloja

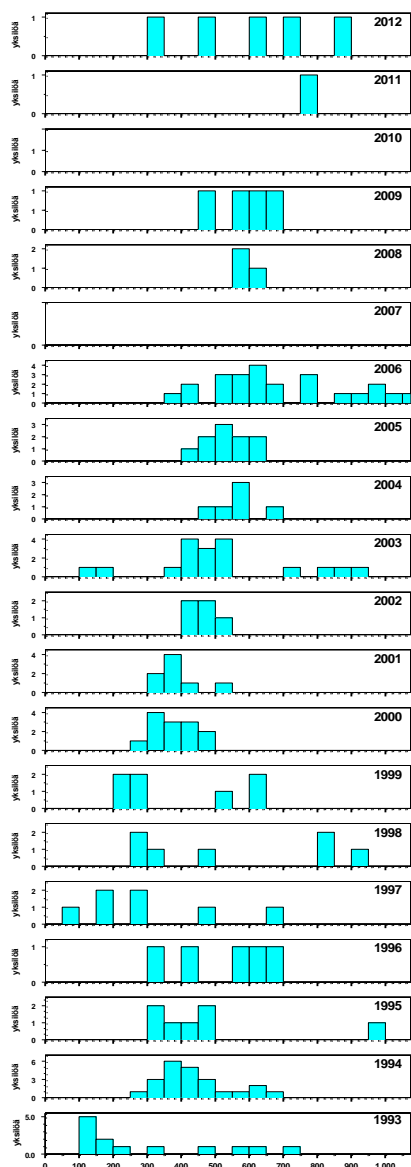


Kuva 34. Lahnan (vas.) ja kiiskan (oik.) pituusjakaumat koeverkkosaaliissa 1993–2012.

Vähäisiä määriä kiiskiä saatiin saaliiksi 1994–1997 (vuonna 1993 sen sijaan ei lainkaan, vaikka vuoden 1994 saaliissa oli ainakin neljä ikäryhmää!), mutta sen jälkeen laji puuttui saaliista viiden vuoden ajan (kuvat 32 ja 34). Vuodesta 2003 lähtien kiiskiä on ollut saaliissa vuosittain, ja vuoden 2005 jälkeen määrät ovat nousseet jyrkästi lähes särkien tasolle. Kokojakaumista päätellen lisääntyminen onnistui aluksi joka toinen vuosi, mutta jakson lopulla joka vuosi. Kiiski on laji, joka yleensä hyötyy kohtuullisesta rehevöitymisestä, mutta sen suhde korkeisiin lämpötiloihin ei ole aivan selvä. Kiiskan puuttuminen kesän 1993 laajoista koekalastuksista, vaikka laji ilmiselvästi oli silloinkin läsnä järvessä, voisi selittyä pyyntijakson helteisillä oloilla, joiden vaikutuksesta kiisket ehkä pysyttelivät paikallaan pohjaliejussa, mahdollisesti järven viileiden pohjalähteiden alueilla.

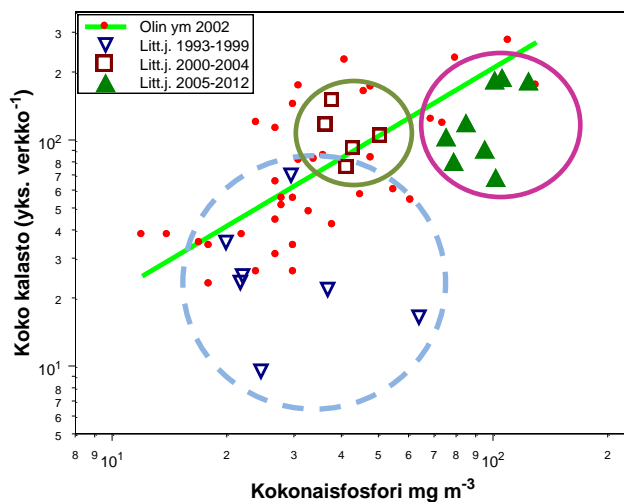
Nordic-koeverkoilla on vaikea saada luotettavaa kuvaa haukikannasta, koska saalis jää pieneksi. Littoistenjärven yksikkösaalis- ja pituusjakaumasarjat antavat silti yllättävän selvän käsityksen haukikannan kehityksestä (kuvat 32 ja 35). 1990-luvun runsaan uposkasvillisuuden aikana saaliiksi saatiin melko säännöllisesti lähes kaikkia kokoluokkia, vaikka silloinkin populaatiossa näyttää olleen yksittäinen muita vahvempi vuosiluokka. Mutta vuonna 1998 näyttää syntyneen vahva vuosiluokka, jonka kasvua voidaan seurata kokojakaumasta ainakin vuoteen 2006,

mahdollisesti vuoteen 2011 saakka. Myös vuonna 2003 saaliissa näkyy pari vuoden ikäistä haukea, mutta sen jälkeen Littoistenjärven haukikanta ei ilmeisesti ole saanut mainittavasti uutta täydennystä. Tämä kehitys näkyy myös yksikkösaaliissa, joka romahti vuoden 2006 jälkeen; siihen saakka saalisbiomassa oli kasvanut kalojen koon kasvaessa. Haukikannan heikentyminen on ollut odotettavissa, sillä 2000-luvulla veden sameus on haitannut näön avulla saalistavia petokaloja. Ilmeisesti samasta syystä ahvenet eivät ole 2000-luvulla päässeet kasvamaan petokalakokoon läheskään samassa mitassa kuin 1990-luvulla. Heikentymisestään huolimatta Littoistenjärven haukikanta on vapaa-ajan kalastajien saaliista päätellen edelleen merkittävä.



Kuva 35. Hauen pituusjakaumat koeverkkosaaliissa 1993-2012.

Suomen järvissä kalojen biomassa (Helminen ym. 2000) ja yksilömäärä kasvavat ennustettavasti fosforitason noustessa (Olin ym. 2002). 1990-luvulla kalojen lukumäärä Littoistenjärvässä oli pieni suhteessa fosforitasoon, mutta 2000-luvulle tultaessa kalatiheys nousi jyrkästi Suomen muiden järvien tasolle (kuva 36). 2000-luvun puolenvälin seudussa Littoistenjärven lahnakanta oli vahva ja se yhdessä muun kalaston kanssa toiminnallaan nosti veden fosforipitoisuuden uudelle tasolle. Kalamäärä ei tällöin enää noussut ja jäi suomalaisten järvien keskitason alle.



Kuva 36. Kalojen verkkokohtainen yksilömäärä koeverkkopyynteissä suhteessa veden kokonaisfosforiin. Punaiset pisteet ja niihin liittyvä regressiosuora ovat Etelä-Suomen rehevistä ja keskirehevistä järvistä saatuja tuloksia (Olin ym. 2002). Littoistenjärven uposkasvivaltainen jakso 1993-1999 ja sitä seuranneet muuttuneen kalaston jaksot 2000-2004 ja 2005-2012 on osoitettu eri symbolein ja ympyröity.

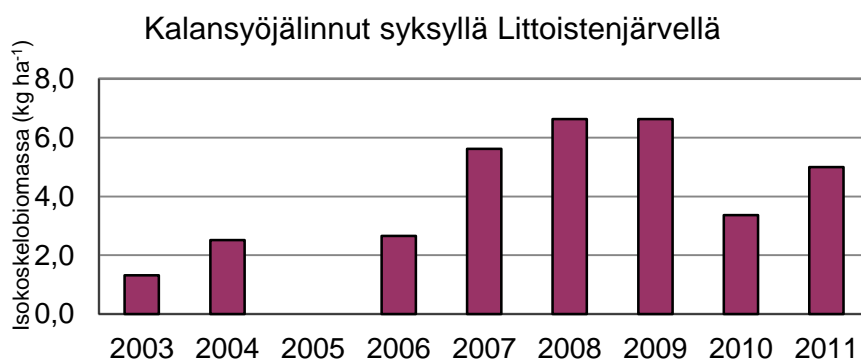
#### 4.8 Vesilinnut

Kalansyöjälinnut voivat poistaa vesistöstä merkittäviä määriä vedenlaadun kannalta haitallisia kaloja (Sammalkorpi & Horppila 2005), joten linnustotiedoillakin on mielenkiintoa suhteessa järven tilan kehitykseen. Littoistenjärven pesimälinnustosta on tarkkoja laskentoja muutamilta vuosilta (Klemola & Karhu 2008). Littoistenjärvellä ruokailevan vesilinnuston määrä ja koostumus on vuosien varrella selvästi seurailut järven tilassa tapahtuneita muutoksia. Uposkasvillisuuden huippuvuosina 1990-luvulla järvellä oleskeli syksyisin suuria määriä kasveja syöviä vesilintuja, etenkin kanadanhanhia, kyhmyjoutsenia, haapanoita ja nokikanoja. Kyhmyjoutsen ja nokikana ovat vakiintuneet pesimälajeiksi, ehkä aluksi uposkasvien runsauden ja myöhemmin muun rehevyyden vuoksi. 2000-luvulla kun järven kalasto on muuttunut pikkukalavaltaiseksi, kalansyöjälinnut ovat puolestaan löytäneet järvelle.

Kalansyöjistä silkkiuikku on Suomessa yleisesti hyötynyt järvien rehevöitymisestä (Sammalkorpi ym. 2005), mutta Littoistenjärvessä sen pesimäkanta oli 2000-luvulla paljon pienempi kuin 1960-1980-luvuilla – samoin kuin muuallakin Varsinais-Suomessa (Lehikoinen ym. 2003). Pesivien kalansyöjälintujen määrä ei siis ole ainakaan kasvanut. Mutta myöhään syksyllä Littoistenjärvelle tulee kalastelemaan ja lepäilemään satapäisiä isokoskeloparvia. Isokoskelot saapuvat lokakuulla ja voivat viipyä jäiden tulon saakka, eli useita viikkoja.

Ilkka Sammalkorpi (Suomen ympäristökeskus, sähköpostiviesti 13.1.2012) on kerännyt lintuharrastajien valtakunnallisesta havaintorekisterijärjestelmästä Tiirasta sinne ilmoitetut havainnot Littoistenjärvellä ruokailevista isokoskeloparvista syksystä 2003 alkaen. Esimerkiksi syksyllä 2011 isokoskeloita oli enimmillään lähes 500 lintua. Tällaiset parvet syövät jo merkittäviä määriä kalaa. Ilkka Sammalkorpi on laskenut yksilömääristä lintubiomassan hehtaaria kohti (kuva 37) ja edelleen ravinnonkulutuksen. Syksyllä 2011 hän arvioi isokoskeloiden syöneen lokakuun puolivälin jälkeen yhden viikon aikana yli tonnin verran pikkukalaa. Kun isokoskeloiden ravinnonkulutus lasketaan koko syksylle ja siihen lisätään vielä enimmillään noin 40 silkkiuikun kulutus, saadaan lintujen kalankulutukseksi yli 3000 kiloa

(Ilkka Sammalkorpi, sähköpostiviesti 18.2.2012). Vuosina 2007–2009 kalankulutus on koskelomäärien perusteella ollut vielä jonkin verran suurempi. Jo tämä määrä on merkittävä, sillä se kohdistuu siihen osaan kalastoa, jota ihmisen pyyntimenetelmillä on vaikein saada poistetuksi järvestä. Littoistenjärven aikasarja viittaa kuitenkin siihen, että isokoskeloparvien koko seuraa tarjolla olevien pikkukalojen määrää, mutta ei säätele sitä. Tilanne näyttää samanlaiselta muuallakin Suomessa (Ilkka Sammalkorpi, sähköpostiviesti 13.1.2012). Muista kalansyöjistä muutamia harmaahaikaroita ja yksittäisiä merimetsoja on nähty vuosittain, mutta toistaiseksi ei ole koettu laajempaa invaasiota. Merimetsa pystyisi kyllä pitämään kalaston kurissa (Moss ym. 1996), mutta merimetsöyhdyskuntaa tuskin toivotetaan tervetulleeksi Littoistenjärvelle.



Kuva 37. Littoistenjärvellä syysmuuton aikaan ruokailevien isokoskeloiden suurimmat määrät biomassaksi laskettuna vuosina 2003-2011. Tiedot vuodelta 2005 puuttuvat. Lähde: Ilkka Sammalkorpi, SYKE.

## 4.9 Veden laadun heikkenemisen syy-seuraus-suhteet.

### 4.9.1 Mitä järvestä tapahtuu?

Littoistenjärven kesäiset vedenlaatuongelmat ovat syntyneet usean tekijän yhteisvaikutuksesta. Seuranta-aineiston pohjalta ja muualta saatuun tutkimustietoon nojautuen voidaan hahmotella ongelmiin johtaneita keskeisiä tapahtumaketjuja.

#### *Kalat – eläinplankton – syanobakteerit – lisämausteena helle*

- Keväinen fosforitaso on kohonnut, mahdollisesti talvisen happivajeen takia
- Pohjaeläimiä syövät kalat pölyttävät pohjaa ja edistävät fosforin siirtymistä pohjasta veteen
- Kalojen eritteet ja ulosteet lisäävät myös sisäistä kuormitusta ja kohottavat veden fosforitasa
- Järvestä on liikaa pieniä ahvenia, särkiä, kiiskiä ja lahnoja, jotka syövät eläinplanktonin kookkaat vesikirput
- Korkeissa lämpötiloissa kalojen ravinnontarve kasvaa ja eläinplankton niukkenee entisestään
- Kuitenkin juuri korkeissa lämpötiloissa tarvittaisiin enemmän eläinplanktonia pitämään kasviplanktonin kurissa (esim. Malve ym. 2007; lämpötilan nousu kiihdyttää enemmän kasviplanktonin kasvua kuin eläinplanktonin syönteinopeutta – etenkin syanobakteerit hyötyvät).
- Kalojen niukentama eläinplankton ei pysty estämään syanobakteerien ja muiden levien lisääntymistä, joka johtaa kasviplanktonin massaesiintymiin

#### *Leväkukinnat – pH – fosforin liukeneminen*

- Kun järveen näin pääsee kehittymään keski- ja loppukesällä voimakkaita leväkukintoja, nämä nostavat veden pH:n niin korkealle (yli kahdeksan), että fosfori lähtee liukenemaan pohjaliejusta veteen



- Fosforitason nousu vahvistaa entuudestaan syanobakteerien ja muiden levien massaesiintymiä, eli syntyy itseään vahvistava kehä
- Korkea lämpötila myös nopeuttaa hajotustoimintaa pohjaliejussa ja heikentää siten happiojia ja edistää fosforin liukenemistä
- Kohonnut planktonituotanto lisää sedimentaatiota ja kasvattaa pohjan pintakerroksen helposti liukenevan fosforin määrää, edistäen siten sisäistä kuormitusta – tässäkin on itseään vahvistava kehä

#### 4.9.2 Mitkä ovat perimmäiset syyt?

Littoistenjärven tilan heikkenemisen 2000-luvulla käynnisti veden fosforitason nousu. Järven ulkoinen ravinnekuormitus ei tiettävästi ole noussut viime vuosina, joten fosforitason nousu ei voi johtua siitä. Ainakin maalta tuleva kuormitus lienee päinvastoin laskenut, kun Järvelän kosteikon vedet on ohjattu valuma-alueen ulkopuolelle.

Ongelmat johtuvat sisäisestä kuormituksesta, jonka kasvulle ei ole osoitettavissa selkeää yksittäistä syytä.

Ilmastonmuutoksella on ongelmien kärjistymisessä osuutensa, kuten mallitkin osoittavat (Kallio 1994), mutta koko kehitystä se ei selitä. Poikkeuksellisen hellejakson vaikutus fosforin liukenemiseen näkyi selvästi vuonna 2010, mutta vastaavaa fosforipulssia ei nähty 2000-luvun alun hellejaksoilla, vaikka nämä johtivatkin huikeisiin syanobakteerikukintoihin (vrt. kannen kuvat!). Toisaalta veden fosforitaso nousi korkeaksi myös vuonna 2012, vaikka kesä oli viileä.

Kasviplanktonissa tapahtui jyrkkä muutos vuoden 1999 jälkeen. Ainoa muu selvä muutos, joka ajallisesti osuu samaan ajankohtaan, on kalaston runsastuminen ja muuttuminen pienkalavaltaiseksi. Kalastomuutoksen perimmäiset syyt eivät ole selvillä, vaikka talven 1998–1999 happikato oli laukaiseva tekijä. Yksi syy seuraavien vuosien kehitykseen on ilmastonmuutokseen liittyvä lämpötilan nousu – ainakin ahvenen lisääntyminen tehostuu lämpiminä kesinä – mutta selvästikään se ei ole ainoa. Pikkukalavaltaistuminen vaikuttaa kasviplanktoniin eläinplanktonin välityksellä. Mutta planktonmuutokset alkoivat jo vuonna 2000, ja sisäisen kuormituksen nousu vasta 3–4 vuotta myöhemmin. Kalojen aiheuttamat ravintoverkkomuutokset eivät siksi riittäneet selittämään sisäisen kuormituksen kasvua vuodesta 2003 eteenpäin, vaikka pienten ahventen määrä on kyllä moninkertaistunut erityisesti seurantajakson loppuvuosina. Eläinplanktonia syövät kalat eivät lisää vedessä olevan fosforin määrää, vaan vaikuttavat fosforin kiertoon ja planktonin koostumukseen. Lisäksi eläinplanktonyhteisön kokojakauma ja eläinplanktonin ja kasviplanktonin biomassasuhteet osoittavat, että ravintoverkkosäätely on ollut vaikuttava tekijä vain joinakin vuosina. Klorofylli/fosfori-suhteen muutokset toisaalta vahvistavat, että ravintoverkkosäätely on Littoistenjärnessäkin selkeästi merkittävä vedenlaatutekijä.

Pohjaeläimiä syövät ja ruokailunsa yhteydessä pohjaa pölyttävät kalat, kuten lahna ja isot särjet, voivat lisätä tuntuvasti fosforin vapautumista pohjasta. Vuonna 1999 syntyneen lahnavuosiluokan kokonaisbiomassa lienee ollut suurimmillaan jaksolla 2004–2007, ja muista järvistä kertyneiden kokemusten valossa lahnakannan vahvuus 2000-luvulla voisi olla osatekijä sisäisen kuormituksen nousussa. Fosforitason nousu viileänä kesänä 2012, jolloin veden pH pysyi alhaisena, viittaa vahvasti kalojen merkitykseen, etenkin kun samaan aikaan oli viitteitä lahnakannan vahvistumisesta.

Keväisen fosforitason nousu jäidenlähden jälkeen voi olla seurausta jään alle talvella syntyvästä happivajeesta, joka johtaa fosforin liukenemiseen pohjasta. Ainakin happikatotalven 1998–1999 jälkeen fosforitaso oli selvästi koholla. Lisäksi keväisen fosforitason nousu alkoi vuodesta 2003, josta lähtien talvinen ilmasto on ollut vain virtauskehittimen varassa. Toisaalta myös kevään fosforitaso voi nousta yksinkertaisesti siksi, että kohonnut planktonituotanto tuottaa pohjalle enemmän helpoliukoista fosforia.

## 5 Kunnostusmenetelmät

Mitä on tehtävissä? Järvien kunnostamisessa käytettyjä menetelmiä on kuvattu perusteellisesti sekä kansainvälisissä (Cooke ym. 1993) että kotimaisissa opaskirjoissa (Ulvi & Lakso 2005). Littoistenjärven kohdalla kysymykseen tulevia kunnostusmenetelmiä on vertailtu laajemmin jo aikaisemmassa yhteenvedossa (Sarvala 2005), joten tässä esitetään vain lyhyt yhteenveto menetelmistä sekä päivitetty arvio niiden käyttökelpoisuudesta Littoistenjärven kunnostuksessa.

### 5.1 Ulkoisen kuormituksen vähentäminen

Ulkoisen kuormituksen vähentäminen on rehevöitymisen torjunnassa yleensä keskeisin keino, mutta sen merkitys tulee jokaisen järven kohdalla punnita erikseen. Littoistenjärven ulkoiseksi fosforikuormitukseksi arvioitiin vuoden 1993 mittausten perusteella 138 kg vuodessa eli  $92 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  (Sarvala 2005). Vollenweiderin mallista (OECD 1982) laskettu kokemusperäinen ns. sallitun fosforikuormituksen raja on  $105 \text{ mg P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , ja rehevöitymiseen johtava ns. vaaralliseksi arvioitu kuormitus vielä korkeampi. Vaikka nämä luvut ovat vain suuntaa-antavia ja vaihtelevat sovelletun laskentakaavan mukaan, ulkoinen kuormitus ei selvästikään ole Littoistenjärven hoidon suurin ongelma nykytilanteessa. Lisäksi merkittävä osa aikaisemmasta kuormituksesta on jo poistunut, kun Järvelän kosteikon ravinteikkaat vedet johdetaan nykyisin Aurajokeen. Tämä merkinnee vähintään neljänneksen vähennystä fosforikuormaan.

### 5.2 Ilmastus

Talvinen ilmastus on tarpeen happikadon ehkäisemiseksi – hapettomuus aiheuttaa useimmiten fosforin liukenemista sedimentistä veteen. Littoistenjärven talvinen happivajaus heikentää sedimentin tilaa ja voi edistää fosforin karkaamista pohjasta. Toisaalta liian hyvä happitilanne talvella edistää vesiruton ja karvalehden talvehtimistä ja sitä kautta lisää uposkasviongelmia. Vuosina 1987-1998 Littoistenjärveä hapetettiin kahdella ilmastimella ja happipitoisuus pysyi korkeana ympäri vuoden myös pohjan lähellä. Talvesta 2002-2003 alkaen keväeseen 2012 saakka ilmastus perustui virtauskehittimien käyttöön ja piti pohjanläheisen veden juuri ja juuri hapellisena ankaranaakin jäätalvena. Ilmastusta on mahdollista tehostaa pienin kustannuksin. Hapetuksen vuosikustannukset ovat yleensä  $40\text{--}200 \text{ € ha}^{-1}$  (Lappalainen & Lakso 2005), eli siis Littoistenjärveen sovellettuna  $6000\text{--}30000 \text{ €}$ . Vaikka pääosa fosforitason noususta tapahtuu Littoistenjärven avovesikauden aikana, talvisen ilmastuksen tehostaminen voi olla hyödyksi, koska myös kevään fosforitaso on kaksinkertaistunut tehokkaan ilmastuksen päättymisen jälkeen. Järvelle asennettiin lokakuussa 2012 kaksi Waterix-ilmastinta, joiden vaikutuksia happi- ja ravinnetalouteen seurataan.

### 5.3 Ruoppaus

Ruoppauksesta ei olisi hyötyä Littoistenjärven sedimentin fosforipitoisuus pysyy samana ylimmässä 70 senttimetrissä (Glückert ym. 1992). Littoistenjärven kokoisessa järven ruoppaus tulisi myös selkeästi liian kalliiksi, kustannukset olisivat miljoonaluokkaa. Rymättylän Riittiönjärven (4 ha) ruoppaus maksoi  $80000 \text{ €}$ . Pinta-alojen suhteessa tästä saataisiin Littoistenjärven ruoppaukselle hinta-arvioksi  $3 \text{ milj. €}$ . Järvikunnostuskirjassa annetaan lautalta tapahtuvan tai imuruoppauksen kustannuksiksi  $2,9\text{--}4,2 \text{ € m}^{-3}$  (Viinikkala ym. 2005). Olettaen että järvestä poistettaisiin 70 cm sedimenttiä, ruoppausmassaa tulisi noin  $1000000 \text{ m}^3$ . Silloin kokonaiskustannus olisi  $2,9\text{--}4,2 \text{ milj. €}$ . Todellisuudessa tällaisille massoille olisi vaikea löytää läjitysalueita, joten kustannukset voisivat muodostua korkeammiksikin.

## 5.4 Järven tilapäinen kuivatus

Järven tilapäistä kuivatusta on Suomessakin kokeiltu muutamissa kohteissa (Lehmikangas 2005). Tähän mennessä tilapäisesti kuivatetut järvet ovat Utajärven Särkijärvi (123 ha) ja Pirttijärvi (36 ha) sekä Merijärven Lahdenlampi. Särkijärven kuivatuksen budjetti oli 387000 €. Työn alla on parhaillaan Lappeenrannan Haapajärvi (223 ha), jossa kustannusarvio oli alkuaan 5,5 milj. €; myöhemmin on kerrottu alempi luku, 3 milj. €. Haapajärvestä poistettiin kalaa kesän 2011 aikana 22100 kg, josta 60 % lahnaa. Tilapäisen kuivatuksen päätavoitteena on yleensä tiivistää pehmeää pohjaa, jolloin samalla veden syvyys kasvaa. Sivutuotteena häviää vanha kalasto. Vesikasvillisuus voi vähentyä (mutta vesiruttoon kuivatuksella ei ole ollut toivottua vaikutusta). Pohjan ja rantojen muotoilu helpottuu, kun kuivaruoppaus tulee mahdolliseksi. Kuivatus on kallis toimenpide (vähintään 500000 €, toteutustavasta riippuen ehkä miljoonia €), eikä se yleensä mainittavasti paranna veden laatua.

## 5.5 Vesisyvyyden lisääminen

Vedenoton päätyttyä Littoistenjärven vedenpinnan keskikorkeus on jo noussut lähemmäs säännöstelyn ylärajaa. Enempi vedenpinnan nosto ei ole mahdollista järveä ympäröivän asutuksen takia. Tilapäinen kuivatus voisi lisätä syvyyttä 10–50 cm, ruoppaus enemmänkin. Lisäsyvyys rajoittaisi uposkasvien esiintymistä, mutta kasvava syvyys lisäisi kuitenkin ajoittaisen kesäkerrosteisuuden ja happiongelmiä todennäköisyyttä ja sitä kautta fosforin veteen pumppautumisen riskiä.

## 5.6 Vesikasvillisuuden poisto

Tällä hetkellä vesikasvillisuus ei ole Littoistenjärvestä ongelma. Uposkasvien mekaaninen poisto ei ole 1990-luvun kokemusten mukaan järkevää muutoin kuin rajoitetusti uimarantojen ja venepaikkojen edustalta (Sarvala 2005, Sarvala ym. 2009). Ilmaversoisen rantakasvillisuuden poistoon ei ole tarvetta – kasvillisuusvyöhyke on tärkeä suodatin, joka pysäyttää osan maalta tulevista ravinteista. Paikallisesti matalilla alueilla saattaa olla ylireheviä ulpukkakasvustoja, joiden rajoittaminen voisi tulla kysymykseen. Vesikasvillisuuden poistamisen hinnaksi on järvikunnostuskirjassa annettu 300–400 € ha<sup>-1</sup> (Kääriäinen & Rajala 2005). Littoistenjärvestä kustannus määräytyisi sen mukaan miten laajalla alueella pitäisi toimia. RS Harvesterin käyttö 1990-luvulla tuli kyllä edullisemmaksi, vaikka toiminta-alueena oli koko järvi.

## 5.7 Ravintoketjukurkunnostus

Planktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen vähentäminen on kustannustehokas keino parantaa veden laatua (Sammalkorpi & Horppila 2005). Littoistenjärvestä on tehty paunettipyyntiä keväisin (kohdistuu etenkin särkeen) sekä yhtenä talvena nuottausta (kohdistui erityisesti lahnaan); kokeiluluonteisesti on käytetty myös riimuverkkoja ja katiskoita (Ylönen 2006, 2007, 2008a, 2008b, 2009, 2010 ja 2011, Savola & Kiiskinen 2009). Pauneteilla saatiin yli kolme neljäsosaa koko saaliista, joka oli vuosina 2006–2011 kaikkiaan 23000 kg. Tästä yli puolet oli särkiä. Lahnoja poistettiin yli 2700 kg, pääasiassa nuotalla ja riimuverkoilla. Talvinuottaus paransi veden laatua; paunettipyyntin vaikutuksesta ei ole varmuutta, mutta ainakin särkikanta on pienentynyt. Lahna ja särki ovat vähentyneet ilmeisesti myös luontaisesti, joskin niitä on todennäköisesti enemmän kuin kalastustuloksista arvaisi; särkikalat jäävät koeverkkoihin paljon huonommin kuin ahvenet (esim. Littoistenjärven merkintä-takaisinpyyntikokeet vuonna 1993, Kurkilahti & Rask 1996, M. Kurkilahti, julkaisematon).

Veden laadun parantamiseksi kaloja on poistettava riittävän paljon. Tarvittava määrä riippuu vesistön rehevyydestä (Jeppesen & Sammalkorpi 2002, Sammalkorpi & Horppila 2005). Nykyisestä fosforitasosta Littoistenjärvelle laskettu saalistavoite on jopa 27000 kg, mutta tämä

ylittää arvioidun kalamäärän (ja heijastaa sitä, että järven fosforitaso on nyt ylikorkea kalastoonkin nähden). Toisaalta kevättalven 2009 nuottoaus tuotti positiivisia vedenlaatuvaikutuksia paljon pienemmällä määrällä. Ongelma on, että järvessä nyt vallitsevia pikkukaloja on vaikea pyydystää tehokkaasti Littoistenjärven kaltaisesta matalasta järvestä, jossa ei ole minkäänlaista syväntettä, johon kalat kerääntyisivät syksyllä. Isojen lahnojen vähentäminen voisi onnistua nuottoauksella. Petokalaston vahvistaminen olisi keino vähentää pikkukaloja, mutta se ei onnistu niin kauan kuin vesi on sameaa (vrt. hauen ja isojen ahventen taantumisen 2000-luvulla). Kustannuksiltaan tehokalastus on varsin kohtuullinen. Jos soveltuva tekniikka löytyy, tehovaiheessa tarvitaan joitakin kymmeniä tuhansia euroja, ylläpitovaiheessa selvästi vähemmän.

## 5.8 Fosforin kemiallinen saostus

Fosforin kemiallinen saostaminen pohjaan on nopein keino parantaa veden laatua. Kemiallista saostusta on kokeiltu kohtuullisella menestyksellä lukuisissa järvissä sekä Suomessa (Oravainen 2005, Helminen 2011) että muualla Euroopassa (Lewandowski ym. 2003, Reitzel ym. 2003, 2005, Mehner ym. 2008) ja Pohjois-Amerikassa (Welch & Schriever 1994). Alumiinikloridi (esim. Kemiran PAX-18) on yleisimmin käytetty saostusaine. Veden fosforipitoisuus on saatu laskemaan murto-osaan alkuperäisestä, ja vaikutus on kestänyt parhaimmillaan 7-8 vuotta (Lewandowski ym. 2003), Rymättylän Kirkkojärven tähän mennessä 10 vuotta (Helminen 2011). Kuitenkin jos ulkoinen kuormitus on korkea, kemikaalin vaikutus hiipuu jo 3-4 vuodessa. Esimerkiksi Janakkalan Hyvälammen kemikaalikäsittelyssä veden fosforipitoisuus pysyi aluksi halutulla tasolla, mutta näyttää kolmannelta vuodelta alkaen lähteneen uudelleen nousuun (R. Oravainen, KVVY, sähköpostiviesti 1.2.2012). Tässä kohteessa tällainen kehitys oli odotettavissakin, koska veden viipymäaika järvessä on lyhyt, ja ulkoinen kuormitus pysyi korkeana.

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys on vuonna 2011 saostanut fosforia kahdessa pienessä järvessä, Tampereen Sorsalammessa ja Heinolan Kirkkolammessa (KVVY 2012). Kummassakin kohteessa päästiin toivottuun tulokseen, joskin Sorsalammessa tarvittiin kaksi käsittelyä. Ensimmäinen levitys tehtiin talvella jäälle, mutta fosforitaso jäi vielä liian korkeaksi. Täydentävä käsittely tehtiin myöhään syksyllä avoveteen, ja tämän jälkeen fosforipitoisuus asettui karujen järvien tasolle. Yleensä on ajateltu, että alumiinikloridikäsittely kannattaa tehdä silloin, kun veden kokonaisfosforipitoisuus on alimmillaan ja fosfaattifosforin osuus suurimmillaan eli keväällä heti jäidenlähden jälkeen; näin oli tarkoitus toimia mm. Rymättylän Kirkkojärven, vaikka käsittely viivästyi kesäkuun puolelle. Tampereen Sorsalammen kokemuksen perusteella syyslevitystä kannattaa kuitenkin harkita. Syyslevityksen etuna on se, että muodostuva sakka ehtii varmasti täysin sedimentoitua ja vakiintua pohjaan – talvella ei myöskään pääse liukenemaan fosforia veteen, vaikka happipitoisuus laskisikin alhaiseksi (levämassojen tuottaman orgaanisen aineen hajotus kuluttaa paljon happea). Syyslevitystä käytettiin myös vuonna 2007 Janakkalan Hyvälammen kemikaalikäsittelyssä (R. Oravainen, KVVY, sähköpostiviesti 1.2.2012).

Kustannuksiltaan kemiallinen saostus on kohtalaisen kallis. Hinta riippuu tarvittavasta kemikaalimäärästä, tonninhinnaksi Oravainen (2005) antoi 250–300 €. Rymättylän Kirkkojärven alumiinikloridisäostus maksoi noin 1300 € ha<sup>-1</sup> vuonna 2002. Tästä arvioituna Littoistenjärven kustannuksiksi tulisi 195000 €, mutta Littoisissa tarvittava kemikaalimäärä jäisi mitä ilmeisimmin pienemmäksi. Kirjallisuudessa annetaan kemikaalikustannusten haitariksi 280-1400 € ha<sup>-1</sup> (Oravainen 2005). Väisänen (2009) kokeissa paras fosforinsidonta sedimentin käsittelyssä saavutettiin, kun alumiinikloridia käytettiin 100 g m<sup>-2</sup>. Esimerkiksi Kuusamon Elijärven annostus oli 70 g PAX-18 m<sup>-3</sup>. Littoistenjärven annostus voisi ehkä olla 80 g m<sup>-3</sup>, jolloin kemikaalitarve olisi noin 260 tonnia ja kustannus noin 80000 €. Todellinen tarve tulee kuitenkin selvittää esikokeilla.

Yksi mahdollinen alumiinikloridikäsittelyn ongelma on, että pohjaan vajonnut

alumiinihydroksidisakka voi käsittelyä seuraavien kuukausien aikana lähteä tuulen vaikutuksesta liikkeelle, mikä näkyy valkoisena samennuksena vedessä. Pohja-aineksen uudelleen liettyminen riippuu tuulen nopeudesta, pohjan kaltevuudesta sekä tuulen ns. pyyhkäisymatkasta, jolla tarkoitetaan sitä etäisyyttä, jonka tuuli ja aallot voivat esteettä edetä veden pintaa pitkin tarkastelukohtaan. Pyyhkäisymatka mitataan yleensä keskiarvona 90 asteen sektorista. Littoistenjärven eri puolilla sijaitsevien kymmenen kasvillisuuslinjan alkupisteissä pyyhkäisymatka oli keskimäärin 0,819 km (0,406–1,264 km) ja pohjan kaltevuus rannasta alkaen 3,0 % (2,0–3,8 %). Näistä luvuista laskettu kulutus pohjan (eroosiopohjan) alaraja (kaava 20.1, Kalff 2002: 295) oli keskimäärin vesirajassa ja enimmilläänkin vain 17 cm:n syvyydellä. Varsinaista eroosiopohjaa ei siis Littoistenjärvessä juurikaan ole, mikä täsmää sen kanssa, että hienojakoinen pohja-aines alkaa yleensä aivan rannan tuntumasta. Kasautumisvyöhykkeen yläosasta (ns. kuljetusvyöhyke) aallokko voi kuitenkin ajoittain irrottaa hienojakoista ainesta takaisin veteen. Pohja-aineksen liikkeellelähtö riippuu aaltojen korkeudesta, joka voidaan ennustaa tuulen pyyhkäisymatkasta (Håkanson & Jansson 1983). Littoistenjärvessä ennustettu aaltojen korkeus vaihtelee tuulen nopeuden mukaan keskimäärin seuraavasti:

Tuulen nopeus (m/s)	Aaltojen korkeus (cm)
6	10
9	15
15	30
21	48

Kokemusperäisen kaavion mukaan (Håkanson & Jansson 1983; Kalff 2002: 294)

Littoistenjärven syvimmällä alueella eli kolmen metrin syvyydessä hienoinen pohja-aines pysyy paikallaan, ellei aallonkorkeus ylitä 38 cm:ä, ja kahta metriä syvemmällä alueella (67 % pinta-alasta) vastaava rajakorkeus on 25 cm. Pohjaan jo laskeutunutta alumiinihydroksidisakkaa siis voi kovalla tuulella nousta tilapäisesti veteen.

Viime vuosina fosforin saostukseen on tullut uusi vaihtoehto, Phos-Lock®, joka on kemiallisesti muunnettua savea (95 % bentoniittia, johon on lisätty lantaania). Aine on täysin myrkytön. Keskieurooppalaisissa vesistöissä sedimentissä on lantaania 11–44 mg kg<sup>-1</sup> ja samansuuntaisia tuloksia on saatu suomalaisista järivistä. Laboratoriokokeiden mukaan yksi tonni Phos-Lockia pystyy sitomaan 34 kg fosfaattia eli 11 kg fosforia. Sidonta on optimaalista laajalla pH-alueella (pH 5–9). Huomattakoon kuitenkin, että Phos-Lock sitoo suoraan vain ortofosfaattina olevan, ei siis hiukkasmuotoista tai orgaanista fosforia. Kevääseen 2011 mennessä Saksassa, Hollannissa, Britanniassa ja Italiassa oli käsitelty Phos-Lockilla 17 vesistöä. Toisinaan fosforipitoisuus laski hyvin jyrkästi, toisinaan maltillisemmin. Esimerkiksi saksalaisen Silberseen käsittelyssä kokonaisfosforipitoisuus laski kuukaudessa noin neljäsosaan lähtötilanteesta (158 → 40 mg m<sup>-3</sup>) (Institut Dr. Nowak, esitelmä Suomen ympäristökeskuksessa 5.4.2011). Toisaalta esimerkiksi hollantilaisessa de Kuil -järvessä fosforin sidonta epäonnistui. Suomen ympäristökeskuksessa Phos-Lockin käyttöä kokeillaan pienessä mittakaavassa.

Littoistenjärven käsittelyssä tarvittavia Phos-Lock-määriä voidaan arvioida seurantatiedon perusteella. Viime vuosina veden kokonaisfosforipitoisuus on laskenut syksyllä tasolle 50–80 mg m<sup>-3</sup>. Keskipedenkorkeutta vastaavan tilavuuden mukaan järven vedessä on silloin 162–260 kg fosforia. Vuoden 1987 mittausten mukaan senttimetrin paksuisessa sedimenttikerroksessa olisi ollut 1250 kg fosforia, joskin vuoden 1988 luvut olivat nelinkertaisia (Sarvala & Perttula 1994). Vuoden 2012 kattavamman tutkimuksen mukaan vastaava luku oli 2700 kg (Varjo 2012). Phos-Lockin annostelua laskettaessa otetaan yleensä huomioon sedimentin viiden ylimmän sentin sisältämä liukenemiskelpoinen fosfori (esim. 40 % kokonaisfosforista). Vuoden 2012 sedimenttitutkimuksen mukaan helppoliukoista fosforia oli Littoistenjärven sedimentissä vain 24 % kokonaisfosforista, eli viiden sentin kerroksessa 3225 kg. Kun tähän lisätään veden fosfori, kaikkiaan sidottavan fosforin määrä olisi noin 3400 kg, jolloin Phos-Lockin tarve olisi 308 tonnia. Phos-Lockia toimittavan yhtiön Suomen ympäristökeskukselle esittämien laskelmien mukaan ainekustannukseksi perille kuljetettuna muodostuisi tällöin runsaat 560000 €, eli paljon

enemmän kuin alumiinikloridia käytettäessä.

Alumiinikloridilla voidaan saostaa fosforia vedestä, josta se päätyy pohjaan. Sisäisen kuormituksen katkaisemiseksi olisi kuitenkin olennaisinta pysäyttää fosforivuo sedimentistä veteen. Yleensä Suomessa fosforin saostuksessa on käytetty Kemiran PAX-18-kemikaalia tai vastaavia liuosmaisia alumiinikemikaaleja, jotka on kehitetty juoma- ja jäteveden puhdistamiseen, eli sitomaan nopeasti fosforia ja orgaanista ainetta vedestä. Sen sijaan pysyvää sedimentin fosforinsidontakykyä näillä kemikaaleilla ei nähtävästi saavuteta (Väisänen 2009). Järven sisäistä kuormitusta pystytään hetkellisesti hidastamaan, mutta se ei lopu kemikaalikäsittelyyn. Parhaaseen tulokseen päästään, jos kemikalointi tehdään pienin kertannoksina useana vuonna peräkkäin. Sedimentin pH:n tulisi säilyä välillä 6–8 läpi vuoden. Tällöin kemikaali varastoi sitomansa fosforin sedimenttiin.

Sedimentin pintakerros voidaankin pyrkiä kemikaloimaan suoraan. Tässä Väisänen (2009) laboratoriokokeiden perusteella rakeiset adsorptiokemikaalit, kuten Kemiran CFH0818 (ferrihydroksidia, ei juurikaan liukene veteen), voisivat olla hyvä vaihtoehto – ne sitovat sedimentin fosforia itseensä ilman merkittäviä happamoitumisvaikutuksia. Rautayhdisteet eivät kuitenkaan toimi kunnolla hapettomissa oloissa.

Fosforin saostus vaikuttaa nopeasti kasvi- ja eläinplanktoniin, joiden määrä romahtaa lähes olemattomiin muutamien viikkojen (Rymättylän Kirkkojärven kokemukset alumiinikloridi-saostuksesta) tai kuukausien ajaksi (hollantilaiset kokemukset Phos-Lock -saostuksesta; van Oosterhout & Lüring 2011). Palautuminen tapahtuu kuitenkin seuraavaan kesään mennessä. Jos veden pH laskee käsittelyn aikana liian alhaiseksi, kalasto voi kärsiä tai kuolla kokonaan. Joskus kalaston tuhoutuminen voi olla tavoitteenakin, kuten Rymättylän Kirkkojärven käsittelyssä. Mutta jos kalasto halutaan säästää, alumiinikloridin kanssa tulee käyttää puskuriainetta, esimerkiksi kalsiumhydroksidia, jolla pH saadaan pysymään halutulla tasolla.

Alumiinikloridilla on saatu hyviä tuloksia veden fosforipitoisuuden laskussa, mutta vaikutus on ainakin hyvin rehevissä järvissä osoittautunut lyhytaikaiseksi. Tähän vaikuttaa ennen muuta voimakas ulkoinen kuormitus, mutta myös kemikaalin käyttäytyminen sedimentissä, joka näyttää riippuvan monista tekijöistä. Veden korkea humuspitoisuus näyttää haittaavan fosforin sidontaa, koska osa kemikaalista sitoo orgaanista ainetta. Tämän ei pitäisi olla ongelma Littoistenjärvessä, koska järven humuskuorma on vähäinen ja veden väriluku alhainen. Kemikaalin annostuksen tulee myös olla tarkasti oikeissa rajoissa. Jos ainetta on liian vähän, veden pH jää liian korkeaksi ja fosforin sidonta on heikkoa. Jos ainetta on liikaa, sedimentin pH jää liian alhaiseksi ja alumiinia sekä fosforia liukenee veteen (Väisänen 2009). Fosforin sitomiseen tarvittavaa kemikaalimäärää voidaan suunnitteluvaiheessa arvioida sedimentin pintakerroksen nykyisistä fosforin pitoisuuksista ja esiintymismuodoista.

Littoistenjärven tapauksessa fosfori voitaisiin myös poistaa vedestä vanhassa vesilaitoksessa ja palauttaa “köyhdytetty” vesi järveen. Pohjasta liukenee veteen kuitenkin jatkuvasti uutta fosforia, joten käsittelyn teho on epävarma. Samantyyppinen ongelma on silti ilmeisesti myös järvessä tapahtuvassa saostuksessa. Kun liukoinen fosfori saostetaan sedimentin pintakerroksen huokosvedestä, syvemmältä sedimentistä leviää tilalle uutta liukoista fosforia, ja kun kemikaloidun kerroksen fosforinsidontakyky on käytetty, sedimentin huokosvesi alkaa jälleen luovuttaa fosforia veteen.

## 6 Loppuarvioita

Littoistenjärven hyvän kunnon turvaaminen pitkällä aikavälillä edellyttää joka tapauksessa, että ulkoinen ravinnekuormitus pidetään jatkossakin kurissa. Tämän lisäksi on kuitenkin saatava oikaistuksi järven toiminnan nykyiset vinoutumat. Vesiekosysteemi on dynaaminen ympäristö, jossa aineiden pitoisuudet määräytyvät samanaikaisten, vastakkaissuuntaisten prosessien tasapainon tai epätasapainon tuloksena. Pienetkin erot prosessinopeuksissa voivat vinouttaa

ekosysteemin rakennetta, esimerkiksi kasvattaa veden fosforivarastoja tai johtaa leväkukintoihin. Vesistön menestyksellinen kunnostus edellyttää keskeisten prosessien tasapainon palauttamista.

Sisäkuormitteisten järvien ongelma on pohjaan jo laskeutuneen fosforin karkaaminen takaisin veden aktiiviseen ravinnekiertoon ja eliöyhteisön käyttöön. Tämä johtaa planktonlevien massaesiintymiin, jotka nostavat veden pH:n niin korkeaksi, että fosforin liukeneminen veteen edelleen kiihtyy. Kunnostuksen tavoitteena on tämän kehän katkaiseminen ja fosforivuon pysäyttäminen ja kääntäminen takaisin vedestä pohjaan. Tämä voi tapahtua esimerkiksi sitomalla vedessä ja pohjan pintakerroksessa oleva fosfori kemiallisesti sakkaan, joka varastoituu pohjan pinnalle. Jos kuitenkin ulkoinen kuormitus on yhä suuri, levätuotanto pysyy myös korkeana, ja tällöin pohjan pinnalle muodostuu pahimmillaan muutamassa viikossa, mutta viimeistään muutaman vuoden kuluessa, uusi löyhän sedimentin kerros, josta fosforia vapautuu veteen yhtä nopeasti kuin ennen käsittelyä. Tässä suhteessa tilanne Littoistenjärvessä on kuitenkin melko hyvä, koska ulkoinen kuormitus ei ole suuri.

Toisaalta kunnostetun sedimentin pintaan kulkeutuu pohjan syvemmistä kerroksista uutta liukoista fosforia korvaamaan pysyvästi sidottua fosforia. Littoistenjärven pohjaan on kertynyt fosforia 5600 vuoden ajan, ja vaikka tästä varastosta vain ylimmässä 30 senttimetrin kerroksessa oleva noin 10 %:n osuus voinee palautua kiertoon, puhutaan kymmenistä tuhansista fosforikiloista (jos 50 % järveen tulevasta fosforista varastoituu vuosittain pohjaan ja sedimentaationopeus oletetaan vakioksi koko historian ajan, kertynyt määrä olisi 35000 kg fosforia). Nämä määrät ovat niin suuria, ettei niiden sitominen pohjaan ole käytännössä mahdollista pelkästään kemiallisesti saostamalla.

Pohjaeläimiä syövät kalat, ennen muuta lahna, pölyttävät syödessään pohjaa ja lisäävät fosforin kulkeutumista veteen. Toisaalta planktonia syövät pikkukalat vähentävät suuria vesikirppuja, jotka voisivat laidunnuksellaan rajoittaa leväkukintoja. Littoistenjärven kalasto on viime vuosina ollut leimallisesti pikkukalavaltainen, joskin on syytä muistaa, että koekalastukset Nordic-verkoilla eivät anna luotettavaa kuvaa isojen lahnojen esiintymisestä. Koekalastussaaliissa lahna on viime vuosina vähentynyt, mutta tämä voi johtua siitä, että lahnat ovat kasvaneet niin isoiksi, etteivät ne enää jää koeverkkoihin. Kuten edellä on kerrottu, tämä tilanne oli esimerkiksi Rymättylän Kirkkojärven ennen kemiallista kunnostusta vuonna 2002. Kookkaita lahnoja on suhteellisen helppo vähentää nuottauksella, mutta pikkukalojen määrää on vaikea säädellä.

On mahdollista, että Littoistenjärven tilan kesäistä kehitystä pystyttäisiin tasapainottamaan kahden menetelmän yhdistelmällä: tehostamalla talvista ilmastusta, jolloin kevään fosforitaso saadaan pysymään alhaalla, ja vähentämällä mahdollisuuksien mukaan kalastoa, jolloin fosforin pääsyä pohjasta veteen pystyttäisiin ainakin osittain hillitsemään. Vuoden 2009 kokemukset osoittavat, että uudenlainen tasapaino ei ole kaukana. Jos nämä toimenpiteet eivät auta, fosforin kemiallinen saostus on yhä käytettävissä rajumpana vaihtoehtona.

On myös hyvä tiedostaa alusta alkaen yksi Littoistenjärven kunnostuksen ongelma: oli kunnostusmenetelmä mikä tahansa, jos vesi saadaan kirkastumaan kunnolla, tämä tuo todennäköisesti takaisin uposkasvien liikakasvun. On siis päätettävä, kumpi on pahempi, sinileväpuuroksi pysyvästi muuttunut järvi, vai mahdollisesti muutaman vuoden välein uposkasveilla täyttyvä allas, joka on väli vuosina kirkasvetinen.

**Seuranta-aineiston ja muun tämän hetken tietämyksen perusteella suositellut toimenpiteet Littoistenjärven kunnostamiseksi ovat prioriteettijärjestyksessä**

- 1. Tehostetaan talvista ilmastusta**
- 2. Kalastoa vähennetään**
- 3. Fosforia saostetaan kemiallisesti**

Näiden menetelmien hyvät ja huonot puolet on tiivistetty taulukkoon 1.

Taulukko 1. Littoistenjärven kunnostukseen soveltuvien menetelmien vahvuuksien ja heikkouksien tiivistetty vertailu

Kunnostusmenetelmä	Hyvät puolet	Mahdolliset ongelmat
Tehostettu talvinen ilmastus	<p>Luonnonmukainen menetelmä, joka parantaa ekosysteemin kykyä sietää kohonnuttua levätuotantoa ja muuta orgaanista kuormitusta</p> <p>Kustannuksiltaan edullinen</p>	<p>Ei täyttä varmuutta tuloksesta, vaikka aikaisemmat kokemukset Littoistenjärvellä ovatkin olleet positiivisia</p> <p>Jatkettava joka talvi</p> <p>Hyvä talvinen happitilanne jouduttaa uposkasviongelman paluuta</p>
Poistokalastus	<p>Luonnonmukainen menetelmä</p> <p>Kustannuksiltaan edullinen</p> <p>Vesi kirkastuu todennäköisesti vain kohtuullisesti, jolloin uposkasvien liikakasvu ei olisi kovin suuri ongelma</p>	<p>Littoistenjärvessä tehokas kalastus on vaikeaa, koska mataluuden takia syysparveutumista ei esiinny</p> <p>Kalakannan koosta ja siten myös kalastustarpeesta ja kalaston vähentämisen hyödyistä on epävarmuutta</p> <p>Vaikka tehokalastus onnistuisi, ei ole täyttä varmuutta veden laadun paranemisesta</p> <p>Kalastusta jatkettava vuosittain tai ainakin muutaman vuoden välein</p>
Fosforin kemiallinen saostus	<p>Vaikutus on nopea – vesi voi kirkastua käsittelypäivänä tai viimeistään muutamassa päivässä</p>	<p>Melko kallis menetelmä</p> <p>Vaikutuksen kesto epävarma; kuitenkin joka tapauksessa useita vuosia</p> <p>Vedestä tulee niin kirkasta, että uposkasvit saattavat runsastua liiaksikin</p> <p>Käsittelyn jälkeen esiintyy todennäköisesti jonkin aikaa ajelehtivaa alumiinihydroksidisakkaa</p> <p>Tarkka mitoitus tai puskurointi on tarpeen, jos kalasto halutaan säästää; toisaalta jos kalasto jää ennalleen, sisäinen kuormitus voi jatkua</p> <p>Veden pH on pidettävä optimialueella myös siksi, että fosfori saostuisi tehokkaimmin ja että alumiini ei pääsisi liukenemaan takaisin veteen</p>



## Kiitokset

Littoistenjärven neuvottelukunta (aikaisemmin Littoistenjärvityöryhmä) toimi työn vankkana taustaryhmänä. Kaarinan kaupunki ja Liedon kunta, aikaisemmin myös Littoistenjärven säännöstely-yhtiö rahoittivat seurannan ja raportoinnin. Varsinais-Suomen ELY-keskus edeltäjineen, Lounais-Suomen Vesi- ja Ympäristötutkimus Oy ja Lounais-Suomen kalastusalue toimivat hyvässä yhteistyössä, ja muitakin tässä nimeämättömiä yhteistyötahoja tarvittiin. Tutkimusaineistojen hankinnassa ja käsittelyssä Turun yliopistolla olivat mukana lähes 30 vuoden aikana monet henkilöt, joista erityisen maininnan ansaitsevat Littoistenjärvitutkimusten varhaisvaiheesta Anita Mäkinen ja myöhemmiltä vuosilta Kristiina Vuorio, Vesa Saarikari, Asko Sydänoja, Perttu Louhesto ja Rami Laaksonen. Tutkimukset vaativat myös merkittävästi Turun yliopiston virkatyötä. Pitkäaikainen yhteistyö ja tietojen vaihto monien suomalaisten ja ulkomaisten järvitutkijoiden kanssa loi välttämätöntä pohjaa Littoistenjärven toiminnan ymmärtämiselle. Reijo Oravainen Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistyksestä välitti tuoreita tietoja fosforin kemiallisista saostuksista suomalaisissa järvissä. Ilkka Sammalkorpi Suomen ympäristökeskuksesta jakoi auliisti kokemuksiaan vesilintujen esiintymisestä ja merkityksestä rehevöityneissä järvissä.

## Lähteet

CEN (2005) Water quality – sampling fish with multi-mesh gillnets. European Standard EN 14757:2005:E, 27 s.

Cooke G D, Welch E B, Peterson S A & Newroth P R (1993) Restoration and management of lakes and reservoirs. Second edition. CRC Lewis Publishers, Boca Raton. 548 s.

Forsberg C & Ryding, S-O (1980) Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 89: 189-207.

Glückert G, Illmer K, Kankainen T, Rantala P & Räsänen M (1992) Littoistenjärven ympäristön kasvillisuuden kehitys jääkauden jälkeen ja järven luonnollinen happamoituminen. *Turun yliopiston maaperägeologian osaston julkaisuja* 75: 1-27.

Helminen H, Karjalainen J, Kurkilahti M, Rask M & Sarvala J (2000) Eutrophication and fish biodiversity in Finnish lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 194-199.

Helminen H (2011) Rymättylän Kirkkojärven uusi elämä – kunnostustoimet tuottivat Rymättylään uimakelpoisen järven. Esitelmä, Lieto 5.10.2011. Littoistenjärven kunnostustoimenpiteet – yhteistyötilaisuus.

Håkanson L & Jansson M (1983) Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin.

Jeppesen E & Sammalkorpi I (2002) Lakes. Julkaisussa Perrow M R & Davy A J (toim.), Handbook of ecological restoration, Volume 2: Restoration in practice: 297-324. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Jeppesen E, Meerhoff M, Holmgren K, González-Bergonzoni I, Teixeira-de Mello F, Declerck S A J, Meester L D, Søndergaard M, Lauridsen T L, Bjerring R, Conde-Porcuna J M, Mazzeo N, Iglesias C, Reizenstein M, Malmquist H J, Liu Z, Balayla D & Lazzaro X (2010) Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646: 73–90.

Kalff J (2002) Limnology. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 592 s.

Kallio K (1994) Effects of summer weather on internal loading and chlorophyll *a* in a shallow lake: a modeling approach. *Hydrobiologia* 275/276: 371-378.

- Klemola H & Karhu K (2008) Littoistenjärven linnustoselvitys. Pesimälinnusto 2006. Littoisten linnut kautta aikain. Kaarinan ympäristölautakunta, Liedon rakennus- ja ympäristölautakunta. 55 s.
- Kurkilahti M & Rask M (1996) A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gill nets and gill net series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Fisheries Research* 27: 243–260.
- KVVY (2012) Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys, Vesiviesti 1/2012, www.kvvy.fi: Kemiallinen saostus näytti tehonsa. 2012-01-20.
- Kääriäinen S & Rajala L (2005) Vesikasvillisuuden poistaminen. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus: 249–270.
- Lappalainen K M & Lakso E (2005) Järven hapetus. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus: 151–168.
- Lehikoinen E, Gustafsson E, Aalto T, Alho P, Laine J, Klemola H, Normaja J, Numminen T & Rainio K (2003) Varsinais-Suomen linnut. Turun Lintutieteellinen Yhdistys ry. 416 s.
- Lehmikangas M (2005) Järven tilapäinen kuivattaminen. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus: 301–308.
- Lewandowski J, Schauser I & Hupfer M (2003) Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany). *Water Research* 37(13): 3194–3204.
- Louhesto P (2012) Littoistenjärven koekalastukset vuonna 2012. Turun yliopisto, Biologian laitos, Ekologian osasto. Julkaisematon tutkimusraportti. 11 s.
- Malve O, Laine M, Haario H, Kirkkala T & Sarvala J (2007) Bayesian modelling of algal mass occurrences – using adaptive MCMC methods with a lake water quality model. *Environmental Modeling & Software* 22: 966–977 (available online: [doi:10.1016/j.envsoft.2006.06.016](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.06.016)).
- Mazzeo N, Rodríguez-Gallego L, Kruk C, Meerhoff M, Gorga J, Lacerot G, Quintans F, Loureiro M, Larrea D & García-Rodríguez F (2003) Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506–509: 591–602.
- Mehner T, Diekmann M, Gonsiorczyk T, Kasprzak P, Koschel R, Krienitz L, Rumpf M, Schulz M & Wauer G (2008) Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load. *Ecosystems* 11: 1142–1156 (doi: 10.1007/s10021-008-9185-5).
- Mjelde M & Faafeng B A (1997) *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biology* 37: 355–365.
- Moss B, Madgwick J & Phillips G (1996) A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency. Broads Authority. 179 s.
- OECD (1982) Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control. Paris. Organisation for Economic Co-operation and Development. 154 s.
- Olin M, Rask M, Ruuhijärvi J, Kurkilahti M, Ala-Opas P & Ylönen O (2002) Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes in southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60: 593–612.
- Oravainen R (2005) Fosforin kemiallinen saostus. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus: 191–202.
- Rautanen H, Sarvala J, Gustafsson E, Isotalo I, Laine U & Sainio J (1985) Littoistenjärven luonto ja käyttö. Kaarinan-Piikkiön luonnonsuojeluyhdistys. 64 s. ISBN 951-99609-9-6.
- Reitzel K, Hansen J, Jensen HS, Andersen FO & Hansen KS (2003) Testing aluminum addition

- as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sonderby, Denmark. *Hydrobiologia* 506: 781–787.
- Reitzel K, Hansen J, Andersen FO, Hansen KS & Jensen HS (2005) Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. *Environmental Science & Technology* 39: 4134–4140.
- Rørslett B, Berge D & Johansen S W (1986) Lake enrichment by submersed macrophytes: A Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquatic Botany* 26: 325–340.
- Sammalkorpi I & Horppila J (2005) Ravintoketjukkunnostus. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki. Suomen ympäristökeskus: 169–189.
- Sammalkorpi I, Mikkola-Roos M & Lammi E (2005) Kalaston merkitys linnuille lintuvesissä ja vesiensuojelukosteikoissa. *Linnut-vuosikirja 2004*: 145–149.
- Sarvala J (2005) Littoistenjärven ekologisen tilan kehitys ja hoitovaihtoehdot. Turun yliopiston Biologian laitoksen Julkaisuja 24: 1–56. ISSN 0357-5373.
- Sarvala J & Perttula H (1994) Littoistenjärvi. Littoistenjärvityöryhmä, Kaarinan kaupunki, Liedon kunta. Kaarina 1994. ISBN 951-97062-0-8. 78 s. 2 liites.
- Sarvala J, Helminen H, Saarikari V, Salonen S & Vuorio K (1998) Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiologia* 363: 81–95.
- Sarvala J, Louhesto P, Mäkinen A, Saarikari V & Vuorio K (2009) The submerged American waterweed *Elodea canadensis* dominates ecosystem structure and nutrient cycling in a small lake. Julkaisussa Pieterse A, Rytönen A-M & Hellsten S (toim.), *Aquatic Weeds 2009: Proceedings of the 12<sup>th</sup> European Weed Research Society Symposium, August 24–28 2009, Jyväskylä, Finland*. Reports of Finnish Environment Institute 15/2009: 129–130.
- Scheffer M (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London. 357 s.
- Scheffer M, Hosper H, Meijer M-L & Moss B (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275–279.
- Ulvi T & Lakso E (toim.) (2005) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus. 336 s.
- van Oosterhout F & Lürling M (2011) Effects of the novel ‘Flock & Lock’ lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* 33: 255–263.
- Varjo E (2012) Littoistenjärven sedimenttitutkimus. University of Turku, Maantieteen ja geologian laitos, Geologian osasto, Maaperägeologia. 8/15/2012. Julkaisematon tutkimusraportti. 10 s.
- Viinikkala J, Mykkänen E & Ulvi T (2005) Ruoppaus. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus: 211–226..
- Voutilainen A & Huuskonen H (2010) Long-term changes in the water quality and fish community of a large boreal lake affected by rising water temperatures and nutrient-rich sewage discharges - with special emphasis on the European perch. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 397 Article Number: 03 DOI: 10.1051/kmae/2010017
- Väisänen T (2009) Sedimentin kemikalointikäsitteily. Tutkimus rehevän ja sisäkuormitteisen järven kunnostusmenetelmän mitoituksesta sekä sen tuloksellisuuden mittaamisesta. *Acta Universitatis Ouluensis, Technica C* 345. Oulun yliopisto, Teknillinen tiedekunta. 214 s.
- Väisänen T & Lakso E (2005) Tavoitteiden asettelu ja kunnostusmenetelmän valinta. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Suomen

ympäristökeskus: 75-90.

Wahlberg A (1913) Bidrag till kännedomen om Littois-träsk med särskild hänsyn till dess plankton. Acta Soc. Fauna Flora Fennica 38: 1-201.

Welch E B & Schriever G D (1994) Alum treatment effectiveness and longevity in shallow lakes. Hydrobiologia 275/276: 423-431.

Ylönen O (2006) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2006. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 5 s.

Ylönen O (2007) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2007. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 7 s.

Ylönen O (2008a) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2008. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 6 s.

Ylönen O (2008b) Littoistenjärven lahnojen riimuverkkopyynti syksyllä 2008. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 5 s.

Ylönen O (2009) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2009. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 6 s.

Ylönen O (2010) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2010. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 6 s.

Ylönen O (2011) Littoistenjärven tehokalastus vuonna 2011. Lounais-Suomen kalastusalue. Julkaisematon raportti. 6 s.

