

Martti Rask ja Marko Järvinen (toim.)

Neutraloinnin vaikutukset happamoituneen metsäjärven ekosysteemiin

Iso-Valkjärven kalkituskokeen tuloksia
vuosilta 1990 – 1993



RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 101

1995

Neutraloinnin vaikutukset happamoituneen metsäjärven ekosysteemiin
Iso Valkjärven kalkituskokeen tuloksia vuosilta 1990-1993

Martti Rask ja Marko Järvinen (toim.)

Helsinki 1995

Vastaava toimittaja: Lauri Urho

Kansi: Iso Valkjärven jakolinja vuonna 1993 (Kuva Martti Rask)

Kirjoittajat ovat vastuussa kirjoituksensa sisällöstä, eikä se välttämättä edusta Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen virallista kantaa.

ISBN 951-776-034-5

ISSN 0787-8478

Painatuskeskus Oy

Helsinki 1995

Julkaisija

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Julkaisu-aika

Joulukuu 1995

Tekijä(t)

Martti Rask ja Marko Järvinen (toim.)

Julkaisun nimi

Neutraloinnin vaikutukset happamoituneen metsäjärven ekosysteemiin Iso Valkjärven kalkituskokeen tuloksia vuosilta 1990-1993

Julkasun laji

Tutkimusraportti

*Toimeksiantaja**Toimeksiantopäivämäärä**Projektin nimi ja numero*

Happamoitumisen aiheuttamien kala- ja rapuhaittojen torjunta (202 095)

Tiivistelmä

Iso Valkjärven kalkituskokeessa pieni happamoitunut metsäjärvi jaettiin kahteen osaan muovikalvolla. Järven toinen puoli neutraloitiin keväällä 1991 ja toinen puoli jätettiin vertailualueeksi. Tutkimus osoitti, että kertakalkitus neutraloi usean vuoden ajaksi järven, jonka vesi vaihtuu hitaasti. Kalkitus on vähentänyt alumiinin ja raudan kokonaispitoisuuksia sekä haitallisen alumiinin määrää järvestä. Suurentunut näkösyvyys ja syvempien vesikerrosten parantunut happitilanne mahdollistivat planktonin esiintymisen aiempaa syvemmällä. Eliöyhteisön vasteet kalkitukselle olivat varsin vähäisiä, mikä johtui mm. jokseenkin muuttumattomasta ravinnetilanteesta ja tiheästä ahvenkannasta, joka sääveli tehokkaasti järven plankton- ja pohjaeläinyhteisöjä. Happamoitumisen aiheuttama ahvenen mädin kuolleisuus ja siian ionitasapainon häiriöt poistuivat kalkituksella. Kalojen elohopeapitoisuudet eivät pienentyneet neutraloinnin seurauksena. Myöskään kalojen ja muun eliöstön radiocesiumpitoisuuksissa ei havaittu selkeitä eroja järven puoliskojen välillä. Iso Valkjärven kalkituskoke osoitti, että hyvin suunniteltu kalkitus ei vahingoita järven eliöstöä ja että se on yksi keino hoitaa/ehkäistä ennalta happamoitumisen haittoja vesistöissä.

Asiasanat

Vesistöalkitus, happamoituminen, ekosysteemit, ahven, hauki, rapu, radioaktiivisuus, elohopea

Sarjan nimi ja numero

Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 101

ISBN

951-776-034-5

ISSN

0787-8478

Sivumäärä

84 s.

Kieli

Suomi

Hinta

75 MK

Luottamuksellinen

Julkinen

Myynti

Painatuskeskus Oy

Valtikka

Annankatu 44

00100 Helsinki

Puh. (90) 566 0566 Fax (90) 566 0570

Kustantaja

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

PL 202

00151 Helsinki

Puh. (90) 228 811 Fax (90) 631 513

**Effekterna av neutralisering på ekosystemet i en försurad sjö
Resultat av kalkningsförsöken i sjön Iso Valkjärvi under åren 1990-1993**

Kalkningsförsöket i Iso Valkjärvi utfördes så, att man delade en liten försurad skogssjö i två delar med hjälp av en plasthinna. Sjöns ena ända neutraliserades våren 1991 och den andra lämnades som kontroll. Undersökningen visar att engångskalkningen för flera år framåt neutraliserade sjön, som har en långsam vattenomsättning. Kalkningen minskade totalhalterna av järn och aluminium, samt mängden skadligt aluminium i sjön. Det ökade siktdjupet och den förbättrade syretillgången i de djupare vattenskiikten gjorde det möjligt för planktonet att uppträda på större djup. Organismerna reagerade relativt lite på kalkningen, vilket bl.a. beror på den rätt oförändrade näringstillgången och det täta abborrbeståndet som effektivt reglerade sjöns plankton- och bottenjurssamhällen. Abborrommens dödlighet på grund av försurning och sikarnas störningar i jonbalansen upphörde i och med kalkningen. Fiskens kvicksilverhalter minskade inte. Inte heller då det gällde halten radioaktivt cesium i fisk och andra djur kunde man urskilja några definitiva skillnader mellan sjöns båda ändor. Försöket visar att en välplanerad kalkning inte skadar sjöns organismer och att den är ett medel att sköta/förebygga försurningsskador på vattendragen.

Kalkning av vattendrag, försurning, ekosystem, abborre, gädda, kräfta, radioaktivitet, kvicksilver

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 101

951-776-034-5

0787-8478

84 s.

Finska

75 MK

Offentlig

Tryckericentralen Ab
Valtikka
Annegatan 44
00100 Helsingfors
Tel. (90) 566 0566 Fax (90) 566 0570

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet
PB 202
00151 Helsinki
Tel. (90) 228 811 Fax (90) 631 513

Published by

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Date of Publication

December 1995

Author(s)

Matti Rask and Marko Järvinen (eds.)

*Title of Publication***The Effects of Liming on the Ecosystem of an Acidified Forest Lake**

The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment - Report of studies in 1990-1993

Type of Publication

Research Report

*Commissioned by**Date of Research Contract**Title and Number of Project*

Mitigation of acidification damage to fish and crayfish (202 095)

Abstract

Lake Iso Valkjärvi was divided to two parts with a plastic curtain. In the spring of 1991 one half of the lake was limed and the other half left as a reference. It was shown that a single liming is enough to neutralize a lake having a long retention time of several years. Concentrations of aluminium and iron have decreased after liming. The plankton community has been able to penetrate deeper layers of water due to increased transparency and higher concentrations of oxygen. In general, the responses of biota to liming were limited due to stable nutrient concentrations and effective predation on plankton and benthic animals by the dense population of perch. The acid-induced mortality of perch eggs and disturbances in the ion regulation of whitefish disappeared after liming. Liming did not affect the concentrations of mercury or caesium in fish or other biota.

Key words

Lake liming, acidification, ecosystem, perch, pike, crayfish, radioactivity, mercury

Series (key title and no.)

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 101

ISBN

951-776-034-5

ISSN

0787-8478

Pages

84 pp.

Language

Finnish

Price

75 FMK

Confidentiality

Public

Distributed by

Painatuskeskus Oy

Valtikka

Annankatu 44

FIN-00100 Helsinki, Finland

Phone +358 0 566 0566 Fax +358 0 566 0570

Publisher

Finnish Game and Fisheries Research Institute

P.O.Box 202

FIN-00151 Helsinki, Finland

Phone +358 0 228 811 Fax +358 0 631 513

SISÄLLYS:

Martti Rask:

Iso Valkjärven kalkituskoee. Yhteenveto vuosien 1990-1993 tuloksista 1

Marko Järvinen, Pasi Iivonen, Kirsi Kuoppamäki ja Martti Rask:

Kalkituksen vaikutus veden fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin Iso Valkjärvessä 11

Martti Rask, Marko Järvinen, Kirsi Kuoppamäki, Erkki Makkonen, Uwe Münster ja Hannu Pöysä:

Neutraloinnin vaikutukset Iso Valkjärven ekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan kolmen vuoden aikana 25

Teuvo Järvenpää, Jorma Kirjavainen, Eira Railo ja Jouni Tulonen:

Kalkitsemisen vaikutukset rapuihin Isossa Valkjärvessä 52

Ritva Saxén, Jukka Ruuhijärvi ja Martti Rask:

Iso Valkjärven kalojen ja muun eliöstön radioaktiivisuus 61

Tuula Matilainen, Matti Verta, Martti Rask, Petri Porvari ja Hanna Korhonen:

Elohopeatutkimukset Iso Valkjärvellä 72

**ISO VALKJÄRVEN KALKITUSKOE
YHTEENVETO VUOSIEN 1990-1993
TULOKSISTA**

Martti Rask

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

SISÄLLYSLUETTELO

1. KALKITUSKOKOON TAUSTA JA TAVOITTEET	3
2. TUTKIMUKSEN TOTEUTUS	4
2.1. Tutkimusjärven valinta - miksi Iso Valkjärvi?	4
2.2. Tutkimuksen organisaatio ja rahoitus	4
2.3. Tutkimuksen kulku ja tärkeimmät tulokset	4
3. JOHTOPÄÄTÖKSET	6
4. KIRJALLISUUS	6
5. LIITTEET	8

1. KALKITUSKOKEEN TAUSTA JA TAVOITTEET

Suomalaisen happamoitumistutkimusprojektin (HAPRO, 1985-1990) tavoitteina oli:

- * selvittää kuinka laajoja ilman epäpuhtauksien haitalliset alueelliset vaikutukset Suomessa ovat,
- * tutkia ovatko haitat laajenemassa,
- * selvittää, mitkä kohteet ovat erityisen uhanalaisia sekä
- * arvioida, mitkä toimet tehokkaimmin ja mahdollisimman pienin kustannuksin vähentäisivät ilman epäpuhtauksien aiheuttamia haitallisia vaikutuksia.

HAPRO:n hydrobiologiset tutkimukset olivat enimmäkseen kartoituksia, joissa pienellä näytämäärällä tutkittiin suuresta järvijoukosta eri eliöryhmien lajistoa ja runsautta sekä yhteisörakennetta happamuudeltaan erilaisissa pikkujärvissä (Kauppi ym. 1990). Varsinaiset ekosysteemitason tutkimukset puuttuivat. Happamoitumisen aiheuttamien haittojen vähentämiseen liittyviä tutkimuksia oli projektissa vähän. HAPRO:n vesiosuudessa niitä oli kolme (Alasaarela ym. 1990, Niinioja ym. 1990, Salonen ym. 1990), joista kahdessa käsiteltiin planktonyhteisöjen vasteita neutraloinnille. Lisäksi osana kalatutkimuksia (Tuunainen ym. 1991) seurattiin muutaman kalkitun järven kalakantojen kehittymistä (Raitaniemi ja Rask 1990).

Kun HAPRO loppui, monella taholla oltiin sitä mieltä, että tarvittaisiin neutraloinnin vaikutuksia selvittävää ekosysteemitutkimusta. Tutkimuksen toteuttaminen Evon alueella tuntui järkevältä, koska Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Evon kalantutkimus ja vesiviljelyllä on sekä järviä että kala-asiantuntemusta ja samassa kunnassa sijaitsevalla Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla puolestaan muuta hydrobiologista asiantuntemusta ja vesilaboratorio. Tutkimus aloitettiin Evon Iso Valkjärvellä keväällä 1990 (Rask 1991). Iso Valkjärven kalkituskoee ja ympäristöministeriön kalkitustyöryhmän esityksen (Työryhmän mietintö 1992) perusteella aloitettu Nokian Alisenjärven koeneutralointi (Frisk 1993, Iivonen ym. 1993) ovat alansa tärkeimmät hankkeet Suomessa.

Iso Valkjärven kalkituskokeen tavoitteena on:

- * Tutkia kalkituksen aiheuttamien muutosten nopeutta, pysyvyyttä ja palautuvuutta ravintoketjun eri tasoilla bakteeri-, kasvi- ja eläinplanktonista pohjaeläimiin, kaloihin ja vesilintuihin.
- * Selvittää pH:n nousun vaikutuksia kalojen ja muun eliöstön elohopeapitoisuuksiin ja radioaktiivisuuteen.
- * Monipuolinen kvantitatiivinen tutkimus sekä prosessien mittaaminen.

Tähän yhteenvedoon on kirjattu lyhyesti Iso Valkjärven kalkituskokeen tausta, toteutus, tärkeimmät tulokset ja johtopäätökset vuosilta 1990-1993 sekä luettelot tähän mennessä ilmestyneistä julkaisuista (liite 1) ja hankkeeseen osallistuneista henkilöistä (liite 2). Yhteenvedoa seuraavissa kirjoituksissa esitellään yksityiskohtaisemmin Iso Valkjärven kalkituskokeen eri tutkimusten tuloksia.

2. TUTKIMUKSEN TOTEUTUS

2.1. Tutkimusjärven valinta - miksi Iso Valkjärvi?

Iso Valkjärven valinta tutkimuskohteeksi perustui seuraaviin seikkoihin:

- * Järvestä oli entuudestaan aineistoa kalastosta, planktonyhteisöistä ja veden kemiallisista ominaisuuksista.
- * Järvi oli hapan (pH noin 5) ja vailla puskurikykyä.
- * Evon kalantutkimuksen ja vesiviljelyn kalastotietojen perusteella järven vuosisadan alun runsas särkikanta on hävinnyt lopullisesti noin 20 vuotta sitten, mikä osoittaa järven happamoituneen.
- * Järvi on suotojärvi, minkä arveltiin helpottavan järven jakoa kahteen tutkimuspuoliskoon voimakkaiden virtausten puuttuessa.
- * Järven kalojen elohopeapitoisuutta ja radioaktiivisuutta oli tutkittu aikaisemmin, mikä tarjosi tilaisuuden seurata neutraloinnin vaikutuksia näihin tekijöihin.

2.2. Tutkimuksen organisaatio ja rahoitus

Iso Valkjärven kalkituskoehanke kehittyi alusta lähtien useiden tutkimustahojen yhteishankkeeksi, jossa työnjako oli seuraava:

- * Riista ja kalatalouden tutkimuslaitos: kalat ja vesilinnut
- * Lammin biologinen asema: muu hydrobiologia ja vesikemia
- * Vesi- ja ympäristöhallitus: elohopea
- * Säteilyturvakeskus: radioaktiivisuus

Tärkein ulkopuolinen rahoittaja oli Maj ja Tor Nesslingin Säätiö, jonka vuosittainen panostus hydrobiologiseen osuuteen oli 170-270 000 mk vuosina 1991-1993 ja elohopeatutkimuksiin 20-60 000 mk. Iso Valkjärven perusselvityksen vuonna 1990 mahdollisti 45000 mk:n tutkimusraha Partekilta (Oy Nordkalk Ab). Hankkeen vuosibudjetti oli mainittuina vuosina 350-500 000mk. Vuosien 1990-1994 kokonaisbudjetti oli yhteensä noin 1,5 milj. mk.

2.3. Tutkimuksen kulku ja tärkeimmät tulokset

Tutkimus alkoi vuonna 1990 selvityksellä järven veden fysikaalisista, kemiallisista ja biologisista tekijöistä. Tällöin näytteitä otettiin kolmelta eri alueelta tulevan järven jaon vuoksi. Tulosten perusteella järven itäisen ja läntisen puolen kemialliset ja biologiset ominaisuudet olivat hyvin samanlaisia. Keväällä 1991 järvi jaettiin muovikalvolla kahteen pinta-alaltaan yhtä suureen puoliskoon, joista läntinen puoli kalkittiin märkälävitysmenettelmällä toukokuussa 1991. Järven toinen puoli jäi käsittelemättömäksi vertailualueeksi. Koejärjestelyn ansiosta järven molempien osien veden laatu ja eliöyhteisöt olivat kokeen alussa hyvin samanlaisia.

Neutralointi onnistui suunnitelmien mukaisesti. Vuonna 1993 kalkitun puolen pH oli yhä 6,7-7,0 ja alkaliniteetti 0,21-0,30 mmol l⁻¹, kun ne olivat ennen kalkitusta 5,0-5,5 ja < 0,01 mmol l⁻¹. Muita veden ominaisuuksissa neutraloinnin seurauksena tapahtuneita muutoksia

olivat näkösyvyyden ja veteen liunneen epäorgaanisen hiilen pitoisuuksien suurentuminen sekä alumiini-, rauta- ja fosforipitoisuuksien pienentyminen.

Kasviplanktonin perustuotanto ja planktonyhteisön hengitys sekä ripsieläinten lukumäärät pienenivät heti kalkituksen jälkeen. Äkillisen veden laadun muutoksen aiheuttama taantuminen palautui kuitenkin viikossa. Myös rataseläinten runsaussuhteissa havaittiin muutoksia. Sen sijaan vesikirppu- ja hankajalkaisyhteisön rakenteessa ei ollut eroja järven puoliskojojen välillä. Paremmat valaistusolot kalkitulla puolella heijastuivat sekä kasvi- että eläinplanktonin syvyysuuntaiseen jakautumaan. Munia kantavien vesikirppunaaraiden suurempi osuus kalkitulla puolella viittasi suurentuneeseen äyriäisplanktonin tuotantoon. Bakteeritiheydet ja -biomassat ovat vaihdelleet kummallakin järven puoliskolla. Ne ovat olleet yleensä vertailupuolella kalkittua puolta suurempia.

Pohjaeläimistön rakenne ja runsaussuhteet ovat pysyneet varsin samanlaisina järven molemmilla puoliskoilla. Kalkitulla puolella vesisiirtojen tiheys suurentui heti neutraloinnin jälkeen. Vesipunkkien ja sukeltajakuoriaisten määrät ovat myös suurentuneet ja lisäksi kalkitulle puoliskolle on ilmaantunut happamuudelle herkkä *Cloeon dipterum* -päivänkorento.

Ahvenkannan tiheys oli järven kummallakin puoliskolla 2 000-3 000 yks ha⁻¹ vuosina 1990-1992. Aikaisemmin todettu hedelmöityneen mädin kuolleisuus poistui neutraloinnin seurauksena. Kalkitun puoliskon ahventen kasvussa havaittiin lievää nopeutumista kalkituksen jälkeisenä kesänä. Eläinplanktonin merkitys ahvenen ravinnossa oli aikaisempaa suurempi neutraloinnin jälkeen.

Kalojen elohopeapitoisuudet Iso Valkjärvessä ovat pienentyneet 1980-luvun alun jälkeen, jolloin niitä viimeksi mitattiin (Metsälä ja Rask 1990, Rask ja Metsälä 1991). Hauen Hg -pitoisuudet ovat nykyisin 0,5-1,0 mg kg⁻¹ (tuorepainosta) ja ahvenen 0,2-0,3 mg kg⁻¹ eikä puoliskojojen välille aiheutunut eroa neutraloinnin seurauksena. Vuosina 1990-1993 ahvenpopulaatioon sitoutuneen elohopean määrä oli 34-49 mg. Se on samaa suuruusluokkaa kuin järven koko vesipatsaan elohopeamäärä (16-58 mg). Metyylielohopean dynamiikka on erilainen järvien puoliskoilla, sillä vuodesta 1991, jolloin kalkitun puolen veden metyylielohopeapitoisuudet olivat suuremmat, tilanne on muuttunut päinvastaiseksi.

Kalojen radioaktiivisuus Iso Valkjärvessä on pienentynyt tasaisesti. Hauista mitattiin vuosi Tsernobylin onnettomuuden jälkeen vuonna 1987 20 000-30 000 Bq kg⁻¹ (tuorepainosta) ja ahvenista 10 000-15 000 Bq kg⁻¹. Nykyisin vastaavat lukemat ovat 8 000-15 000 Bq kg⁻¹ hauella ja 3 000-5 000 Bq kg⁻¹ ahvenella. Kalkitus ei ole vaikuttanut radioaktiivisuuteen. Vuonna 1992 mitattiin myös eläinplanktonin, pohjaeläimistön ja vesikasvien radioaktiivisuutta. Suurimmat radioaktiivisuudet mitattiin vesikasveista. Eläinplanktonin radioaktiivisuus oli useimmissa näytteissä suurempi vertailupuolella, mutta muutoin järven puoliskojojen välillä ei ollut systemaattisia eroja.

Tutkimuksen edetessä puolten vertailu vaikeutui vertailupuolen neutraloituessa lievästi keväällä 1992, kun kalkittua vettä siirtyi jakomuovin ali vertailupuolelle (tarkemmin kirjoituksessa Järvinen ym.). Vertailupuolen lähes täydellinen kalakuolema loppusyksyllä 1992 (tarkemmin kirjoituksessa Rask ym.) muutti vertailupuolen olosuhteita niin perusteellisesti, ettei puoliskojojen vertailu alkuperäisen tavoitteen mukaisesti ollut enää mielekäästä. Kalakuolema loi toisaalta pohjan uusille lähestymistavoille järven eliöyhteisön vuorovaikutusten tutkimisessa. Iso Valkjärven kalkituskokeen tavoitteet muuttuivat kalkituksen ekosysteemivaikutusten tutkimuksesta systeemin kemiallisen muutoksen (neutralointi) ja biologisen muutoksen (kalakuolema) vaikutusten vertailemisen suuntaan.

Vuoteen 1994 mennessä kalakuoleman vaikutukset ovat ilmenneet mm. sulkasääsken toukkien ja malluaisten määrän suurentumisena, jäljelle jääneiden ahventen kasvun

nopeutumisenä, ahvenen elohopeapitoisuuden ja radioktiivisuuden pienentymisenä sekä telkkäpoikueiden aikaisempaa runsaampana esiintymisenä vertailupuolella.

3. JOHTOPÄÄTÖKSET

- * Iso Valkjärven kalkitus osoitti, että kertakalkitus neutraloi usean vuoden ajaksi järven, jonka vesi vaihtuu hitaasti.
- * Koe osoitti, että kalkitus vähentää alumiinin ja raudan kokonaispitoisuuksia ja eliöille haitallisen reaktiivisen alumiinin määrää myös humusjärvessä.
- * Kalkituksen jälkeen suurentunut näkösyvyys ja syvempien vesikerrosten parantunut happipitoisuus mahdollistivat planktonin esiintymisen aiempaa syvemmällä järvessä.
- * Koe osoitti, että hyvin suunniteltu neutralointi ei aiheuta vahinkoa järven eliöstölle ja että se on yksi keino hoitaa ja/tai ehkäistä ennalta happamoitumisen haittoja.
- * Tietyissä olosuhteissa liian pieni kalkkimäärä voi aiheuttaa vahinkoa, kuten Iso Valkjärven vertailupuolella kävi syksyllä 1992.
- * Iso Valkjärven eliöyhteisön vasteet kalkitukselle olivat varsin vähäisiä - mm. jokseenkin muuttumattoman ravinnetilanteen ja tiheän ahvenkannan tehokkaan saalistuksen takia.
- * Happamoitumishaittojen oireet, jotka näkyivät ahvenen mädin kuolleisuuden lievänä suurenemisena ja siikojen ionitasapainon häiriintymisenä, poistuivat kalkituksella.
- * Muita haittoja, kuten rehevöitymistä, limoittumista, tms. ei havaittu.
- * Kalojen ja muun eliöstön elohopeapitoisuudet eivät pienentyneet neutraloinnin vaikutuksesta, mutta metyylielohopean määrä väheni kalkitun puolen vedessä, mikä saattaa heijastua myöhemmin myös eliöstön elohopeapitoisuuksiin.
- * Kalojen ja muun eliöstön radioaktiivisuudessa ei havaittu selkeitä eroja järven puoliskojen välillä.

4. Kirjallisuus

Alasaarela, E., Havu, J., Heikkinen, K. & Weppling, K. 1990. Neutralization of acidified watercourses. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. s. 1118-1125.

Frisk, T. 1993. Nokian Alisenjärven neutralointiselvitys. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 458. s.10-12.

Iivonen, P., Kämäri, J. & Posch, M. 1993. Modelling the chemical response of a moderately acidified catchment in southern Finland to decreased sulphur deposition. *Aqua Fennica* 23. s.235-249.

Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) 1990. Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 1237 s.

Niinioja, R., Ahtiainen, M. & Holopainen, A.-L. 1990. Liming of the acidified lake Valkealampi in eastern Finland: Effects on water chemistry and phytoplankton. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. s.1127-1143.

Raitaniemi, J. & Rask, M. 1990. Preliminary observations on the effects of liming to the fish populations of small acidic lakes in southern Finland. *Aqua Fennica* 20. s.115-123.

Rask, M. 1991. Iso Valkjärvi research: an introduction to a multidisciplinary lake liming study. *Finnish Fish. Res.* 12. s. 25-34.

Rask, M. & Metsälä, T. 1991. Mercury concentrations in northern pike, *Esox lucius* L., in small lakes of Evo area, southern Finland. *Water, Air, and Soil Poll.* 56. s. 369-378.

Salonen, K., Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Arvola, L. 1990. Effects of liming on the chemistry and biology of a small acid humic lake. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. s.1146-1167.

Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. *Suomen Kalatalous* 57. 44 s.

Työryhmän mietintö 1992. Pintavesien neutraloinnin suuntaviivat Suomessa. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, Työryhmän mietintö 60. 94 s.

5. LIITTEET

Liite 1. Iso Valkjärven kalkituskoikeesta tehdyt julkaisut.

- Arvola, L., Järvinen, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kairesalo, T. & Salonen, K. 1992. Evon järvet ja ympäristötutkimus. Suomen kalatalous 60. s. 297-307.
- Järvinen, M. 1993. Responses of pelagial ciliates on liming in an acidified humic lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25. s. 534-538.
- Järvinen, M. 1993. Immediate effects of liming on biomass and primary production of phytoplankton and community respiration of plankton in an artificially divided acidified lake. Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems. Commission of the European Communities, Ecosystems Research Report 4. s. 321-323.
- Järvinen, M. & Rask, M. 1992. The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment - changes in epilimnetic water properties of L. Iso Valkjärvi following liming. Lammi Notes 19. s. 1-8.
- Järvinen, M., Rask, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J., & Arvola, L. 1992. Iso Valkjärven kalkituskoikeen vesikemialliset ja biologiset tutkimukset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 54. s. 35-60.
- Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Rask, M. 1995. Responses of phyto- and zooplankton to liming in a small acidified humic lake. Water, Air, and Soil Poll. (painossa).
- Kuoppamäki, K. 1993. Effects of liming on the rotifer community of an acidified forest lake. Teoksessa: Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems. Commission of the European Communities, Ecosystems Research Report 4. s. 324-326.
- Kuoppamäki, K. 1993. Effects of liming on crustacean zooplankton in an acidified, artificially divided forest lake in southern Finland. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25. s. 529-533.
- Mannio, J. 1993. Lammin Iso Valkjärven koeneutraloinnin alumiinitutkimukset. Iivonen, P. & Kenttämies, K. (toim.), Vesistöjen koeneutralointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon koeneutralointiohjelman raportti vuosilta 1991-1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 458. s. 19-20.
- Matilainen, T. & Verta, M. 1995. Mercury methylation and demethylation in aerobic surface waters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 (painossa).
- Matilainen, T. 1995. Involvement of bacteria in methylmercury formation in anaerobic lake waters. Water, Air, and Soil. Poll. 80. s. 757-764.
- Pöysä, H., Rask, M. & Nummi, P. 1994. Acidification and ecological interactions at higher trophic levels in small forest lakes: the perch and the common goldeneye. Ann. Zool. Fennici 31. s. 397-404.

- Rask, M. 1991. Iso Valkjärvi research: an introduction to a multidisciplinary lake liming study. Finnish Fish. Res. 12. s. 25-34.
- Rask, M. 1993. Vesien happamoituminen - viisitoista vuotta tutkimusta Lammin biologisella asemalla. Helsingin yliopiston Lammin biologinen asema 1953-1993. s. 15-18.
- Rask, M. & Pöysä, H. 1993. Lintu vai kala? - Happamoituminen muuttaa monin tavoin vesien eliöyhteisöjä. Riista- ja kalataloudentutkimuslaitos vuosikertomus 1992. s. 31-33.
- Rask, M. & Verta, M. 1995. Concentrations and amounts of methylmercury in water and fish in the limed and acid basins of a small lake. Water, Air, and Soil Poll. 80. s. 577-580.
- Rask, M., Järvinen, A. & Makkonen, E. 1993. The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment: Characteristics of the perch, *Perca fluviatilis*, population in the limed and control sides of the lake in summer 1991. Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems. Commission of the European Communities, Ecosystems Research Report 4. s. 330-332.
- Rask, M., Järvinen, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J. & Arvola, L. 1994. Happamoituneen metsäjärven neutralointi: vaikutukset ekosysteemin rakenteeseen ja toimintaan sekä elohopean ja cesiumin rikastumiseen ravintoketjussa. Loppuraportti Maj ja Tor Nesslingin säätiölle. 26 s.
- Rask, M., Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Pöysä, H. 1995. The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment: Responses of the ecosystem and perspectives for future studies. Commission of the European Communities, Ecosystems research Report. (painossa).
- Rask, M., Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Pöysä, H. 1995. Limnological responses to the collapse of perch population in a small lake. Ann. Zool. Fennici. (käsikirjoitus).
- Verta, M. & Matilainen, T. 1995. Methylmercury distribution and partitioning in stratified Finnish forest lakes. Water, Air, and Soil Poll. 80. s. 585-588.
- Verta, M., Matilainen, T. & Porvari, P. 1993. Lammin Iso Valkjärven koeneutraloinnin elohopeatutkimukset: kalkituksen vaikutus elohopean metyloitumisnopeuteen ja kalojen elohopeapitoisuuteen. Iivonen, P. & Kenttämies, K. (toim.), Vesistöjen koeneutralointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon koeneutralointiohjelman raportti vuosilta 1991-1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 458. s. 21-25.
- Verta, M., Matilainen, T., Niemi, M., Uusi-Rauva, A., Porvari, P. & Bloom, N.S. 1994. Methylmercury sources in boreal lake ecosystems. Teoksessa: Watras, C.J. & Huckabee, J.W. (toim.), Mercury pollution: Integration and synthesis, Lewis Publishers. s. 119-136.
- Vuorinen, P.J., Peuranen, S., Vuorinen, M. & Rask, M. 1992. Kalkituksen akuutit vaikutukset ahvenen ja pitkäaikaiset vaikutukset siian elintoimintoihin Isossa Valkjärvässä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 54. s. 61-84.
- Weppling, K., Järvinen, M. & Rask, M. 1992. The Lake Iso Valkjärvi Project: ecological studies of liming on an artificially divided acidified lake in southern Finland. Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich 67. s. 62-75.

Liite 2. Iso Valkjärven kalkitustutkimukseen osallistuneet henkilöt.

FT Lauri Arvola, HY, suunnittelu
 Iktyonomi Kirsi-Marja Haatainen, kala- ja cesium-näytteet
 MMK Pasi Iivonen, VYH/VET, mallintaminen, yhteyshenkilö Alisenjärven
 kalkituskokeeseen
 Laborantti Riitta Ilola, HY/Lammin biologinen asema, vesianalytiikka
 FK Teuvo Järvenpää, RKTL, rapututkimukset
 MMK Aimo Järvinen, RKTL, kalatutkimukset
 FK Marko Järvinen, HY, kasviplankton, vesikemia, suunnittelu
 Yo. Chris Karppinen, HY, kalatutkimukset
 FK Jorma Kirjavainen, RKTL, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, rapututkimukset
 MMK Hanna Korhonen, HY/Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, elohopean
 dynamiikka
 FK Kirsi Kuoppamäki, HY, eläinplankton, suunnittelu
 Yo. Markit Likolampi, HY, bakteerilaskenta
 Yo. Otso Lintinen, HY/Limnologian laitos, pohjaeläimet
 Yo. Erkki Makkonen, JoY, pohjaeläimet
 MMK Jaakko Mannio, VYH/VET, alumiinin esiintymismuodot
 MMK Tuula Matilainen, HY/Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, elohopean
 dynamiikka
 Dr. Uwe Münster, Max Planck Institut Plön/Lammin biologinen asema,
 mikrobiaktiivisuudet
 FT Petri Nummi, RKTL, Evon riistantutkimusasema, pohjaeläinaktiivipyydykset
 MMK Kari Nyberg, HY/Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, kalojen
 elohopeapitoisuudet
 FK Seppo Peuranen, RKTL, kalojen fysiologia
 MMK Petri Porvari, VYH/VET, elohopean dynamiikka
 FT Hannu Pöysä, RKTL, Evon riistantutkimusasema, pohjaeläinaktiivipyydykset
 FK Eira Railo, RKTL, rapututkimukset
 FK Jari Raitaniemi, RKTL, kalatutkimukset, tarkistussukellukset
 FT Martti Rask, RKTL, kalatutkimukset, suunnittelu
 Iktyonomi Mika Reinikainen, kalanäytteet
 FK Jukka Ruuhijärvi, RKTL, kalatutkimukset, suunnittelu
 FL Ritva Saxen, STUK, radiocesium
 FK Jouni Tulonen, RKTL, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, rapututkimukset
 Laborantti Jaakko Vainionpää HY/Lammin biologinen asema, vesianalytiikka
 MMT Matti Verta, VYH/VET, elohopean dynamiikka
 Kalastusmestari Heimo Viitamäki RKTL, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, jakomuovin
 asennus
 FK Marja Vuorinen, RKTL, kalojen fysiologia
 FK Pekka Vuorinen, RKTL, kalojen fysiologia
 FK Kjell Wepling, Nordkalk Oy Ab, kalkituksen tekninen suoritus, kalkin liukeneminen,
 suunnittelu

KALKITUKSEN VAIKUTUS VEDEN FYSIKAALISIIN JA KEMIAALLISIIN OMINAISUUKSIIN ISO VALKJÄRVESSÄ

Marko Järvinen¹, Pasi Iivonen², Kirsi Kuoppamäki¹ ja Martti Rask³

¹ Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi

² Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

³ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, 16970 Evo

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	13
1.1. Kahtia jaetun Iso Valkjärven toinen puoli kalkittiin	13
1.2. Vesinäytteenottoa ympäri vuoden	14
2. KALKITUKSEN VAIKUTUKSET	14
2.1. Ennen kalkitusta vesi hapanta ja elektrolyyttiköyhää	14
2.2. Kalkitus palautti puskurikyvyn	15
2.3. Valoa ja happea syvemmälle	15
2.4. Alumiini ja rauta vähenivät	16
2.5. Ei vaikutusta veden ravinnepitoisuuksiin	17
2.6. Vertailupuoli neutraloitui osittain keväällä 1992	18
3. UUELLEENHAPPAMOITUMINEN	18
3.1. Arviointi Sverdrupin järvikalkitusmallin avulla	18
3.1.1. Sverdrupin järvikalkitusmallin lähtötiedot	19
3.2. Laskennallinen ja havaittu uudelleenhappamoituminen	19
3.2.1. Puskurikyky ja pH alittanevat raja-arvon vuonna 1997	19
3.2.2. Malli on ennustanut muutokset oikeasuuntaisesti	19
4. KIRJALLISUUS	22
5. LIITTEET	24

1. JOHDANTO

Järven kalkitus muuttaa veden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia (esim. Wilander ym. 1995). Osa muutoksista havaitaan nopeasti ja ne johtuvat suoraan neutralointiin käytetystä kalkitusaineesta. Näitä ovat mm. veden pH-arvon, puskurikyvyn ja kalsiumpitoisuuden suureneminen. Kalkitun järven kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet voivat muuttua myös kalkituksen aiheuttamien biologisten muutosten seurauksena. Esimerkiksi hajotustoiminnan ja tuotannon muutokset voivat vaikuttaa mm. ravinteiden saatavuuteen ja esiintymismuotoon sekä hapen pitoisuuteen vesipatsaassa.

1.1. Kahtia jaetun Iso Valkjärven toinen puoli kalkittiin

Iso Valkjärven kalkituskokeessa ruskeavetinen suotojärvi jaettiin muovikalvolla kahteen puoliskoon, joista toinen kalkittiin kalsiumkarbonaatilla märkälevitysmenetelmää käyttäen toukokuussa 1991 (Wepling ym. 1992, Järvinen ja Rask 1992). Neutraloinnin vaikutuksia järven ekosysteemiin on tutkittu vertaamalla kalkitun ja käsittelemättömän vertailupuolen mittaustuloksia toisiinsa sekä limnologiseen taustatietoon ajalta ennen järven jakoa ja kalkitusta. Tässä kirjoituksessa esitetään kalkituksen vaikutukset Iso Valkjärven fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin vuosina 1991-1993. Lisäksi järven uudelleen-happamoitumista tarkastellaan järvikalkitusmallin avulla.



Iso Valkjärvi jaettiin toukokuussa 1991 kahteen pinta-alaltaan yhtäsuureen puoliskoon. Vuonna 1992 järveen asennettiin toinenkin muovikalvo varmistamaan jakolinjan pitävyyttä.



Iso Valkjärvi kalkittiin märkälevitysmenetelmää käyttäen 21. toukokuuta 1991. Kalkkikivijauhe (CaCO_3) pumpattiin säiliöautosta levitysveneen säiliöön, missä se sekoitettiin järviveden kanssa kalkkimaidoksi ennen ruiskuttamista järveen. Kalkitukseen kului aikaa noin puoli tuntia.

1.2. Vesinäytteenottoa ympäri vuoden

Iso Valkjärven veden kemiallisia ja fysikaalisia tekijöitä seurattiin touko-syyskuussa 1990-1992 kahden viikon ja vuonna 1993 noin kolmen viikon välein. Muuten näytteet otettiin kerran kuukaudessa lukuunottamatta intensiivisiä näytteenottoja kalkituksen aikaan toukokuussa 1991 sekä ennen ja jälkeen jäiden lähdön keväällä 1992. Näytteet otettiin Sormunen -putkinoutimella 0-1 m ja 4-5 m (1990: 0-1 m ja 5-6 m) syvyydeltä molemmilta puolilta järveä. Vuosina 1992 ja 1993 otettiin lisäksi vertikaalisarjoja pinnasta pohjaan. Määrittämenetelmät on esitetty aiemmassa julkaisussa (Järvinen ym. 1992).

2. KALKITUKSEN VAIKUTUKSET

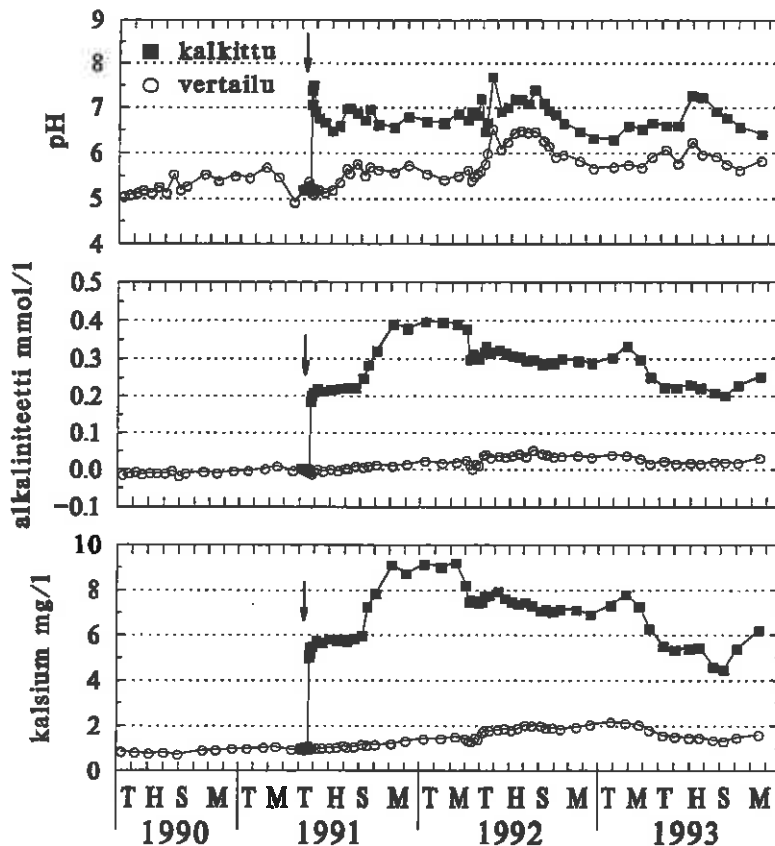
2.1. Ennen kalkitusta vesi hapanta ja elektrolyyttiköyhää

Ennen kalkitusta vuonna 1990 järven vesi oli hapanta ja vailla karbonaattipuskurikykyä. Luonteenomaista sille oli myös pieni elektrolyytti- ja päällysveden liuenneen epäorgaanisen hiilen pitoisuus. Iso Valkjärven veden fysikaalisia ja kemiallisia tekijöitä mitattiin jo 1970- ja 1980 -luvulla Evon kalantutkimuksessa ja vesiviljelyssä (julkaisematon aineisto) ja Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla (Arvola 1986, Arvola ym. 1990). Tulosten perusteella veden väriluku sekä fosforin, typen ja orgaanisen hiilen (kemiallinen

hapenkulutus, COD_{Mn}) pitoisuudet ovat suurentuneet järvessä viime vuosikymmenellä. Esimerkiksi kesällä 1980 päällysveden väriluku oli 10 mg Pt l^{-1} (Arvola 1986), mutta kymmenen vuotta myöhemmin se oli 70 mg Pt l^{-1} . Nämä muutokset ovat johtuneet järven valuma-alueella 1980 -luvulla tehdyistä metsän hakkuista ja laikutuksista (Rask 1991).

2.2. Kalkitus palautti puskurikyvyn

Veden pH, alkaliniteetti, sähkönjohtavuus sekä kalsiumin, magnesiumin ja liuenneen epäorgaanisen hiilen pitoisuudet suurenevät heti kalkituksen jälkeen (kuva 1). Nämä muutokset olivat suora seuraus kalsiumkarbonaatin lisäyksestä. Iso Valkjärven magnesiumipitoisuus suureni kalkitusaineen epäpuhtautena sisältämän magnesiumin takia. Kemiallisten ja fysikaalisten tekijöiden vuosikeskiarvot ovat liitteessä 1.

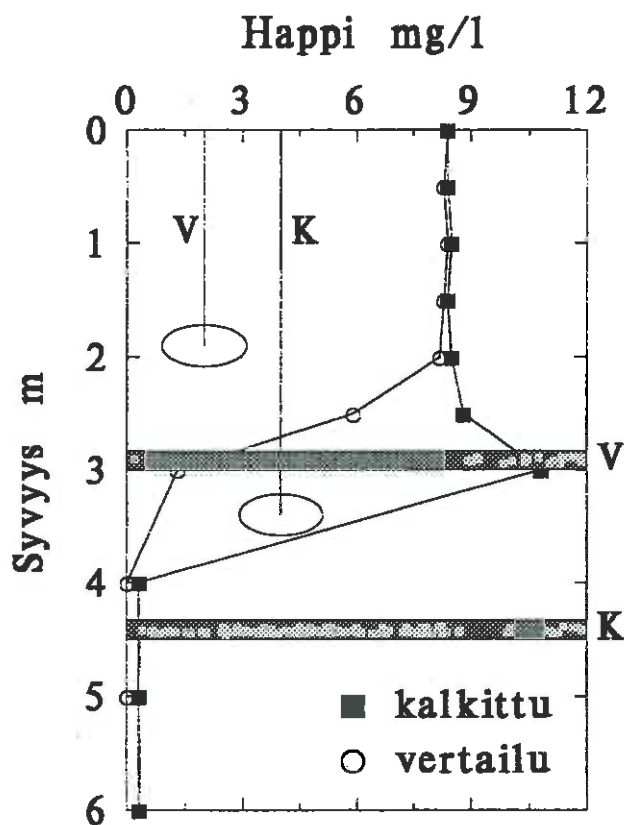


Kuva 1. Päällysveden (0-1 m) pH, alkaliniteetti ja kalsiumin pitoisuus Iso Valkjärven kalkitulla ja vertailupuolella vuosina 1990-1993. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan.

2.3. Valoa ja happea syvemmälle

Näkösyvyys suureni muutamassa päivässä kalkituksen jälkeen. Kalkituissa järvissä näkösyvyyden muutokset johtuvat muutoksista liuenneen orgaanisen aineen (Bukaveckas 1990) tai kasviplanktonin määrissä (Broberg 1987). Iso Valkjärvessä näkösyvyyden kasvu johtui lähinnä pintaveden kasviplanktonbiomassan pienenemisestä kalkituksen jälkeen.

(Järvinen ja Rask 1992), sillä veden väriluku ei muuttunut heti kalkituksen jälkeen. Kalkitun puolen veden väriarvot olivat itse asiassa kesällä 1991 vertailupuolta suurempia ja vasta seuraavana vuonna ne pienivät (liite 1). Näkösyvyyden suureneminen ei ole vaikuttanut merkittävästi kalkitun puolen lämpötilakerrostuneisuuteen. Sen sijaan syvällä vesipatsaassa veteen liunneen hapen pitoisuudet olivat vuosina 1991-1992 suurempia kuin vertailupuolella ja ennen kalkitusta (kuva 2). Myöhemmin hapen pitoisuuksissa ei ole ollut eroja puoltien välillä. Valon tunkeutumista veteen tutkimme vuodesta 1992. Vuonna 1992 valoa oli 40-300 prosenttia enemmän kalkitulla puolella 3-3,5 m syvyydellä kuin vertailupuolella (kuva 2). Valomäärät olivat $0-50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ tällä syvyydellä. Kalkituissa kirkasvetisissä järvissä näkösyvyys, valon tunkeutuminen veteen sekä hapen (ja lämpötilan) kerrostuneisuus muuttuvat usein päinvastaiseen suuntaan (Hultberg ja Andersson 1982, Bukaveckas ja Driscoll 1991, Wilander et al. 1995) kuin ruskeavetisessä Iso Valkjärven järvessä.

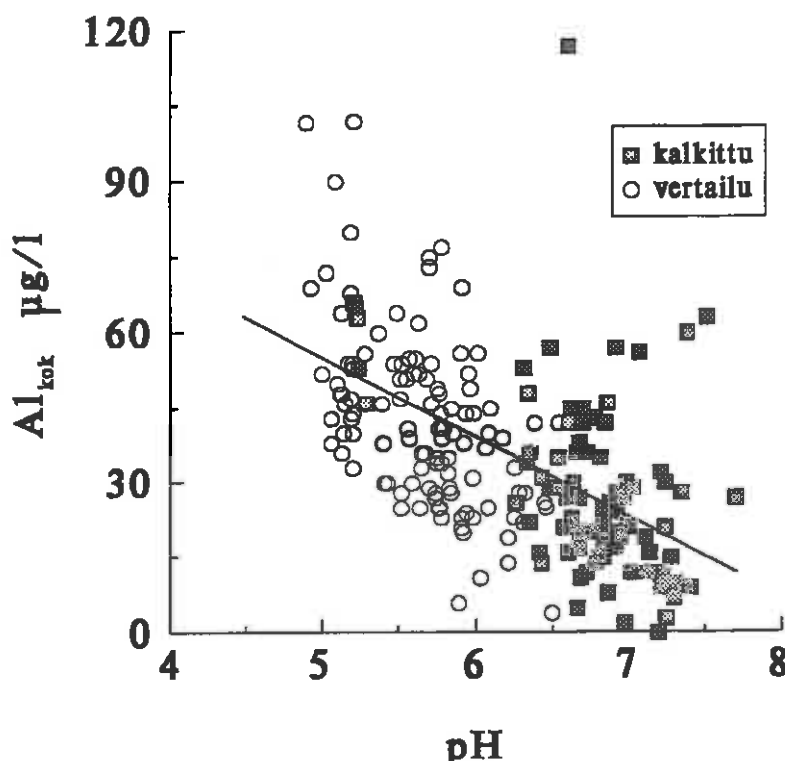


Kuva 2. Veteen liunneen hapen syvyysuuntainen jakauma, Secchinäkösyvyys (⊕) sekä tuottavan kerroksen paksuus (rasterointi) Iso Valkjärven kalkitulla (K) ja vertailupuolella (V) 3. toukokuuta 1992.

2.4. Alumiini ja rauta vähenivät

Alumiinin kokonaispitoisuus Iso Valkjärven järvessä oli jo ennen kalkitusta melko pieni ($38-64 \mu\text{g l}^{-1}$, liite 1), mikä on tyypillistä harjulla sijaitsevalle järvelle. Alumiinin kokonaispitoisuudet ovat edelleen pienentyneet kalkituksen jälkeen (kuva 3); ilmeisesti alumiinihydroksidien saostumisen seurauksena. Keväällä 1991 mitattiin alumiinin eri esiintymismuotoja (Mannio 1993). Nopeasti reagoivan alumiinin pitoisuus ($20-30 \mu\text{g l}^{-1}$) oli ennen

kalkitusta täpärästi sillä tasolla, jolla kalastovaikutuksia voi esiintyä. Kalkituksen jälkeen eliöille haitallisen alumiinin määrä pieneni 60-70 prosenttia. Alumiinin kokonaispitoisuuden pieneneminen ja alumiinin esiintymismuotojen muutokset ovat yleisiä kalkitusvaikutuksia (Driscoll ym. 1989, Wilander ym. 1995). Myös raudan pitoisuudet ovat vähentyneet Iso Valkjärven vedestä 1992. Vaikka veden rautapitoisuuden ja pH-arvon välillä ei ole yksiselitteistä vastaavuussuhdetta, raudan pitoisuuksien pienenemistä on toisinaan havaittu kalkituksen jälkeen (Wilander ym. 1995).



Kuva 3. Alumiinin kokonaispitoisuus suhteessa veden pH-arvoon Iso Valkjärven päänlyysvedessä (0-3 m) vuosina 1990-1993.

2.5. Ei vaikutusta veden ravinnepitoisuuksiin

Kalkitus ei vaikuttanut juurikaan veden ravinnepitoisuuksiin liuenutta epäorgaanista hiiltä lukuunottamatta. Liuenneen orgaanisen hiilen määrä suureni kalkitun puolen päänlyysvedessä vuonna 1993. Vaikutuksia hiilen kiertoon on selitetty yleensä hajotustoiminnan vilkastumisella ja lisääntyneellä hajotettavan aineksen määrällä, esimerkiksi kirkaissa ruotsalaisjärvissä pohjan rauhassammalkasvuston hajotuksella kalkituksen jälkeen (Wilander ym. 1995). Iso Valkjärven pohjalla kasvava sirppisammalmatto on pysynyt silmämääräisesti muuttumattomana kalkituksen jälkeen, mikä on havaittu myös ruotsalaisessa tutkimuksessa (Eriksson ym. 1983).

Päänlyysveden typen kokonaispitoisuudet olivat kesällä 1990-1992 samansuuruisia ($490-540 \mu\text{g l}^{-1}$) kummallakin puolella järveä, mutta vuonna 1993 ne olivat pienempiä ($380 \mu\text{g l}^{-1}$). Typen ja fosforin kokonaispitoisuuksien suhteen (N:P) vuosikeskiarvo (painoyksikköinä) vaihteli välillä 21 ja 26 vertailupuolella. Kalkitulla puolella N:P-suhde oli suurempi, 26-35, johtuen vertailupuolelta pienemmästä fosforin kokonaispitoisuudesta.

Kalkitun puolen 2-6 $\mu\text{g l}^{-1}$ pienemmät fosforin kokonaismäärät johtuivat todennäköisesti fosforin vajoamisesta metallien mukana järven pohjaan kalkituksen jälkeen (esim. Heikki-nen ja Alasaarela 1988, Blomqvist ym. 1993). Iso Valkjärven kalkitsemiseen käytettiin vähän fosforia sisältävää kalsiumkarbonaattia (teoreettinen lisäys $< 4 \mu\text{g P l}^{-1}$, Weppling ym. 1992), joten kalkin epäpuhtautena sisältämä fosfori ei vaikuttanut merkittävästi veden fosforipitoisuuteen. Kasvukauden aikaiset N:P-suhdeluvut (painoyksikköinä) olivat samaa tasoa, 25-100, kuin 1980-luvulla mitatut suhteet (Jones 1990). Ravinnesuhteiden perusteella fosfori on todennäköisin tuotantoa rajoittava ravinne Iso Valkjärvessä.

2.6. Vertailupuoli neutraloitui osittain keväällä 1992

Huhtikuussa 1992 neutraloitua vettä siirtyi jakolinjan ali vertailupuolelle. Tämän takia myös vertailupuoli neutraloitui jonkin verran ja mm. veden pH, alkaliniteetti sekä kalsiumin ja epäorgaanisen hiilen pitoisuudet suurenivat (kuva 1). Vertailupuolen alusveden kemialliset tulokset osoittavat, että vuotoa tapahtui jo talvella 1992. Vuoto vaikeutti vertailupuolen käyttöä alkuperäiseen tarkoitukseensa. Toisaalta koe- ja vertailupuolen välinen alkaliniteettiero säilyi noin kymmenkertaisena ja kalsiumpitoisuuksien ero noin nelinkertaisena (liite 1). Tällä perusteella voidaan sanoa kalkitun puolen olleen "hyvin puskuroitu" ja vertailupuolen "huonosti puskuroitu" koko tutkimusajanjakson ajan.

3. UUELLEENHAPPAMOITUMINEN

3.1. Arviointi Sverdrupin järvikalkitusmallin avulla

Iso Valkjärven uudelleenhappamoitumista kalkituksen jälkeen arvioitiin Harald Sverdrupin kehittämällä järvikalkitusmallilla (Sverdrup 1985). Mallin antamia tuloksia verrattiin mitattuihin päällysveden arvoihin. Käytetty laskentamalli sisältää liukenemis- ja uudelleen-happamoitusosion. Mallista tulostuu koko vesimassan keskimääräinen veden laatu, joten kerrostuneisuuden vaikutukset jäävät huomiotta. Mallin liukenemisosion avulla arvioitiin kalkituksen välitön vaikutus veden laatuun ja toisaalta pohjalle vajoavan kalkikivijauheen määrä. Uudelleenhappamoitumisen laskemisessa tärkeimpiä lähtötietoja olivat pohjalle vajonneen kalkitusaineen määrä, veden teoreettinen vaihtumisaika järvessä ja valumavesien happamuus. Lähivuosien valunnan määränä käytettiin pitkän aikavälin laskennallista keskiarvoa ja valunnan happamuuden sekä kalsiumpitoisuuden oletettiin lähivuosina säilyvän nykyisellä tasollaan.

Veden laadun mittauksissa havaittiin kalkikivijauheen liunneen ensimmäisinä kuukausina selvästi tehokkaammin kuin mallilla alunperin ennustettiin. Tämän vuoksi Sverdrupin mallilla toteuttiin kahdet rinnakkaiset ajot, joista ensimmäisessä uudelleenhappamoitumisen lähtökohtana oli liukenemisosiolla mallinnettu veden laatu välittömästi kalkituksen jälkeen toukokuussa 1991 (malliajo 1) ja toisessa lähtökohtana oli mitattu veden laatu syyskuussa 1991 (malliajo 2) (kohta 3.2.1.).

3.1.1. Sverdrupin järvikalkitusmallin lähtötiedot

A. Liukenemisosio (kalkittu puoli)

pH ennen kalkitusta	5,2
Kalkitusalueen syvyys	3,8 m
Annostelu	36,4 g m ⁻³ (yht. 3,05 t)
Kalkittu osuus pinta-alasta	30 %
CaCO ₃ -pitoisuus kalkitusaineessa	96 %
Teoreettinen ominaisneutralointitarve	6 g CaCO ₃ m ⁻³ pH-yksikkö ⁻¹
Kalkitusaine Parfill P5, keskimääräinen raekoko (levitys kalkkimaitona)	32 µm

Levitetystä kalkkikivijauheesta 27 % ennustettiin laskelmien perusteella liukenevan vajotessaan, jonka seurauksena Ca-pitoisuus vedessä kohoaisi noin 4 mg l⁻¹:ssa ja pH-arvo nousisi keskimäärin 6,9:ään vesimassassa.

B. Uudelleenhappamoitumisosio (kalkittu puoli)

Alkuajankohta	Malliajo 1 toukokuu 1991	Malliajo 2 syyskuu 1991
pH kalkituksen jälkeen	6,9	7,0
Ca-pitoisuus järvessä	5 mg l ⁻¹	9 mg l ⁻¹
pH valunnassa	5,3	5,3
Ca-pitoisuus valunnassa	0,9 mg l ⁻¹	0,9 mg l ⁻¹
Keskisyvyys	3,8 m	3,8 m
Teoreettinen viipymä	3,3 vuotta (valunta 8,3 l s ⁻¹ km ⁻²)	3,3 vuotta (valunta 8,3 l s ⁻¹ km ⁻²)
Kalkitun alueen osuus	30 %	30 %
Kalkkiveä pohjalla	2,2 t	1,3 t
Järven tilavuus	83 800 m ³	83 800 m ³

3.2. Laskennallinen ja havaittu uudelleenhappamoituminen

3.2.1. Puskurikyky ja pH alittanevat raja-arvon vuonna 1997

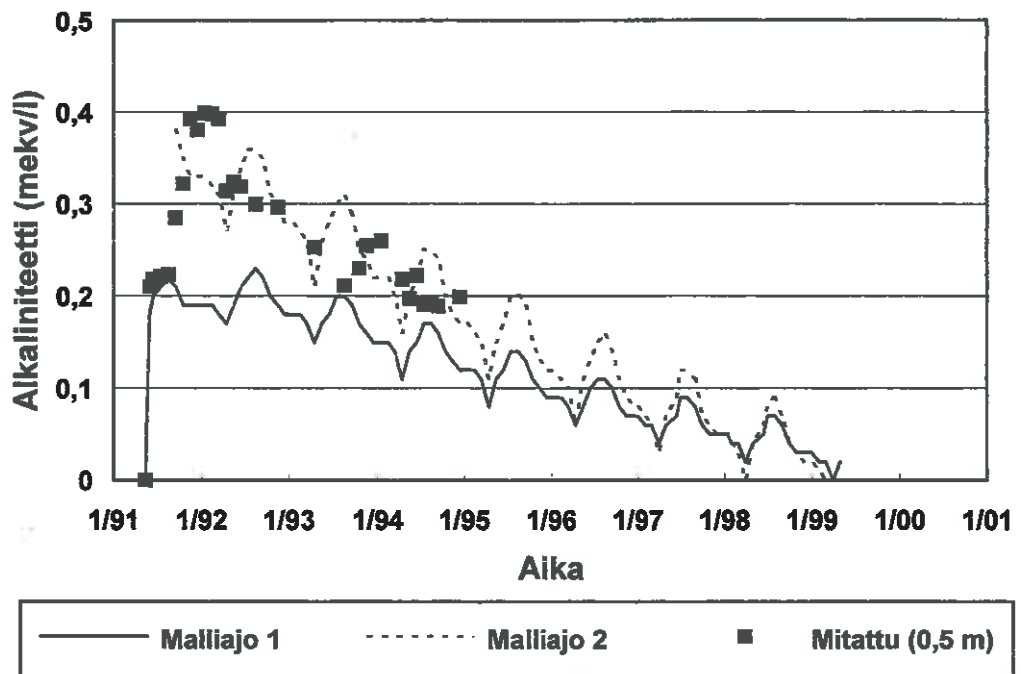
Viidessä kuukaudessa kalkituksen jälkeen kalkkikivijauhetta oli liennut veteen selkeästi runsaammin kuin mallin perusteella (malliajo 1) alunperin arvioitiin (kuvat 5-7). Pitkällä aikavälillä eri malliajot päätyvät kuitenkin lähes yhtäläiseen lopputulokseen. Niiden perusteella alkaliniteetti alittaisi raja-arvon 0,05 mekv l⁻¹ ensimmäisen kerran koko vesimassassa keväällä 1997 ja selkeämmin keväällä 1998 (kuva 5). Veden pH-arvo 6,0 alittuisi ensimmäisen kerran niukasti jo aikaisemmin (kuva 6). Mallitulosten perusteella järven kalkitus kestäisi vesimassassa tavoitetasolla keskimäärin 5-6 vuotta ja selkeämpi keväinen ja kevättalvinen happamoituminen olisi tosiasia 6-7 vuodessa. Levitetystä kalkitusaineesta liukenesi malliarvion perusteella 6 vuodessa yhteensä runsaat 85 %, mikä olisi erittäin suuri osuus (vrt. Wilander ym. 1995).

3.2.2. Malli on ennustanut muutokset oikeansuuntaisesti

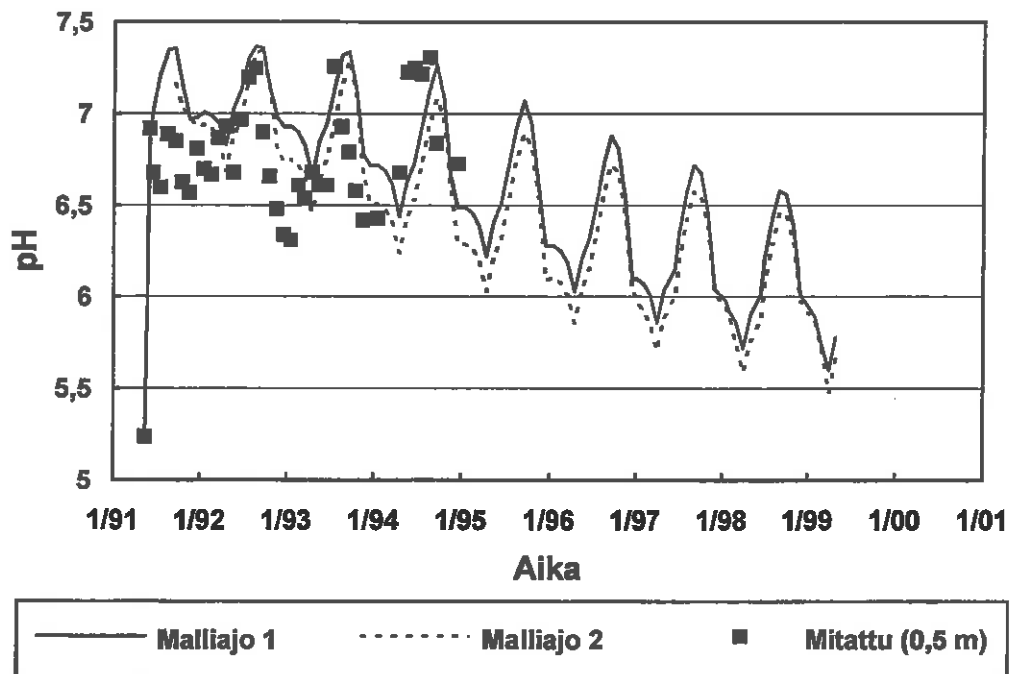
Tähän mennessä saatujen tulosten perusteella mallin ennustukset näyttävät oikeansuuntaisilta. Ylimmän vesikerroksen mittaustulokset ovat aliarvioita pH-arvoa lukuunottamatta, koska pohjan läheisyydessä dessä kalsiumin ja alkaliniteetin arvot ovat suurempia. Päällis-

vesi muodostaa kuitenkin valtaosan eli lähes 75 % vesimassan koko tilavuudesta Iso Valkjärvestä.

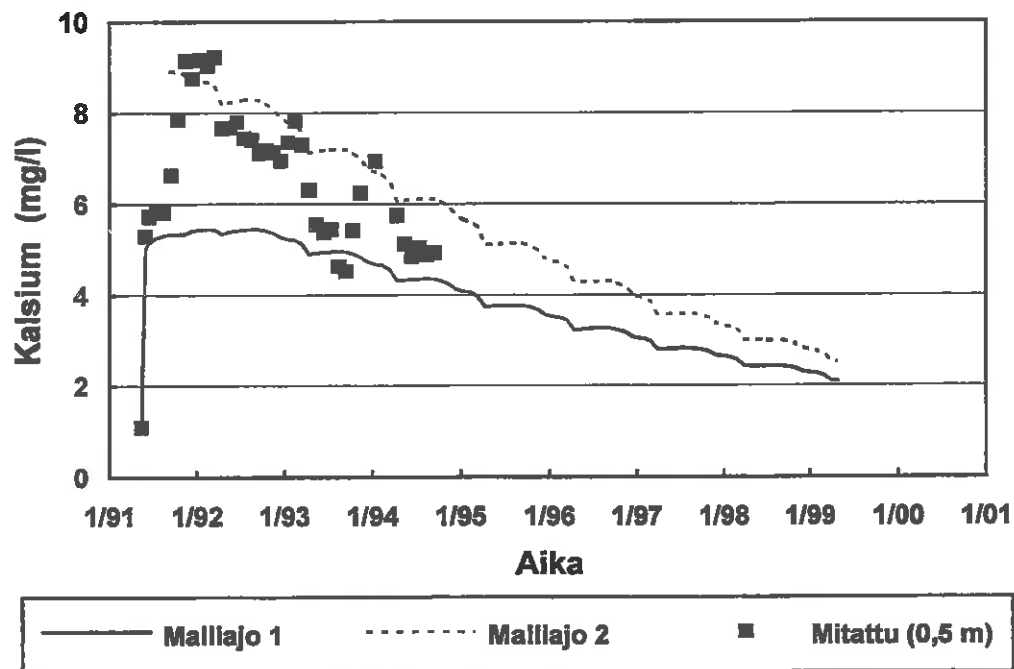
Iso Valkjärvestä kalkituksen vaikutusaika on selvästi keskimääräisiä pienten järvien uudelleenhappamoitumisaikoja pidempi. Lumen sulamiseen liittyviä happamia episodeja esiintyy vain lievinä Iso Valkjärven päällisvedessä. Veden pH-arvo on pysytellyt kalkituilla puolella koko ajan yli 6:n (kuva 1). Iso Valkjärven kalkittu puolisko edustaa 23 % valuma-alueensa pinta-alasta (koko järvi 25 %). Ruotsalaisten kokemusten perusteella valuma-alueen järvisyyden tulisikin ylittää 10 %, että suora järvikalkitus ainoana menetelmänä turvaisi tyydyttävän lopputuloksen (SNV 1994).



Kuva 4. Mallinnettu (käyrät) ja päällisvedestä mitattu (neliöt) alkaliniteetin muutos Iso Valkjärvestä kalkituksen jälkeen. Malliajo 1:n lähtökohtana on liukenemisosiolla mallinnettu vedenlaatu toukokuussa 1991 ja malliajo 2:n lähtökohtana on mitattu vedenlaatu syyskuussa 1991. Mitatut arvot esitetään kuukausikeskiarvoina.



Kuva 5. Mallinnettu (käyrät) ja päällysvedestä mitattu (neliöt) pH-arvon muutos Iso Valkjärvessä kalkituksen jälkeen. Mitatut arvot esitetään kuukausikeskiarvoina



Kuva 6. Mallinnettu (käyrät) ja päällysvedestä mitattu (neliöt) veden kalsiumpitoisuuden muutos Iso Valkjärvessä kalkituksen jälkeen. Mitatut arvot esitetään kuukausikeskiarvoina.

4. Kirjallisuus

Arvola, L. 1986. Spring phytoplankton of 54 small lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 137. s. 125-134.

Arvola, L., Metsälä, T.-R., Similä, A. & Rask, M. 1990. Phyto- and zooplankton in relation to water pH and humic content in small lakes in Southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24. s. 688-692.

Blomqvist, P., Bell, R.T., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. 1993. Pelagic ecosystems responses to nutrient additions in acidified and limed lakes in Sweden. *Ambio* 22. s. 283-289.

Broberg, O. 1987. Nutrient responses to the liming of lake Gardsjön. *Hydrobiologia* 150. s. 11-24.

Bukaveckas, P.A. 1990. Effects of whole-lake base addition on the limnology of an acidic Adirondack lake (Woods Lake, NY, USA). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24. s. 470-473.

Bukaveckas, P.A. & Driscoll, C.T. 1991. Effects of whole-lake base addition on the optical properties of three clearwater acidic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48. s. 1030-1040.

Driscoll, C.T., Fordham, G.F., Ayling, W.A. & Oliver, L.M. 1989. Short-term changes in the chemistry of trace metals following calcium carbonate treatment of acidic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46. s. 249-257.

Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101. s. 145-164.

Heikkinen, K. & Alasaarela, E. 1988. Happamoituneiden vesistöjen neutralointi - kirjallisuuskatsaus. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 18. 93 s.

Hultberg, H. & Andersson, B.I. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. *Water, Air, and Soil Poll.* 18. s. 311-331.

Jones, R.I. 1990. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: biological uptake of phosphate. *Freshw. Biol.* 23. s. 323-337.

Järvinen, M. & Rask, M. 1992. The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment - changes in epilimnetic water properties of L. Iso Valkjärvi following liming. *Lammi Notes* 19. s. 1-8.

Järvinen, M., Rask, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J., & Arvola, L. 1992. Iso Valkjärven kalkituskokeen vesikemialliset ja biologiset tutkimukset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar* 54. s. 35-60.

Mannio, J. 1993. Lammin Iso Valkjärven koeneutraloinnin alumiinitutkimukset. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 458. s. 19-20.

Rask, M. 1991. Iso Valkjärvi research: an introduction to a multidisciplinary lake liming study. *Finnish Fish. Res.* 12. s. 25-34.

SNV 1994. Kalkning av våtmarker. Policydokument. Naturvårdsverket. 20 s.

Sverdrup, H. 1985. Calcite dissolution kinetics and lake acidification mitigation. Doctoral Thesis from Lund Institute of Technology, Lund. 169 s.

Weppling, K., Järvinen, M. & Rask, M. 1992. The Lake Iso Valkjärvi Project: ecological studies of liming on an artificially divided acidified lake in southern Finland. *Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich* 67. s. 62-75.

Wilander, A., Andersson, P., Borg, H. & Broberg, O. 1995. The effects of liming on water chemistry. Teoksessa: Henrikson, L. & Brodin, Y.W. (toim.), *Liming of acidified surface waters - A Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. s. 125-178.

LIITE 1. Päälyllyveden (0-1 m) fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien vuosikeskiarvot (\pm keskihajonta) Iso Valkjärvenissä.

	1990		1991		1992		1993	
	VERTAILU N=13	KALKITTU N=16	VERTAILU N=25	KALKITTU N=16	VERTAILU N=23	KALKITTU N=23	VERTAILU N=12	KALKITTU N=12
pH	5.27 \pm 0.18	6.88 \pm 0.28	5.38 \pm 0.25	6.88 \pm 0.28	5.94 \pm 0.39	6.91 \pm 0.32	5.86 \pm 0.17	6.70 \pm 0.30
alkaliniteetti mekv l ⁻¹	-0.008 \pm 0.004	0.248 \pm 0.064	0.002 \pm 0.007	0.248 \pm 0.064	0.041 \pm 0.045	0.321 \pm 0.036	0.025 \pm 0.009	0.255 \pm 0.045
johtokyky mS m ⁻¹ 25°C	1.42 \pm 0.11	3.62 \pm 0.65	1.38 \pm 0.18	3.62 \pm 0.65	1.58 \pm 0.08	4.44 \pm 0.34	1.68 \pm 0.29	3.75 \pm 0.73
veden väri mg Pt l ⁻¹	70 \pm 12	72 \pm 13	67 \pm 11	72 \pm 13	71 \pm 6	62 \pm 8	62 \pm 16	63 \pm 10
Secchi-näkösyyvyys m	1.8 \pm 0.2	2.6 \pm 0.6	2.0 \pm 0.5	2.6 \pm 0.6	1.9 \pm 0.4	2.4 \pm 0.5	2.1 \pm 0.5	2.4 \pm 0.7
PO ₄ -P μ g l ⁻¹	2 \pm 1	2 \pm 1	2 \pm 2	2 \pm 1	2 \pm 1	2 \pm 1	2 \pm 1	1 \pm 1
NO ₂ +NO ₃ -N μ g l ⁻¹	8 \pm 4	13 \pm 10	20 \pm 38	13 \pm 10	37 \pm 39	57 \pm 61	31 \pm 29	38 \pm 42
NH ₄ -N μ g l ⁻¹	-	25 \pm 44	11 \pm 14	25 \pm 44	43 \pm 42	87 \pm 85	66 \pm 74	36 \pm 42
P _{kok} μ g l ⁻¹	20 \pm 4	19 \pm 6	25 \pm 7	19 \pm 6	25 \pm 8	18 \pm 5	20 \pm 5	19 \pm 9
N _{kok} μ g l ⁻¹	491 \pm 52	491 \pm 118	505 \pm 79	491 \pm 118	595 \pm 98	610 \pm 119	456 \pm 99	468 \pm 119
DIC mg l ⁻¹ a	0.44 \pm 0.39	2.95 \pm 1.01	0.56 \pm 0.60	2.95 \pm 1.01	1.17 \pm 0.51	4.22 \pm 0.81	1.24 \pm 0.83	3.76 \pm 1.28
DOC mg l ⁻¹ b	7.7 \pm 0.4	7.0 \pm 0.1	6.8 \pm 0.8	7.0 \pm 0.1	7.0 \pm 0.5	7.1 \pm 0.4	7.1 \pm 0.4	8.1 \pm 0.6
Na mg l ⁻¹	0.38 \pm 0.03	0.40 \pm 0.04	0.38 \pm 0.02	0.40 \pm 0.04	0.38 \pm 0.02	0.40 \pm 0.02	0.37 \pm 0.04	0.39 \pm 0.04
K mg l ⁻¹	0.41 \pm 0.09	0.40 \pm 0.06	0.39 \pm 0.06	0.40 \pm 0.06	0.39 \pm 0.05	0.45 \pm 0.06	0.37 \pm 0.04	0.42 \pm 0.07
Mg mg l ⁻¹	0.22 \pm 0.01	0.31 \pm 0.03	0.22 \pm 0.01	0.31 \pm 0.03	0.24 \pm 0.02	0.38 \pm 0.03	0.25 \pm 0.02	0.38 \pm 0.04
Ca mg l ⁻¹	0.88 \pm 0.09	6.30 \pm 1.26	1.07 \pm 0.10	6.30 \pm 1.26	1.76 \pm 0.25	7.69 \pm 0.65	1.68 \pm 0.29	5.95 \pm 1.07
Fe mg l ⁻¹	0.20 \pm 0.03	0.20 \pm 0.05	0.20 \pm 0.04	0.20 \pm 0.05	0.17 \pm 0.04	0.13 \pm 0.04	0.15 \pm 0.04	0.12 \pm 0.04
Al _{kok} μ g l ⁻¹	47 \pm 9	38 \pm 16	49 \pm 15	38 \pm 16	44 \pm 28	25 \pm 16	35 \pm 11	42 \pm 32
SO ₄ ²⁻ mg l ⁻¹ c	2.3 \pm 0.3	2.6 \pm 0.2	2.3 \pm 0.5	2.6 \pm 0.2	2.1 \pm 0.2	2.7 \pm 0.3	2.8 \pm 0.4	3.0 \pm 0.4
Cl ⁻ mg l ⁻¹ c	0.69 \pm 0.07	0.58 \pm 0.09	0.62 \pm 0.09	0.58 \pm 0.09	0.61 \pm 0.06	0.61 \pm 0.05	0.71 \pm 0.11	0.66 \pm 0.07

a liuennot epäorgaaninen hiili b liuennot orgaaninen hiili c 1993: N = 5

NEUTRALOINNIN VAIKUTUKSET ISO VALKJÄRVEN EKOSYSTEEMIN RAKENTEeseen JA TOIMINTAAN KOLMEN VUODEN AIKANA

Martti Rask¹, Marko Järvinen², Kirsi Kuoppamäki², Erkki Makkonen³, Uwe
Münster² & Hannu Pöysä⁴

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, 16970 Evo

² Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi

³ Joensuun yliopisto, Biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu

⁴ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon riistantutkimusasema, 16970 Evo

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	27
2. PLANKTONYHTEISÖ	27
2.1. Monipuolinen yhteisön rakenteen ja prosessien tutkimus	27
2.2. Kalkituksen välittömät lyhytaikaiset vaikutukset	29
2.2.1. Planktonyhteisö taantui viikon ajaksi	29
2.2.2. Kalojen vasteet alussa vähäisiä - myöhemmin happostressi poistui	30
2.3. Pidempiaikaiset vaikutukset planktoniin	30
2.3.1. Ei muutoksia bakteerien tiheyksissä ja biomassassa	30
2.3.2. Mikrobin entsyymiaktiivisuudet suurempia kalkitulla puolella	32
2.3.3. Valon tunkeutuminen mahdollisti perustuotannon syvemmällä	32
2.3.4. Limalevä <i>Gonyostomum semen</i> väheni päällysvedessä	33
2.3.5. Kasviplankton siirtyi syvemmälle vesipatsaassa	33
2.3.6. Kasviplanktonin runsaussuhteissa muutoksia	34
2.3.7. Alkueläintiheydet vaihdelleet molemmilla puoliskoilla	34
2.3.8. Ennen kalkitusta tyypillinen happaman järven eläinplanktonyhteisö	35
2.3.9. Kalkituksen jälkeen eläinplanktonissa vain vähäisiä muutoksia	35
2.3.10. Vertailupuolen eläinplankton muuttui kalakuoleman jälkeen	38
3. POHJAELÄIMET	38
3.1. Vallitsevat pohjaeläinryhmät ennallaan	38
3.2. Happamoitumisherkät pohjaeläimet hyötyivät	39
4. KALAT	40
4.1. Kalakuolema vierailee vertailupuolella syksyllä 1992	41
4.2. Tiheä ahvenpopulaatio kalaston perustana	41
4.3. Ahvenen mädin kuolleisuus väheni	43
4.4. Lisääntyikö ahvenen kasvu ?	44
4.5. Kalojen ravinto-olot ennallaan	44
5. TELKKÄ	44
6. YLEISTARKASTELU	46
7. KIRJALLISUUS	47

1. JOHDANTO

Suomalaisen happamoitumistutkimusprojektin (HAPRO) vesibiologisissa tutkimuksissa keskityttiin lähinnä happamoitumisen vaikutusten kartoittamiseen (Kauppi ym. 1990). Happamoituneiden vesien neutralointia ja kalkituksen biologisia vaikutuksia käsiteltiin muutamissa tutkimuksissa (Alasaarela ym. 1990, Niinioja ym. 1990, Salonen ym. 1990, Raitaniemi & Rask 1990). Yhdessäkään niistä ei ole tarkasteltu neutraloinnin vaikutuksia järven koko ekosysteemiin. Ruotsin ja Norjan kirkkaiden vesien kalkitustuloksia ei voida soveltaa sellaisenaan meille tyypillisiin oloihin mm. siksi, että suurin osa Suomen happamoitumiselle herkistä pintavesistä on enemmän tai vähemmän humuspitoisia. Lisäksi biologiset tutkimukset ovat usein painottuneet ravintoketjun ylemmille tasoille, etenkin kaloihin (Eriksson ja Tengelin 1987, Appelberg ym. 1992). Planktonitutkimukset ovat kuvanneet pääasiassa kalkituksen vaikutuksia kasvi- ja eläinplanktonin lajistoon ja lajirunsauteen.

Kalkitus muuttaa järven kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia. Nämä muutokset voivat heijastua monin tavoin järven eliöyhteisöön (kuva 1). Eliöiden kannalta keskeisimmät kemialliset muutokset ovat pH:n nousu, eliöille haitallisten metallien, erityisesti alumiinin, pitoisuuksien väheneminen sekä järven puskurointikyvyn palautuminen (Muniz 1991). Muutokset liuenneen orgaanisen aineen tai kasviplanktonin määrissä kalkituksen jälkeen (Hultberg & Andersson 1982) voivat vaikuttaa mm. valon tunkeutumiseen vedessä ja muuttaa lämpötilan ja hapen kerrostuneisuutta (Bukaveckas 1990), mikä puolestaan vaikuttaa eliöiden syvyysjakaumaan järvessä.

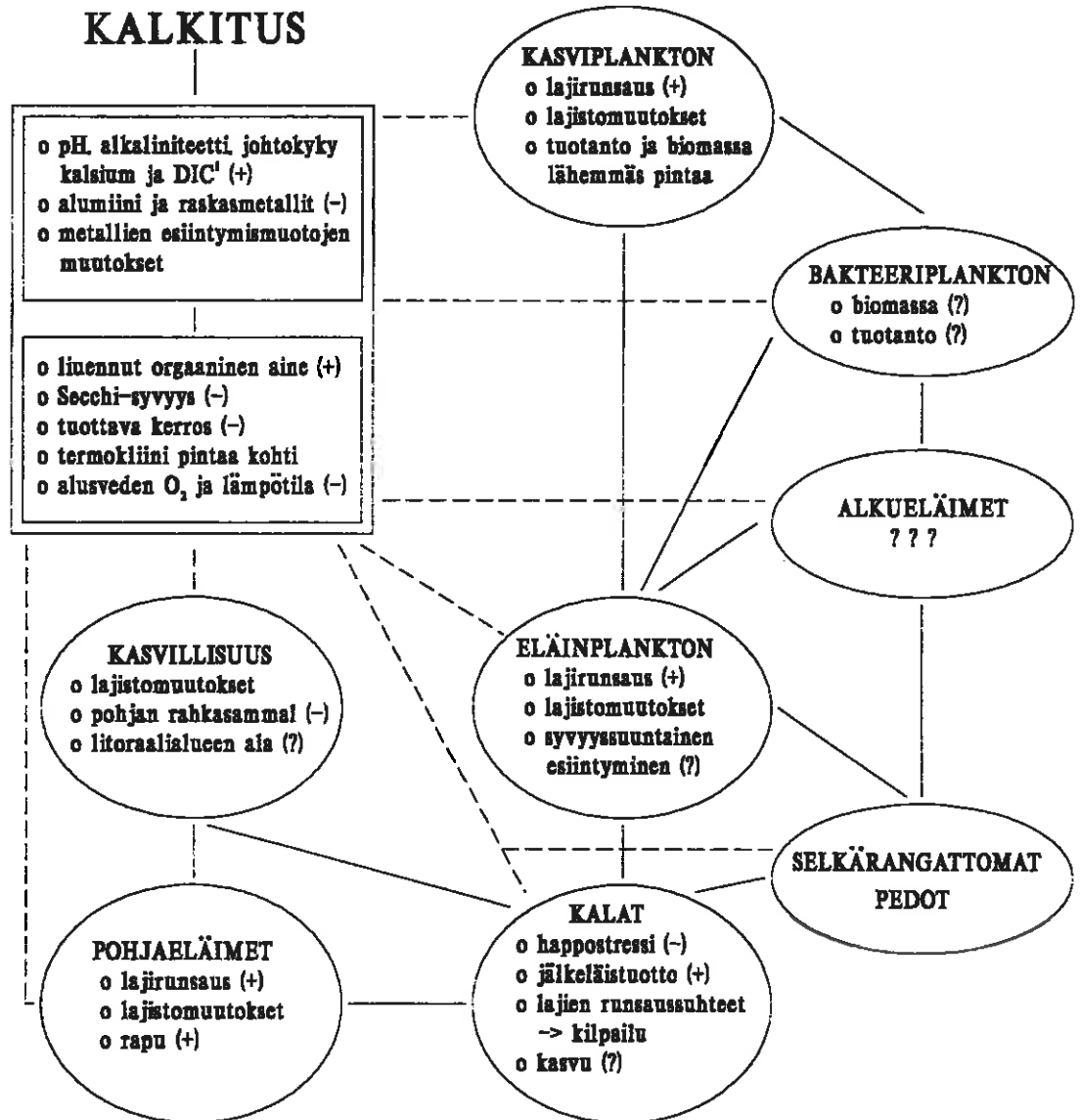
Neutraloinnin vaikutuksia bakteeriplanktoniin ja alkueläinyhteisöihin on tutkittu harvoin. Lisäksi kasviplanktonin perustuotannon, planktoniyhteisön hengityksen, entsyymiaktiivisuuksien ja eläinplanktonin tuotannon kalkitusvasteista ei ole juurikaan tietoa. Iso Valkjärven kalkituskokeessa tutkittiin monia tuotantoketjun alempien tasojen vasteita, jotka voivat heijastua ylemmille tuotantotasoille, mm. kaloihin, ravinnon saatavuuden kautta. Tässä kirjoituksessa esitellään Iso Valkjärven kalkituskokeen hydrobiologisen osan tuloksia vuosilta 1990-1993. Tarkastelun painopiste on pitkäaikaisvaikutuksissa.

2. PLANKTONYHTEISÖ

2.1. Monipuolinen yhteisön rakenteen ja prosessien tutkimus

Planktonnäytteet otettiin Sormusen putkinoutimella samoilta syvyyksiltä kuin kemialliset näytteet (ks. Järvinen ym. 1995, tämä julkaisu). Bakteerinäytteet säilöttiin formaldehydillä ja värjättiin akriflaviinilla (Bergström ym. 1986). Bakteeriplanktonin tiheys ja biomassa määritettiin epifluoresenssimikroskoopilla. Bakteerituotanto mitattiin radiohiilileimatun leusiinin oton avulla (Kirchman 1993, Münster 1994). Lisäksi tutkittiin solun kalvoraken-

teiden toimintaan liittyviä hydrolyyttisiä entsyymiaktiivisuuksia (hapan fosfataasi ja leusiiniamiinopeptidaasi, Münster 1994). Voidaan olettaa, että niiden vaste elinympäristön muutoksiin on nopea.



Kuva 1. Kalkituksen suoria ja epäsuoria vaikutusmekanismeja kirkasvetisen järven ekosysteemissä (esim. Appelberg ym. 1993; Henrikson ja Brodin 1995). Lajistomuutokset johtuvat lajien korvautuessa neutraaleihin olosuhteisiin paremmin sopeutuvilla lajeilla. Eliöiden syvyysuuntainen esiintyminen voi muuttua, jos kalkitus vaikuttaa lämpötilan ja hapen kerrostuneisuuteen tai valon tunkeutumiseen vedessä. Muutokset saalistuksessa ja lajien välisessä kilpailussa voivat heijastua sekä alemmille että ylemmille tuotantotasolle.

Kasviplanktonnäytteet säilöttiin happamalla Lugolin liuksella. Kasviplanktonin lajisto, tiheys ja solutilavuudet määritettiin käänteismikroskoopilla. Kasviplanktonin perustuotanto mitattiin radiohiilimenetelmällä 0,5 m syvyydellä. Inkubointiaika oli kuusi tuntia. Vuosina 1992 ja 1993 kasviplanktonin perustuotanto mitattiin useammalta syvyydeltä.

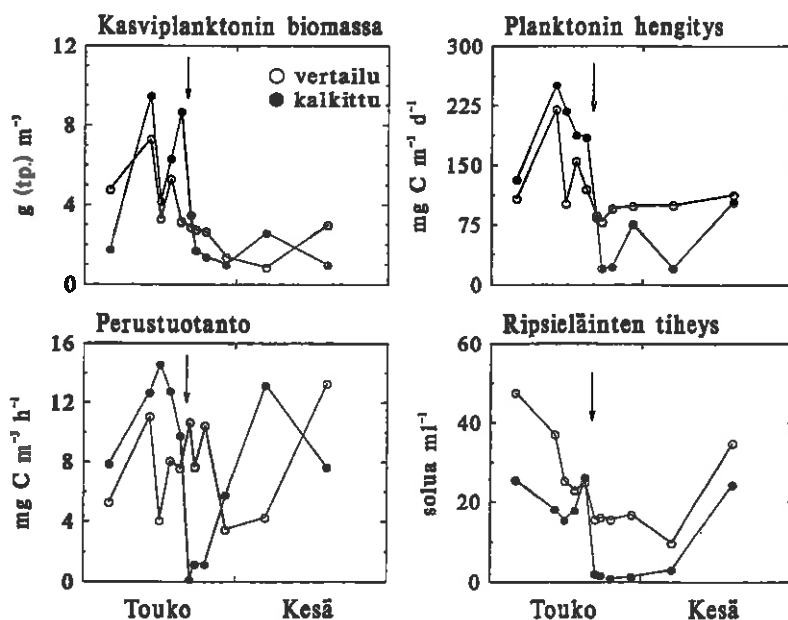
Alkueläinten (Protozoa) tiheydet ja lajikoostumus määritettiin kasviplanktonlaskennan yhteydessä. Yli 50 μm kokoiset alkueläimet laskettiin lisäksi rataseläinlaskennassa. Ripsieläimiä (Ciliata) lukuunottamatta aineiston käsittely on kesken. Eläinplanktonnäytteitä varten suodatettiin vuodenajasta riippuen 2-3 noutimellista vettä (12,7-19,1 litraa) 50 μm haavin läpi ja näyte säilöttiin 4 % formaliniin. Näytepulloon oli lisätty sokeriliuosta estämään vesikirppujen kuorten avautuminen. Eläinplanktonnäytteet laskettiin preparointi- ja käänteismikroskoopilla. Äyriäisten lajinmääritys tehtiin tutkimusmikroskoopilla.

2.2. Kalkituksen välittömät lyhytaikaiset vaikutukset

Neutraloinnin välittömiä vaikutuksia järven planktonyhteisöön (Järvinen ym. 1992, Järvinen 1993a, 1993b, Kuoppamäki 1993a, 1993b) ja ahvenen elintoimintoihin (Vuorinen ym. 1992) tutkittiin kalkitusajankohtana toukokuussa 1991.

2.2.1. Planktonyhteisö taantui viikon ajaksi

Kasviplanktonin perustuotanto ja biomassa sekä planktonyhteisön hengitys pienenivät heti kalkituksen jälkeen noin viikon ajaksi (kuva 2). Samoin bakteeriplanktonin, ripsieläinten (Järvinen 1993b) ja rataseläinten (Kuoppamäki 1993a) tiheydet pienenivät hetkellisesti. Äyriäisplanktonin välittömien vasteiden havaitsemiseksi neutralointi toteutettiin liian aikaisin keväällä. Kalkituksen lisäksi planktonin taantuminen johtui kasviplanktonin kevätkukinnan päättymisestä (Järvinen 1993a).



Kuva 2. Kalkituksen välitön vaikutus kasviplanktonin biomassaan, perustuotantoon, planktonyhteisön hengitykseen ja ripsieläinten tiheyksiin Iso Valkjärven pintavedessä (0-1 m) touko-kesäkuussa 1991. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan, 22. toukokuuta 1991.

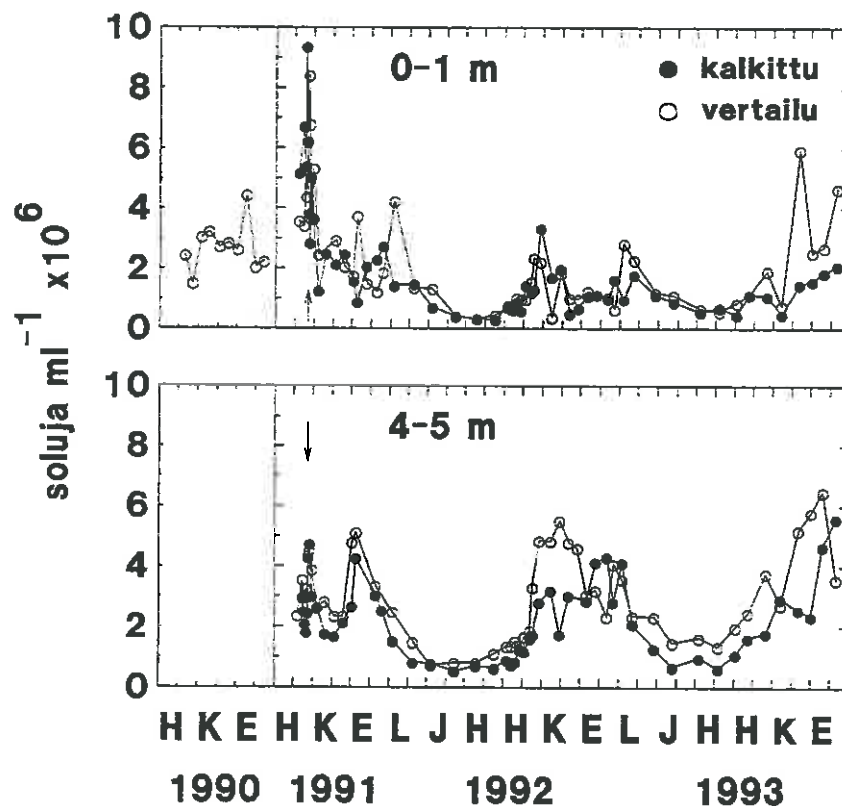
2.2.2. Kalojen vasteet alussa vähäisiä - myöhemmin happostressi poistui

Sumputettujen ahventen veren ominaisuuksissa (plasman ionit, veren glukoosipitoisuus, hematokriitti ym.) ei havaittu välittömiä vasteita neutraloinnille. Joidenkin kalkitun puolen ahventen kidusten pinnalla oli hieman saostumaa, joka oli mahdollisesti rautaa (Vuorinen ym. 1992). Kidusepiteelissä oli todennäköisesti alumiinin aiheuttamia täpliä, mutta niiden määrässä ei ollut eroa järven puoliskojen välillä. Vastaavanlainen sumputuskoe tehtiin sioille syksyllä 1991. Erot siikojen plasman ioni- ja veren glukoosipitoisuuksissa viittasivat siihen, että vertailupuolella siiat kärsivät happostressistä, mitä kalkitun puolen sioissa ei havaittu (Vuorinen ym. 1992).

2.3. Pidempiaikaiset vaikutukset planktoniin

2.3.1. Ei muutoksia bakteerien tiheyksissä ja biomassassa

Päälysveden (0-1 m) bakteeriplanktonin tiheys ja biomassa ovat vaihdelleet vuosittain molemmilla puolilla järveä (kuva 3). Keskimäärin lukumäärät ovat olleet pienempiä järven kalkitulla puolella. Bakteeritiheydet ja -biomassat ovat olleet suurimpia kasviplanktonin kevätkukinnan aikana. Alusveden bakteeritiheydet olivat kummallakin puolella suurempia kuin pinnalla. Bakteerien keskitilavuus pysyi samana molemmilla puolilla järveä: pintavedessä keskitilavuus on ollut $0,021-0,027 \mu\text{m}^3 \text{ solu}^{-1}$. Vertailupuolen bakteeritiheyksien ja -biomassan suureneminen vuonna 1993 liittyi mitä ilmeisemmin syksyn 1992 kalakuolemaan (kohta 4.1.).



Kuva 3. Bakteeriplanktonin tiheys 0-1 m ja 4-5 m syvyydellä Iso Valkjärven vertailu- ja kalkitulla puolella vuosina 1990-1993. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan.



Planktonnäytteet (vas.) otettiin kahden viikon välein ja pohjaeläinnäytteet (oik.) kuukausittain touko-syyskuun aikana.



Ahvenkannan koko ja rakenne määritettiin merkinnällä ja takaisinpyynnillä joka vuosi toukokuussa.

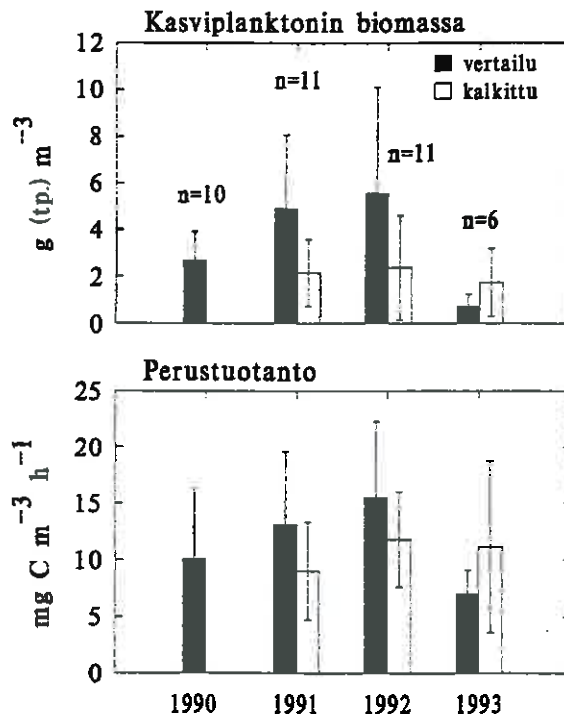
2.3.2. Mikrobien entsyymiaktiivisuudet suurempia kalkitulla puolella

Fosfataasientsyymiaktiivisuudet olivat vesipatsaassa keskimäärin $776-1\ 034\ \text{nmol l}^{-1}\ \text{h}^{-1}$. Arvot olivat korkeampia kalkitulla kuin vertailupuolella. Suurin osa (36-70 %) happamasta fosfataasiaktiivisuudesta mitattiin $< 0,2\ \mu\text{m}$ jakeesta. Myös proteolyttiset aminopeptidaasiaktiivisuudet olivat suurempia kalkitulla puolella järveä. Suurin aminopeptidaasiaktiivisuus oli kokoluokassa $0,2-1,0\ \mu\text{m}$. Yli $1\ \mu\text{m:n}$ ja $< 0,2\ \mu\text{m:n}$ jakeiden osuus oli vain 10-20 % aminopeptidaasiaktiivisuuksista.

Bakteerien tuotannossa ($4,8-27,2\ \mu\text{g C l}^{-1}\ \text{h}^{-1}$) ei ollut eroja koe- ja vertailupuolen välillä. Kalkitulla puolella hydrolyysin ja ottonopeuden suhde oli 2,1:1 ja vertailupuolella 1,3:1. Täten kalkitulla puolella liennuttua orgaanista hiiltä jäisi yli käyttökelpoiseen muotoon kun sen sijaan vertailupuolella hiilen virta olisi melko tasapainossa. Tämä viittaisi siihen, että pH:n muutos aiheuttaa mikrobisyhteisöjen aineenvaihdunnassa muutoksia, jotka ilmenevät mm. entsyymiaktiivisuuksien lisääntymisenä. Edellä mainittua tukevat myös tulokset norjalaisesta Skjervatjern järvestä (Münster 1994), missä hapotetun puoliskon entsyymiaktiivisuudet ovat olleet korkeampia kuin vertailupuolella. Bellin ja Tranvikin (1993) mukaan vesistön happamoituminen tai neutralointi ei vaikuta kuitenkaan mikrobiaktiivisuuksiin. Heidän mukaansa muutokset mikrobiprosesseissa johtuvat enemminkin epäsuorista vaikutuksista, kuten muutoksista orgaanisen aineen määrässä tai trofiatasojen rakenteessa.

2.3.3. Valon tunkeutuminen mahdollisti perustuotannon syvemmällä

Vuosina 1991 ja 1992 pintavedessä (0-1 m) kasviplanktonin perustuotanto oli yleensä pienempää kalkitulla kuin vertailupuolella (kuva 4). Syvemmällä perustuotanto oli sitä vastoin yleensä suurempaa kalkitulla puolella kuin vertailupuolella. Syynä oli kalkitun puolen suurempi valon tunkeutuminen, mikä liittyi puoliskon suurempaan näkösyvyyteen. Vuonna 1993 myös pintaveden perustuotanto oli suurempaa järven kalkitulla kuin vertailupuolella.



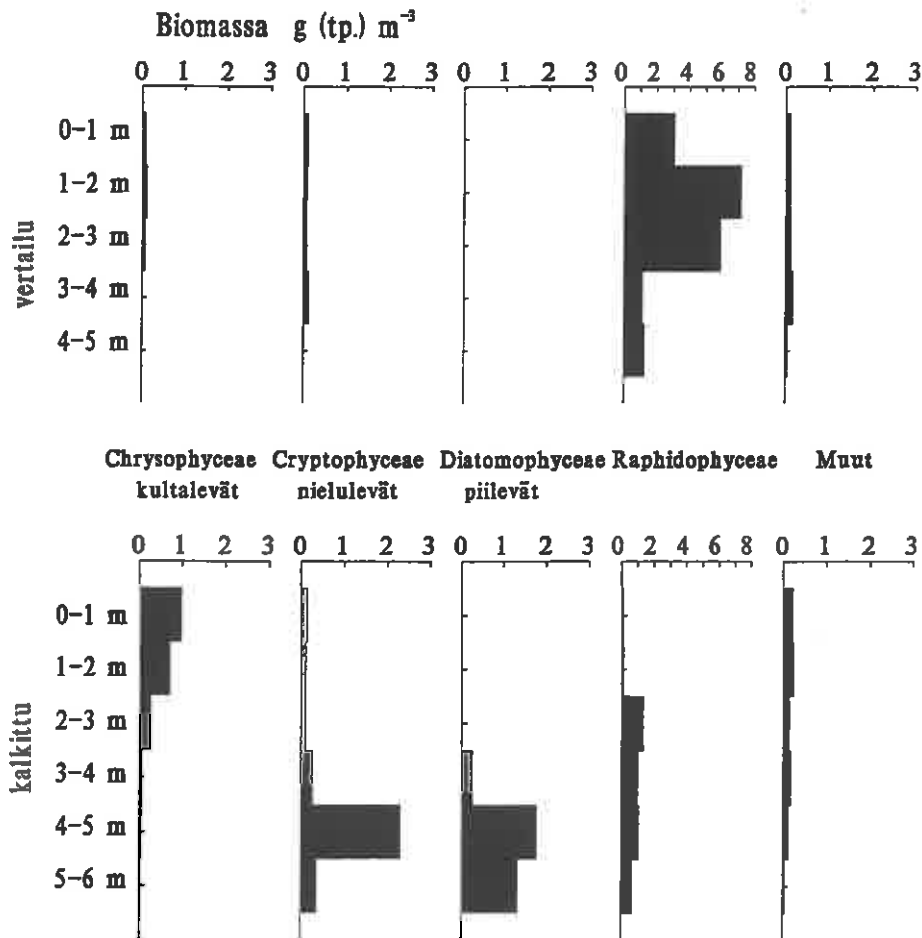
Kuva 4. Kasviplanktonin biomassa ja perustuotanto (keskiarvo \pm keskihajonta) Iso Valkjärven päällysväessä (0-1 m) touko-syyskuussa 1990-1993.

2.3.4. Limalevä *Gonyostomum semen* väheni päällysvedessä

Vuosina 1991 ja 1992 kasviplanktonin biomassa oli pintavedessä pienempi kalkitulla kuin vertailupuolella (kuva 4). Tämä johtui pääasiassa suurikokoisen *Gonyostomum semen* -levän (Raphidophyceae) pienemmästä määrästä kalkitulla puolella. Vertailupuolella kasviplanktonin biomassa väheni selvästi vuonna 1993 limalevämaksimin (*G. semen*) puuttuessa. Kasviplanktonin biomassat olivat suurimmillaan kevätkukinnan aikana ja loppukesällä/syksyllä.

2.3.5. Kasviplankton siirtyi syvemmälle vesipatsaassa

Kesällä 1992 suurin osa kasviplanktonin biomassasta oli vertailupuolella yleensä vesipatsaan kahdessa-kolmessa ylimmässä metrissä (kuva 5). Kalkitulla puolella sen sijaan suurimmat biomassat olivat 2-5 m syvyydellä. Nielu- ja piilevät sekä *G. semen* olivat vallitsevat leväryhmät (kuva 5). Koska kattavat vertikaalisarjat puuttuvat vuosilta 1990 ja 1991, vuoden 1992 tulosten perusteella ei voida varmuudella todeta muuttuiko kasviplanktonin syvyysuuntainen esiintyminen järvessä kalkituksen seurauksena. Näin todennäköisesti kävi, koska kalkitus lisäsi valon määrää alusvedessä (Järvinen ym. 1995, tässä julkaisussa). Aiemmin on todettu, että kirkasvetisessä järvessä kasviplankton siirtyi syvämmältä lähemmäs pintaa kalkituksen jälkeen, kun näkösyvyys pieneni (Bukaveckas 1990).



Kuva 5. Kasviplanktonin biomassan syvyysuuntainen jakauma leväryhmittäin Iso Valkjärven vertailu- ja kalkitulla puolella 6. heinäkuuta 1992. Huomaa ero mitta-asteikossa.

2.3.6. Kasviplanktonin runsaassuhteissa muutoksia

Kasviplanktonnäytteissä oli keskimäärin 30-50 lajia. Lajirunsaudessa ei ollut selviä eroja koe- ja vertailupuolen tai tutkimusvuosien välillä. Happamissa humusjärvissä kasviplanktonin lajirunsaus on usein suurempi kuin happamoituneissa kirkkaissa järvissä (esim. Raddum ym. 1980, Kippo-Edlund ja Heitto 1990) eikä se aina suurene kalkituksen jälkeen (Larsson 1995).

Iso Valkjärvessä kasviplanktonilajisto ei ole muuttunut suuresti kalkituksen myötä. Kalkituksen jälkeen ilmestyneitä ja runsaita lajeja olivat *Rhodomonas lacustris* -nielulevä (Cryptophyceae) ja *Fragilaria ulna* -piilevä (Diatomophyceae). *Rhodomonas* -nielulevän ilmestyminen liittyy pH:n nousuun, sillä laji esiintyy yleisimmin vesissä, joissa veden pH-arvo on yli 6 (esim. Arvola 1986). Suvun lajit ovat runsastuneet myös muissa kalkituissa järvissä (Hasselrot ym. 1984, Larsson 1988). Veden pH-arvon nousun lisäksi *Fragilaria ulnan* runsastumiseen saattoi vaikuttaa kalkan mukana tullut silikaattilisäys (teoreettinen lisäys 0,22 mg Si l⁻¹, Wepling ym. 1992), mikä vastasi 25-70 % järven silikaattimäärästä. Ruotsalaisella Gårdsjön -järvellä *Fragilaria* -suvun laji runsastui kalkitusvuonna piin pitoisuuden selvästi suurentuessa (Larsson 1988). *Fragilaria* -lajit ovat herkkiä alumiinin haitallisille vaikutuksille (Hörnström ym. 1984). Iso Valkjärven alumiinipitoisuudet eivät ole luultavasti vaikuttaneet lajin esiintymiseen tutkimuksen aikana, koska pitoisuudet olivat pieniä (keskimäärin < 50 µg Al_{kok} l⁻¹). *R. lacustris* ja *F. ulna* ilmaantuivat vertailupuolelle vasta vuonna 1992 eli sen jälkeen kun kalkittua vettä pääsi vuotamaan vertailupuolelle vuodon seurauksena. Kalkitulla puolella havaittuja muita lajistomuutoksia olivat mm. rehevyyttä ilmentävien (Heinonen 1980) Chlorococcales -viherlevien (*Scenedesmus* spp., *Pediastrum primum*) ja silmälevien (*Trachelomonas* spp., *Euglena* spp.) hienoinen yleistymisen kalkituksen jälkeen. *Gonyostomum semen* -limalevä ei suuresti vähentynyt kalkituksen jälkeen kuten on esitetty (Cronberg ym. 1988), mutta lajin syvyysuuntainen esiintymisen muuttui. *G. semen* suosii pientä valon intensiteettiä (Sörensen 1954). Tämä selittää, miksi laji esiintyi kalkituksen jälkeen syvemmillä vesipatsaassa.

Lajistotason muutokset heijastuivat leväryhmien runsaassuhteisiin. Kalkitulla puolella järveä nielu- (*R. lacustris*, *Cryptomonas* spp.), pii- (*F. ulna*), kulta- (*Dinobryon* spp., *Pedinellales*) ja tarttumalevien (*Chrysochromulina* spp.) osuus kasviplanktonin kokonaisbiomassasta ja -solutiheydestä oli suurempi kuin ennen kalkitusta ja vertailupuolella, missä limalevä dominoi pintaveden kasviplanktonin biomassaa vuoteen 1993 saakka. Vuonna 1993 kultalevien (*Uroglena* spp.) osuus kasviplanktonin biomassassa suureni molemmilla puolilla järveä.

2.3.7. Alkueläintiheydet vaihdelleet molemmilla puoliskoilla

Vuonna 1990 ripsieläinten tiheydet vaihtelivat välillä 5 ja 26 solua ml⁻¹ (Järvinen 1993b). Kalkitusta seuranneen lyhytaikaisen taantumien jälkeen päällysveden ripsieläintiheydet ovat vaihdelleet kummallakin puolella järveä ilman selviä eroja puolten ja vuosien välillä. Vuodenaikaiset tiheyshuiput ovat ajoittuneet kevääseen, jolloin myös bakteeri- ja levätiheydet ovat olleet suuria, sekä loppusyksyyn. Vuonna 1992 ripsieläinten suurimmat tiheydet (70-150 solua ml⁻¹) olivat yleensä 2,5- 4,5 m syvyydellä. Kalkitulla puolella tiheyshuippu oli syvemmillä kuin vertailupuolella. Tiheysmaksimi, >300 solua ml⁻¹, havaittiin vertailupuolen alusvedestä kalakuoleman jälkeen marraskuussa 1992. Päällysvedessä ripsieläimet ovat olleet yleensä pienikokoisia (pituus <25 µm). Beaverin ja Crismanin (1981) mukaan ripsieläinyhteisön kokojakauma siirtyy happamoitumisen myötä pienistä bakteerinsyöjistä kohti suurikokoisempia leviä laiduntavia lajeja. Iso Valkjärven molemmilla puolilla on ollut runsaasti pienikokoisia ripsieläimiä.

2.3.8. Ennen kalkitusta tyypillinen happaman järven eläinplanktonyhteisö

Ennen kalkitusta Iso Valkjärven rataseläinyhteisön valtalajit olivat *Polyarthra remata* ja *Asplanchna priodonta*. Äyriäiseläinplanktonin vallitseva ryhmä olivat vesikirput (*Daphnia longiremis*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longispina*), joiden ohella esiintyi Cyclopoida-lahkon hankajalkaisia (runsaimpana *Mesocyclops leuckarti*). Calanoida-hankajalkaiset puuttuivat yhteisöstä, vaikka ainakin *Eudiaptomus gracilis* on aiemmin esiintynyt Iso Valkjärvestä (Haberman ja Mäemets 1987). Vesikirppujen huomattava osuus eläinplanktonyhteisössä on liitetty happamille (pH < 5,5) vesille tyypillisiin piirteisiin (Havens ja DeCosta 1987, Sarvala ja Halsinaho 1990). Suomalaisille happamille vesille on ominaista Cyclopoida-lajien vallitseva asema hankajalkaisyhteisössä (Kenttämies ym. 1985) - toisin kuin esimerkiksi Ruotsin happamoituneissa vesissä, missä *E. gracilis* luonnehtii eläinplanktonyhteisöä (Stenson ym. 1993). Suurikokoisten vesikirppu- ja Calanoida-lajien sijasta pienet vesikirput (*Bosmina*, *Ceriodaphnia*) ja Cyclopoida-hankajalkaiset vallitsevat tyypillisesti järvissä, joissa on planktonia saalistava kalapopulaatio (Stenson ja Oscarson 1985, Salonen ym. 1990) - kuten Iso Valkjärvestä.

2.3.9. Kalkituksen jälkeen eläinplanktonissa vain vähäisiä muutoksia

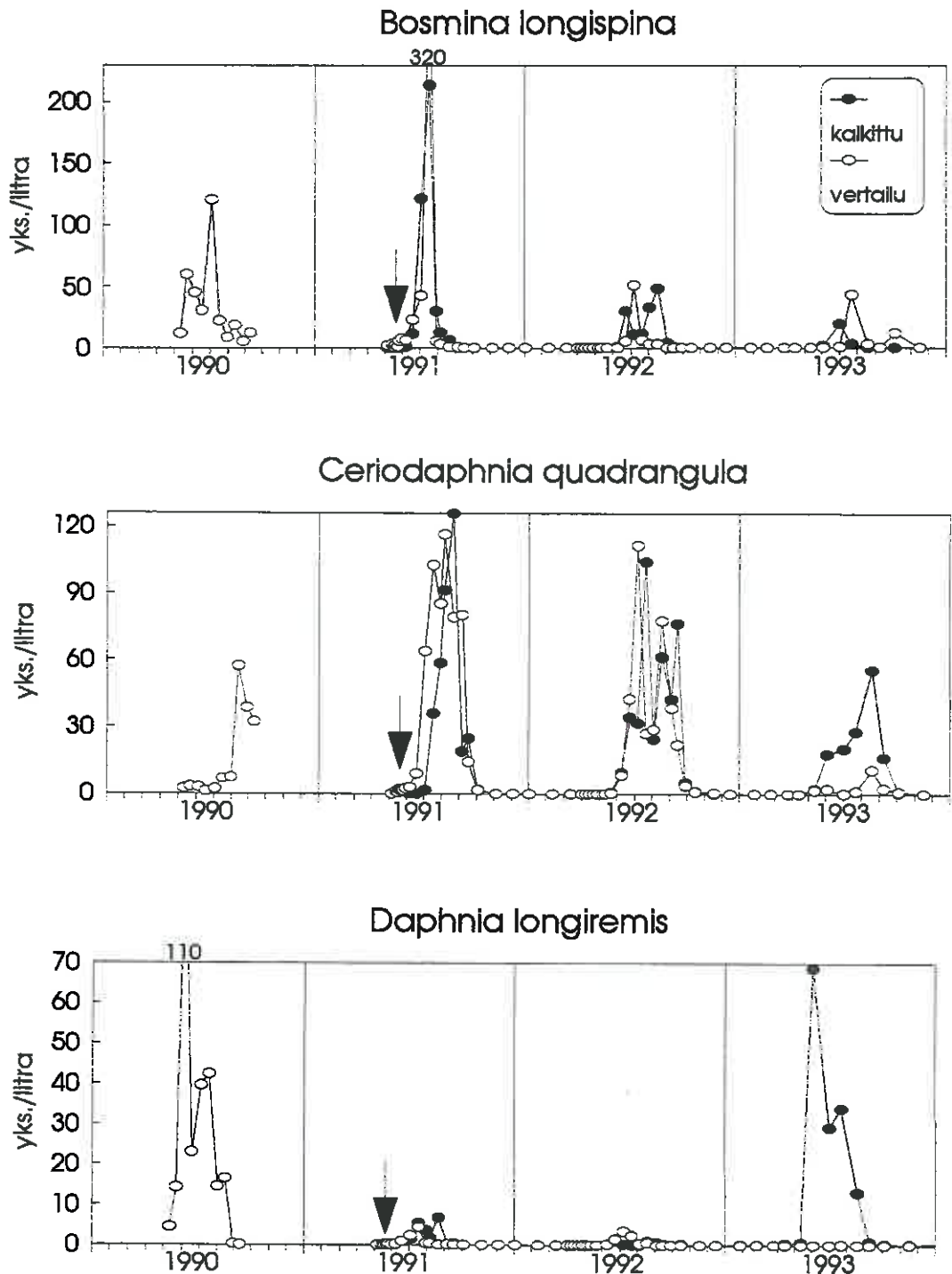
Kalkituksen jälkeen eläinplanktonilajien kokonaistihedyet ja valtalajit pysyivät pääosin samoina järven molemmilla puolilla. Vuosina 1991 ja 1992 *Daphnia* puuttui lähes täysin jakolinjan molemmilta puolilta (kuva 6). *Bosmina* näytti hyötyvän neutraloinnista, sillä kalkitulla puolella esiintyi enemmän munia kantavia yksilöitä. Yksilömäärissä ei sen sijaan ollut eroja järven puoliskojen välillä (kuvat 6 ja 7; Kuoppamäki 1993b). Kesäkuukausien rataseläinyhteisöä luonnehtivat päällysvedessä edelleen *Polyarthra remata* sekä *P. vulgaris* jakolinjan molemmiin puolin. Välivedessä esiintyi runsaana *Kellicottia bostoniensis*, joka myöhään syksyisin oli eläinplanktonyhteisön valtalaji koko vesipatsaassa järven molemmilla puolilla. Vuonna 1992 laji esiintyi kalkitulla puolella vertailupuolta syvemmällä (kuva 8). Tämä johtui kalkitun puolen paremmasta happamitehosteesta. Iso Valkjärvestä harvalukuisena esiintynyt *Keratella serrulata* -rataseläin, jota on pidetty happamien vesien ilmentäjänä (esim. Berzins ja Pejler 1987), hävisi kalkitusvuoden lopussa. Kesällä 1992 se katosi myös vertailupuolelta, mikä saattoi liittyä pH:n nousuun keväällä 1992 vuoden seurauksena.

Kesällä 1991 *Mesocyclops leuckartin* tiheydet olivat hieman suuremmat kalkitulla puolella, mutta seuraavana vuonna tätä eroa ei enää ollut. Iso Valkjärvestä talvisin esiintyneen *Cyclops strenuus* -hankajalkaisen esiintymisessä ei ollut eroja vuosien tai järven puoliskojen välillä. Sarvalan ja Halsinahon (1990) mukaan järven pH-tasolla ei ole suurta merkitystä avovesikaudella esiintyvälle *M. leuckarti* -hankajalkaiselle. Sen sijaan *C. strenuus* -talvilajiin kalkitus olisi voinut vaikuttaa positiivisesti, koska se lisääntyy keväällä, jolloin sulamisvesien aiheuttama happopulssi saattaa häiritä tätä elämänsyklinin alkua (vrt. Sarvala ja Halsinaho 1990).

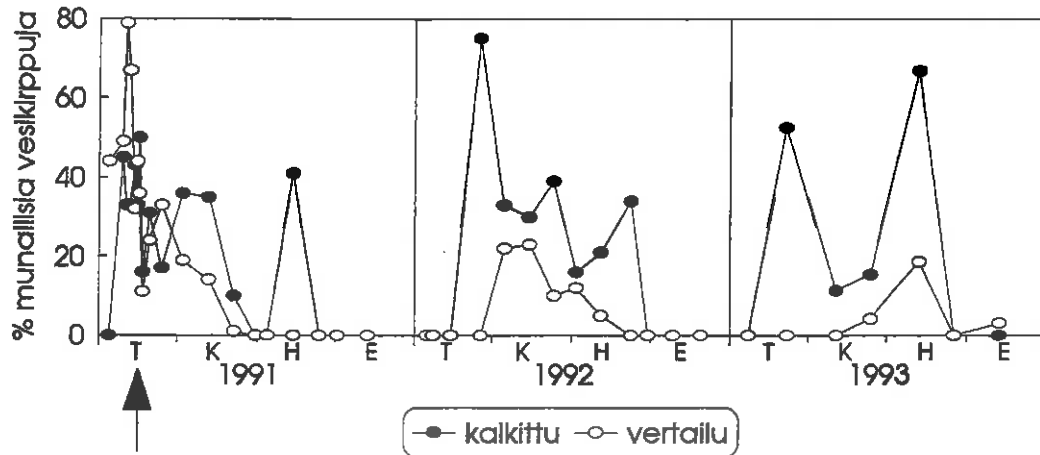
Vuonna 1993 *Daphnia longiremis* oli jälleen valtalaji kalkitulla puolella (kuva 6) yhdessä *Keratella cochlearis* -rataseläimen kanssa. Kaikki Iso Valkjärvestä tavatut vesikirppulajit esiintyvät Suomessa pH:n suhteen hyvin erilaisissa järvissä. Esimerkiksi happamoitumiselle herkkä *D. longiremis* menestyy humoosisissa happamissa vesissä (Sarvala ja Halsinaho 1990). *Daphnian* esiintymisessä havaittu huomattava vuosien välinen vaihtelu saattaa osittain selittyä sillä, että ahven vaihtoi kasvaessaan ravintokohdettaan eläinplanktonista pohjaeläinravintoon (vrt. kohta 4.5).

Kalkituksen jälkeen ei havaittu uusia äyriäislajeja. Sen sijaan vertailupuolelle ilmestyi vuonna 1991 *Holopedium gibberum*, jonka tiheydet ovat vuosi vuodelta suurentuneet. Kalkitulla puolella lajia ei ole esiintynyt. Rataseläintaksonien määrä kasvoi hieman

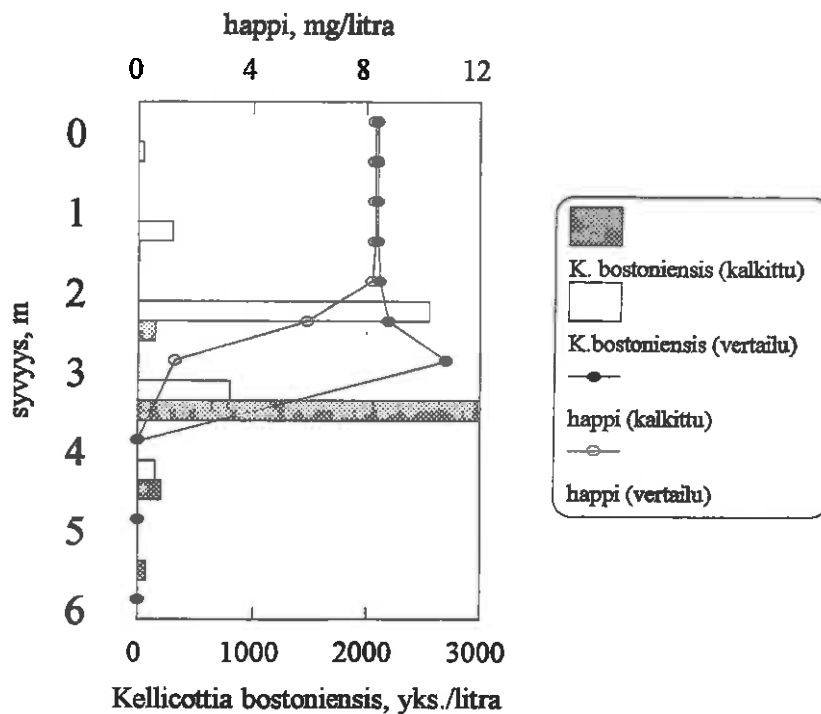
vuosina 1992 ja 1993 etenkin kalkitulla puolella, missä uusia lajeja olivat mm. *Collotheca mutabilis*, *Gastropus minor*, *Filinia longiseta* ja *Anuraeopsis fissa*. Ainakin *C. mutabilis*- ja *A. fissa* -lajien ilmestyminen saattoi liittyä kalkitukseen, sillä ne suosivat neutraaleja olosuhteita (Berzins ja Pejler 1987).



Kuva 6. Runsaslukuisimpien vesikirppujen tiheydet Iso Valkjärven pinta-vedessä (0-1 m) vuosina 1990-1993. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan.



Kuva 7. Munia kantavien naaraiden prosentuaalinen osuus Iso Valkjärven pintaveden (0-1 m) *Bosmina longispina* -populaatiossa vuosina 1991-1993. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan.



Kuva 8. *Kellicottia bostoniensis* -rataseläimen tiheys ja liuenneen hapen pitoisuus eri syvyyksillä Iso Valkjärven 3. elokuuta 1992.

2.3.10. Vertailupuolen eläinplankton muuttui kalakuoleman jälkeen

Syksyn 1992 kalakuoleman jälkeen (kohta 4.1) vertailupuolen äyriäiseläinplanktonin tiheydet olivat pieniä kesällä 1993 aiempiin vuosiin verrattuna. Vain *Bosmina* esiintyi lyhytaikaisesti runsaana heinäkuussa. Kalakuoleman seurauksena runsastuneiden malluaitten (kohta 3.1) ja *Chaoborus*-sulkasääsken toukkien saalistuspaine piti kurissa pienikokoisen äyriäiseläinplanktonin. Vuonna 1993 vertailupuolen eläinplanktoniyhteisön vallitsevana ryhmänä olivat rataseläimet, jotka ilmeisesti hyötyivät vesikirppujen pienistä tiheyksistä ja vähäisestä ravintokilpailusta. Heinäkuussa *Conochilus hippocrepis* ilmestyi uutena runsaslukuisena rataseläimenä vertailupuolelle. Bakteeritiheyksien suureneminen vertailupuolella vuonna 1993 saattoi vaikuttaa tämän bakteereja ja detritusta suodattavan lajin (Pourriot 1977) runsastumiseen.

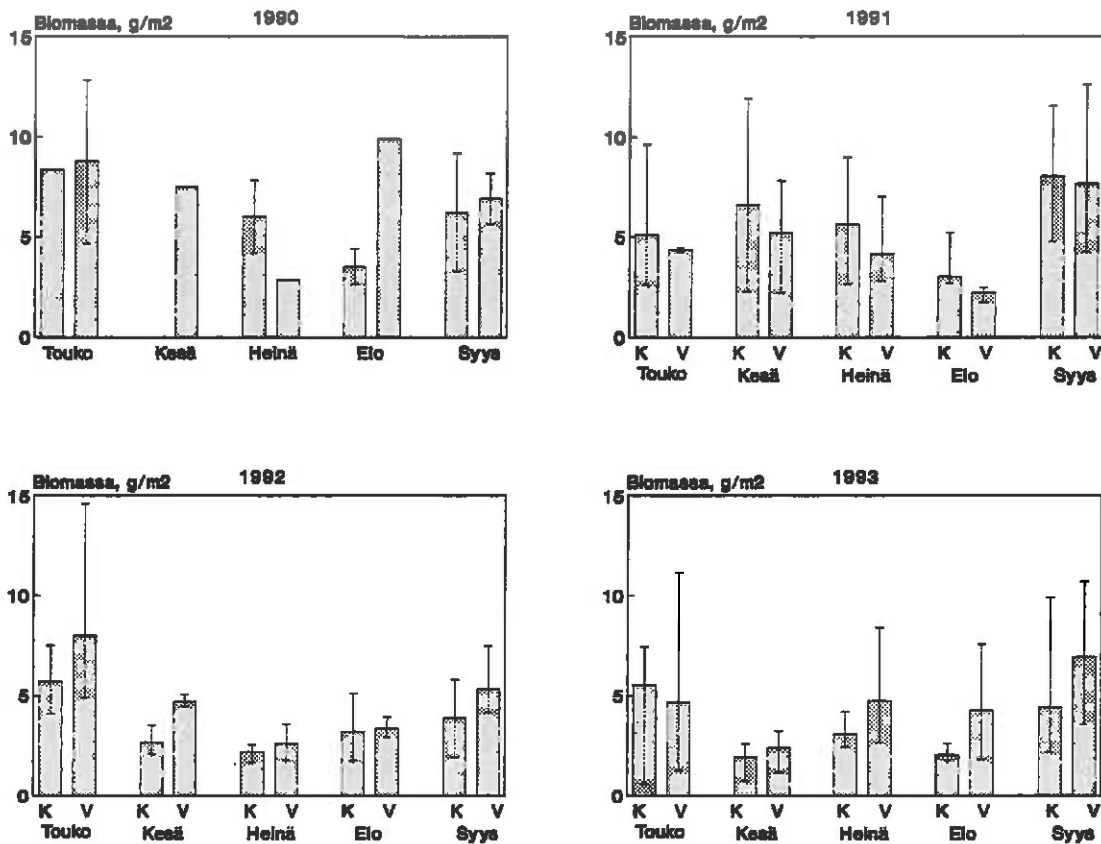
3. POHJAEELÄIMET

Iso Valkjärven kalkituskokeessa otettiin neljänlaisia pohjaeläinnäytteitä. Jakolinjan kummaltakin puolelta otettiin Kajak-tyyppisellä putkinoutimella (64 cm²) viidestä näytestä 1-2 metrin syvyydestä kvantitatiiviset näytteet kuukausittain toukokuussa. Samassa yhteydessä otettiin varsihaavilla kvalitatiiviset näytteet rannan rahkasammallautan alta sekä haranäytteet pohjan sammalkasvustosta. Lisäksi tietoa Iso Valkjärven selkärangattomien eläinten lajistosta ja runsaudesta on kerätty osana Evon riistantutkimusaseman vesilintutkimuksia (ks. Nummi ja Pöysä 1991). Näytteet on kerätty nk. aktiivisuuspyydyksillä, eräänlaisilla lasitölkistä ja muovisuppilosta tehdyillä katis-koilla, joihin joutuu pohjan yläpuolella uivia eläimiä. Pyynti on ollut yhtäjaksoista toukokuulta heinäkuun lopulle.

3.1. Vallitsevat pohjaeläinryhmät ennallaan

Pohjaeläimistön keskimääräinen kokonaistiheys putkinäytteiden perusteella oli yleensä 3 000-7 000 eläintä m⁻² ja biomassa 2-7 g m⁻² (kuva 9). Näytekohtaisten tiheyksien vaihteluväli oli 1 000-17 000 m⁻² ja biomassojen vastaavasti 1-14 g m⁻². Havaitut tiheydet ja biomassat ovat melko tyypillisiä suomalaisille metsäjärville (Tuunainen 1970, Nyberg ym. 1993). Pohjassa vallitsevana ryhmänä olivat surviaissääsken toukat (*Chironomidae*), rahkasammallautan alla päivänkorentojen toukat (*Ephemeroptera*) ja pohjasammaleen seassa harvasukamadot (*Oligochaeta*), vesisiira (*Asellus aquaticus*) ja surviaissääsken toukat. Aktiivisuuspyydyksissä runsaimpia ryhmiä olivat vesipunkit (*Hydracarina*), sukeltajakuoriaiset (*Dytiscidae*), vesiperhoset (*Trichoptera*) ja malluaitset (*Corixidae*).

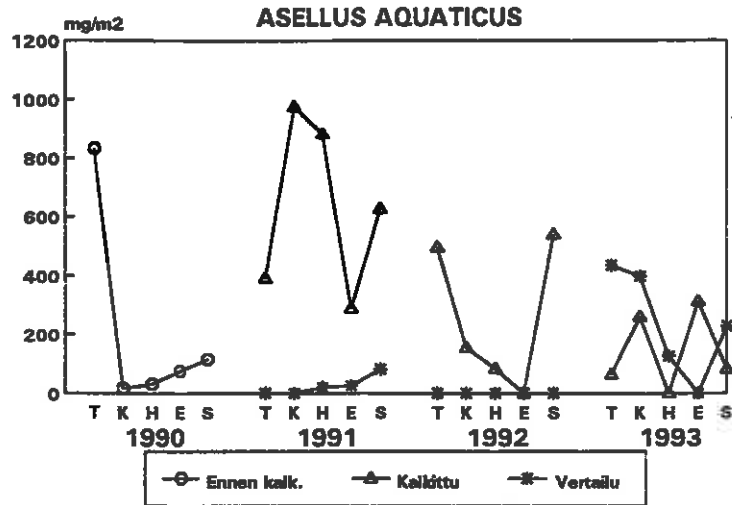
Kalkitus ei ole muuttanut suurestikaan pohjaeläimistöä. Kokonaistiheydet olivat vuonna 1990 hyvin samanlaiset molemmiin puolin tulevaa jakolinjaa ja tilanne säilyi varsin samanlaisena läpi kalkituksen jälkeisen kasvukauden 1991. Vuonna 1992 tiheydet olivat vertailupuolella jonkin verran kalkittua puoliskoa suuremmat, mutta kesän 1993 tiheyksissä ei ollut eroja. Sen sijaan kesän 1993 aikana kokonaisbiomassat olivat suurempia vertailupuolella. Syynä oli isompien pohjaeläinten suurempi osuus kalkittuun puoleen verrattuna, mikä puolestaan ilmeisesti johtui kalapredaation puutteesta. Kalojen poiston vaikutus pohjaeläimistöön voidaan havaita 2-3 vuoden kuluttua (Tuunainen 1970), joten ero puoliskojen välillä pitäisi näkyä selvimmin kasvukausina 1994-1995.



Kuva 9. Iso Valkjärven pohjaeläimistön kokonaisbiomassat (tuorepainona) touko-syyskuussa 1990-1993. Vuoden 1990 ja toukokuun 1991 näytteet on otettu ennen kalkitusta.

3.2. Happamoitumiselle herkät pohjaeläimet hyötyivät

Useimmissa pohjaeläinryhmissä tiheysien ja biomassojen vaihtelu järven puoliskojen välillä oli vuosina 1990-1993 niin samanlaista, ettei kalkituksen vaikutuksia voida havaita. Ehkä selvin neutraloinnin vaikutus todettiin vesisiirtojen tiheyksissä ja biomassoissa (kuva 10), jotka olivat pohjanäytteiden perusteella suurimmillaan kalkituksen jälkeisenä kesänä 1991. Sammallauttanäytteissä niiden suurimmat suhteelliset tiheydet ja biomassat havaittiin kalkitulla puolella seuraavana kesänä ja haranäytteissä sekä 1991 että 1992. Vesisiirran määrän lisääntyminen kalkituksen jälkeen voisi johtua runsastuneesta pohjaan kertynyttä orgaanista ainesta hajottavasta pieneliöstöstä, joka on tärkeä osa lajin detritusravinnossa (Rossi ja Fano 1979). Lyhytkestoista leväsiirran runsastumista kalkituksen jälkeen on havaittu myös ruotsalaisissa kalkituskokeissa (Eriksson ym. 1983). Syyksi on esitetty siirtojen lisääntymisen elpyminen kalkituksen jälkeen. Iso Valkjärvi ei kuitenkaan ollut ennen kalkitusta liian hapan lajin lisääntymiselle (vrt. Ökland 1980), joten mikrobiravinnon lisääntyminen vaikuttaisi todennäköisemmältä selitykseltä havaituille muutoksille.



Kuva 10. Vesisiirujen biomassa Iso Valkjärven pohjassa vuosina 1990-1993.

Päivänkorennon toukkien tiheydet kasvoivat vertailupuolella. Syynä on epäilemättä kalakuoleman aiheuttama predaation vähäisyys. Kalkitus ei näytä vaikuttaneen yleisimmän päiväkörentolajin *Leptophlebia vespertina* osuuksiin sammalnäytteissä, mutta *Cloeon dipterum* -lajin toukkien ilmaantuminen, vaikkakin pieninä määrinä, osoittaa pH:n nousun vaikutusta, sillä laji on herkkä happamuudelle. HAPRON pohjaeläintutkimuksissa lajin esiintymisen minimi-pH:ksi todettiin 5,4, kun se *Leptophlebia* -suvulla oli 4,3 (Meriläinen ja Hynynen 1990). Ruotsalaisten havaintojen mukaan *L. vespertina* määrät lisääntyivät kalkituissa järvissä keskimäärin 2,4 kertaisiksi (Eriksson ym. 1983).

Vesipatsaassa uivista selkärangattomista vesipunkkien (Hydracarina) ja sukeltajakuoriaisten (Dytiscidae) määrät ovat aktiivisuuspyydysten saaliiden perusteella lisääntyneet järven kalkitulla puolella. Malluaisten (Corixidae) määrä vertailupuolella alkoi suurentua kalojen kuoleman jälkeen.

4. KALAT

Kalatutkimuksissa on mitattu keväisin ahvenkannan rakenne ja koko merkinnän ja takaisinpyynnin avulla sekä tutkittu ahvenen lisääntymisen onnistumista hedelmöityneen mädin sumputuksilla. Ahventen kasvua ja ravintoa on tutkittu kasvukauden aikana kuukausittaisella näytteenotolla. Merkinnät on tehty eväleikkauksella toukokuussa jatkuvan merkinnän ja takaisinpyynnin periaatteen mukaisesti. Populaatioestimaatit 95 %:n luotettavuusväleinen laskettiin Krebsin (1989) mukaan. Mädin kehittymistä seurattiin tarkkailemalla verkkoseinäisiin muovipurkkeihin laitettuja noin sadan hedelmöityneen mätimunanan näytteitä kymmenestä mätinauhasta kummaltakin puolen järveä (Rask 1983). Ahventen ikä ja takautuva kasvu (Monastyrkyn menetelmä) määritettiin operculum-luusta. Ravintoanalyseissä käytettiin ravintokohteiden tilavuuden silmämääräiseen arviointiin perustuvaa pistemenetelmää (Windell 1971).

4.1. Kalakuolema vierailee vertailupuolella syksyllä 1992

Lähes kaikki vertailupuolen kalat kuolivat vuoden 1992 syys-lokakuun taitteessa, joten mahdollisuus vertailla järven puolten ahven- ja siikapopulaatioita kalkituksen jälkeen rajoittui kasvukausiin 1991 ja 1992. Yhtään kuollutta haukea ei havaittu. Kalakuoleman syyksi epäiltiin uutta muovia, joka asennettiin alkuperäisen viereen elokuussa 1992, sekä nk. "mixing zone" -vaikutusta (Rosseland ja Hindar 1991). Muovissa epäilyksiä herätti pinta-aktiivinen aine, jolla muovi on päällystetty ja jonka varsinainen tehtävä on estää pisa-ointia kasvihuoneessa. Ensimmäisten kuolleiden kalojen havaitseminen jo ennen uutta jakomuovia elokuussa 1992 viittaa kuitenkin muuhun syyhyn. Mixing zone -vaikutus tarkoittaa useimmiten virtavesissä havaittua ilmiötä, jossa kalkitun ja happaman veden sekoituessa kaloja kuolee. Olennaista lienee alumiinin kemia ja jonkin verran suurentunut Ca -pitoisuus, jotka sekoittavat kalan aineenvaihdunnan hetkellisesti. Joukkokuolema osui täyskierron aikaan, mikä viittaa myös hapetus-pelkistysolosuhteiden muuttumisen merkitykseen; järven alusvesihän on suurimman osan vuotta hapeton.

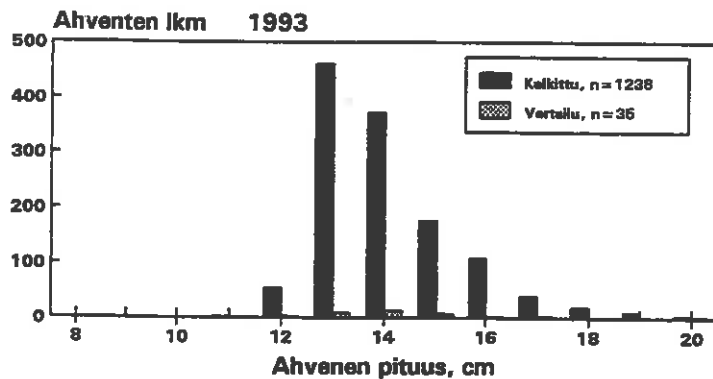
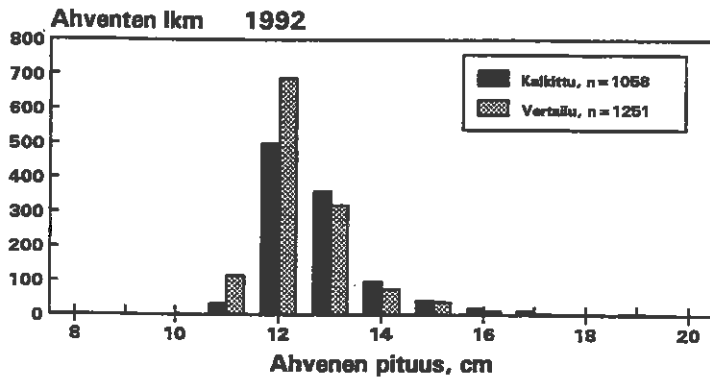
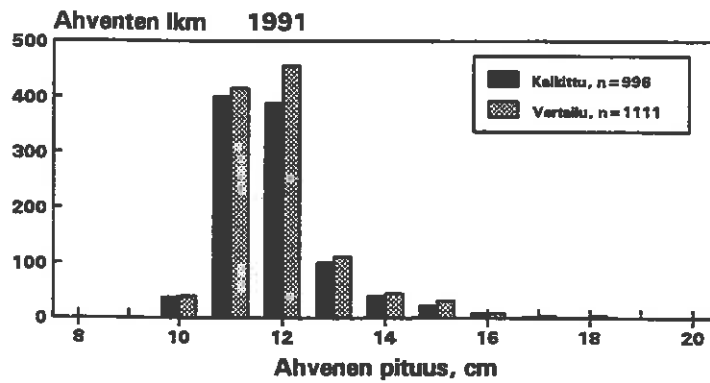
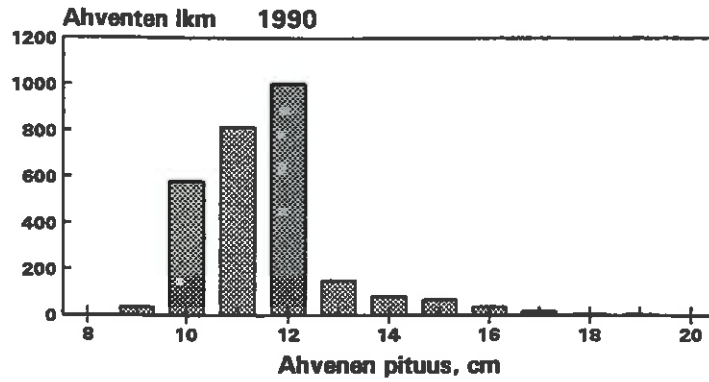
Kidusnäytteiden tutkiminen (Vuorinen ym. julkaisematon) ei selvittänyt asiaa; vertailupuolella sumputettujen ahventen kiduksista tehdyissä leikkeissä ei ollut mitään poikkeuksellista. Seeparakalatestin perusteella (Nakari, julkaisematon) muovi ei olisi akuutisti myrkyllistä. On kuitenkin mahdollista, että muovista oli ehtinyt haihtua myrkyllinen aine ennen kokeen suorittamista. Kalakuoleman syytä ei siis kyetty osoittamaan yksiselitteisesti, mutta todennäköisenä syynä pidetään kuitenkin mixing zone -vaikutusta mm. siksi, että jakolinjan vuoden jälkeen vertailupuolen vedenlaatuarvot (mm. pH, Ca ja Al) olivat sellaisia (taulukko 1), joiden vallitessa kalakuolemia on havaittu (Rosseland ja Hindar 1991).

Taulukko 1. pH, alkaliniteetti, kalsiumin ja alumiinin pitoisuus 0-3 m syvyydellä Iso Valkjärven vertailupuolella ennen kalakuolemaa kesä-syyskuussa 1992 (keskiarvo \pm keskihajonta, suluissa minimi- ja maksimiarvot) sekä Rosselandin ja Hindarin (1991) havaitsemat minimi- ja maksimiarvot, missä mixing zone -ilmiö on aiheittanut kalakuolemia jokiekosysteemissä.

N = 12	Iso Valkjärvi vertailupuoli	Rosseland & Hindar (1991)
pH	6,2 \pm 0,3 (5,8 - 6,5)	4,8 - 6,5
alkaliniteetti mekv l ⁻¹	0,04 \pm 0,01 (0,03 - 0,05)	0 - 0,05
Ca mg l ⁻¹	1,9 \pm 0,1 (1,8 - 2,1)	1,3 - 3,1
Al _{kok} μ g l ⁻¹	32 \pm 11 (4 - 45)	43 - 235

4.2. Tiheä ahvenpopulaatio kalaston perustana

Tutkimuksen alussa vuonna 1990 Iso Valkjärven ahvenpopulaation koko oli yli 11 000 katiskassa pysyvää (> 8,5 cm:n mittaista) kalaa (Rask 1991). Järven jaon jälkeen populaation tiheys oli vuosina 1991 ja 1992 kummallakin puoliskolla 1 800-2 300 ahventa hehtaarilla (taulukko 2). Vuoden 1988 voimakas vuosiluokka on ollut vallitseva koko tutkimuksen ajan ja enemmistö kaloista on ollut 11-14 cm:n mittaisia (kuva 11). Merkinän ja takaisinpyynnin perusteella vertailupuolen syksyn 1992 kalakuoleman vaikutus oli dramaattinen: kevään 1993 populaatioarvio oli vajaat 2 % edellisvuoden vastaavasta



Kuva 11. Ahventen pituusjakauma Iso Valkjärvenä vuosina 1990-1993. Vuonna 1990 merkittyjen kalojen määrä oli 2789. Pyyntimenetelmästä johtuen nuoret kalat puuttuvat jakaumasta.

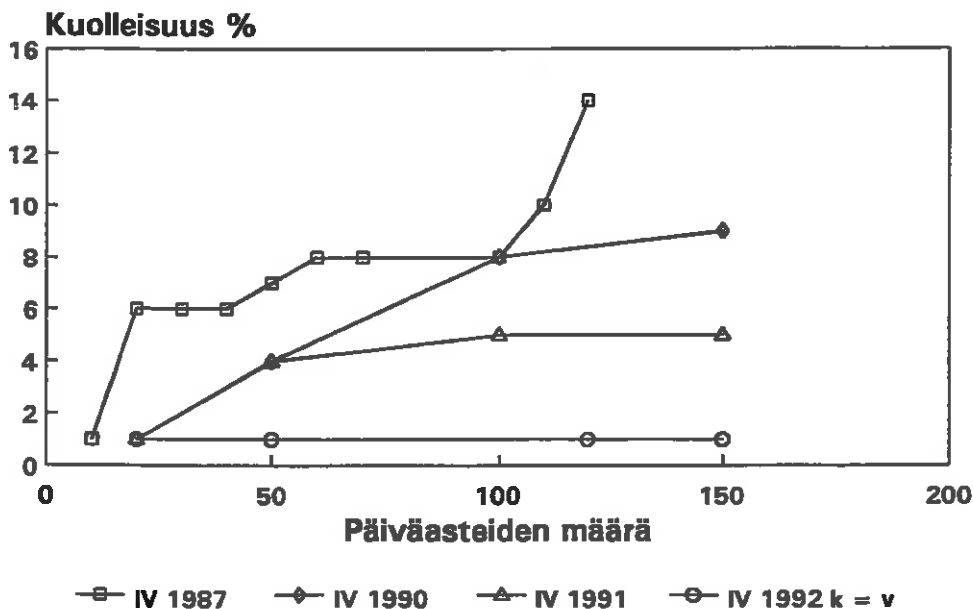
(taulukko 2). Populaatioarvion, pituusjakauman ja pituus-painosuhteen perusteella arvioitu ahvenen biomassa oli vuonna 1990 noin 200 kg eli 53 kg ha⁻¹. Vuosina 1991-1993 se oli 40-55 kg ha⁻¹ kalkitulla puolella ja 36-43 kg ha⁻¹ vertailupuolella, kunnes se romahti kalakuoleman jälkeen ja oli vain 1 kg ha⁻¹ keväällä 1993.

Taulukko 2. Iso Valkjärven ahvenpopulaation koko, populaatioestimaatin 95 %:n luotettavuusväli, ahvenkannan tiheys ja biomassa vuosina 1990-1993.

	Merk. n	Pop. est.	95 % lv	yks ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
1990	2 789	11 164	10 333 - 12 139	2 900	53
1991 Kalkittu	996	4 611	3 962 - 5 515	2 080	40
Vertailu	1 111	3 636	3 156 - 4 290	2 220	43
1992 Kalkittu	1 058	4 097	3 714 - 5 139	1 850	42
Vertailu	1 137	2 818	2 548 - 3 153	1 720	36
1993 Kalkittu	1 238	4 108	3 563 - 4 851	1 860	55
Vertailu	35	48	32 - 74	30	1

4.3. Ahvenen mädin kuolleisuus väheni

Ahvenen hedelmöityneen mädin kehittymistä seurattiin ensimmäisen kerran keväällä 1987. Tuolloin alkuiden kuolleisuus oli tavanomaista (5 %) suurempi, 10-20 % (Tuunainen ym. 1991). Myöhemmin (1990 ja 1991) kuolleisuus oli pienempi (5-10 %). Syynä kuolleisuuden pienemiseen saattoivat olla metsätaloustoimien aiheuttamat veden laadun muutokset, mm. lievä pH:n kohoaminen. Keväällä 1992 mädin kuolleisuus oli hyvin vähäinen (< 1 %) kummallakin järven puoliskolla (kuva 12). Tässä vaiheessa vertailupuolen vesi oli jo neutraloitunut vuoden takia ahvenen mädin kehittymisen kannalta riittävästi.



Kuva 12. Ahvenen hedelmöityneen mädin (alkuiden) kuolleisuus Iso Valkjärven eri vuosina.

4.4. Lisääntykö ahvenen kasvu ?

Ahventen kasvu on ollut Iso Valkjärvessä kannan suuren tiheyden takia hidasta ja kalat ovat saavuttaneet 15 cm:n keskipituuden yleensä 6-7-vuotiaina. Kalkituksen jälkeen kesällä 1991 kalat kasvoivat hieman paremmin kuin vertailupuoliskolla (Rask ym. 1993), mutta seuraavana vuonna kalojen kasvunopeudessa puoliskojen välillä ei ollut eroja.

Vertailupuolen kalakuolema muutti perusteellisesti ahvenen kasvuedellytyksiä: ravintovaroja oli kasvukaudella 1993 jakamassa vain vajaa 2 % aikaisemmasta kalamäärästä. Jäljellä olevien kalojen kasvu kiihtyi voimakkaasti. Loppukesällä pyydetty keväällä 1993 syntyneet poikaset olivat tavallista suurempia, 8-9 cm:n mittaisia. Kuukausittaisessa näytteenotossa pyydettyjen aikuisten ahventen keskipituus pysyi lähes ennallaan kalkitulla puolella, mutta suureni vertailupuolella 5-7 cm. Enimmillään vertailupuolen ahventen paino nelinkertaistui kesän 1993 aikana kun kalkitun puolen kalojen painon lisäys oli 20-40 %. Havainnot osoittavat selvästi kalakannan tiheyden vaikutuksen ravinnon saatavuuteen ja sitä kautta kalojen kasvuun.

4.5. Kalojen ravinto-olot ennallaan

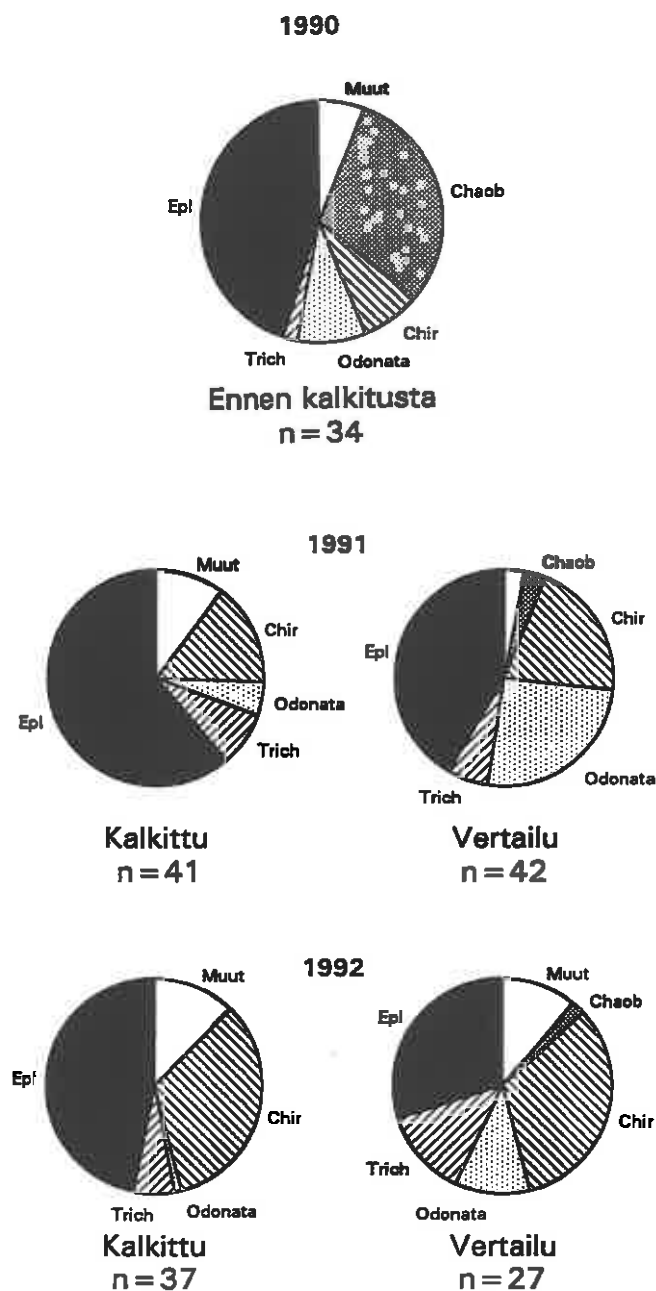
Ahvenen tärkeintä ravintoa ennen järven jakoa ja kalkitusta vuonna 1990 olivat eläinplankton sekä vesiperhosten, sudenkorentojen, surviaissääskien ja sulkasääskien toukat (Järvinen ym. 1992). Vuosina 1991 ja 1992 alle 15 cm:n mittaisten ahventen ravinto oli koostumukseltaan samanlainen järven kummallakin puoliskolla, mikä on ymmärrettävää, sillä sekä pohjaeläinyhteisöt (Järvinen ym. 1992) että äyriäisplankton (Kuoppamäki 1993b) säilyivät verraten muuttumattomina. Eläinplanktonin osuus oli kuitenkin suurempi kalkitulla kuin vertailupuolella (kuva 13). Vesikirppujen tiheydessä ei ollut vastaavaa eroa kalkitun puolen eduksi. Sen sijaan *Bosmina longispina* -vesikirpun munallisten naaraiden suurempi osuus kalkitulla puolella viittaa vertailupuolta suurempaan tuotantoon, minkä ahvenpopulaatio sitten olisi hyödyntänyt tehokkaasti. Tämä saattaa selittää myös kesällä 1991 havaitun hienoisien kasvueron kalkitun puolen ja vertailupuolen ahventen välillä. Eron puuttuminen kesällä 1992 voi johtua ahventen siirtymisestä pohjaeläinravintoon.

5. TELKKÄ

Iso Valkjärvi on kuulunut Evon riistantutkimusosaston vesilintutkimusten kohdejärviin vuodesta 1989 lähtien (Nummi ja Pöysä 1991, 1994). Kohdelajeina ovat olleet kaikki Evon alueella pesivät vesilinnut, Iso Valkjärvellä erityisesti telkkä, jonka esiintymiseen vesien happamuus voi vaikuttaa ravintotilanteen kautta (Blancher ym. 1992, Pöysä ja Virtanen 1994). Pesivät telkkäparit on laskettu kahdesti toukokuussa ja telkkäpoikueet keskimäärin joka toinen viikko kesä-elokuun aikana. Kun Iso Valkjärvi jaettiin, järven kumpikin puolisko on havainnoitu omana yksikkönään.

Kalkitus sinänsä ei ole vaikuttanut järven puoliskojen käyttöön enempää telkkäparien kuin -poikueidenkaan osalta. Tämä oli odotettua, sillä oletettavasti vesilinnut reagoivat viiveellä järviekosysteemissä tapahtuviin äkillisiin muutoksiin. Telkkäparit eivät reagoineet myöskään vertailupuolen kalakuolemaan. Sen sijaan poikuehavaintojen määrä tällä puoliskolla kasvoi ahvenkannan romahtamisen jälkeen ja oli selvästi suurempi kuin

kalkitulla puolella. Syynä tähän pidetään ravintokilpailun loppumista kalakuoleman myötä (Pöysä ym. 1994).



Kuva 13. Alle 15 cm:n mittaisten ahventen ravinnon koostumus Iso Valkjärvässä elokuussa 1990-1992. Epl = eläinplankton, Trich = vesiperhosen toukat, Odonata = sudenkorennon toukat, Chir = surviaissäskien toukat, Chaob = sulkasääskien toukat.

6. YLEISTARKASTELU

Planktonyhteisössä ei todettu monia sellaisia muutoksia, jotka voisi selittää yksinomaisina vasteina kalkitukselle. Esimerkiksi valtaosa Iso Valkjärven kasvi- ja eläinplanktonlajeista voi esiintyä monenlaisissa vesissä - happamista neutraaleihin - eikä pH:n nousu siten välttämättä ole vaikuttanut niihin. Nämä havainnot viittaavat siihen, että kalkitus ei muuta happaman humusveden planktonyhteisöjä niin selvästi kuin happaman kirkasvetisen järven. Koska kalkitus ei muuttanut voimakkaasti veden ravinnepitoisuuksia, ei kasvi- ja bakteeriplanktonissa tapahtunut kovin suuria muutoksia. Tämä taas osaltaan selittää, miksi bakteereja ja leviä suodattavan eläinplanktonin tiheydet eivät muuttuneet. Eläinplanktonin ravinnoksi soveliaita pienikokoisia leviä esiintyi kaikkina vuosina runsaasti kasviplanktonissa molemmilla puolilla järveä. Lisäksi alumiinin kokonaispitoisuudet olivat melko pieniä jo ennen kalkitusta, mikä yhdessä alumiinin haittavaikutuksia vähentävien humusaineiden kanssa aiheutti sen, ettei alumiini todennäköisesti vaikuttanut planktoniin.

Happamalle vedelle herkkien eläinplanktonilajien palautuminen neutraloituihin vesistöihin saattaa kestää useita vuosia (Locke 1992). Tämä korostuu Iso Valkjärven kaltaisessa suotojärvässä, jonne ainoa leviämistapa on ilmaitse. Myös tiheän ahvenkannan valikoiva saalistus vaikutti monien äyriäiseläinplanktonilajien esiintymiseen järvässä. Saalistuksen merkitys eläinplanktonyhteisön rakenteeseen on korostunut useissa happamoituneissa ja kalkituissa järvissä (Stenson ja Oscarson 1985, Stenson ym. 1993, Auclair ym. 1993). Planktonyhteisöt ovat muuttuneet kalkituksen jälkeen sellaisissa järvissä, joissa happaman ajanjakson huippusaalistajien, selkärangattomien hyönteispetojen, merkitys vähenee ja kalojen korostuu (Stenson ym. 1993). Saalistuksen vaikutus Iso Valkjärven äyriäiseläinplanktoniin korostuikin vertailupuolen kalakuoleman jälkeen.

Kalkituksen vähäinen vaikutus Iso Valkjärven pohjaeläinyhteisöön saattoi johtua siitä, ettei järven lajistossa tai lajien välisissä runsaussuhteissa ollut ehtinyt vielä tapahtua merkittäviä muutoksia, vaikka happamuus olikin selvästi lisääntynyt. Yksi mahdollinen syy yhteisön vakauteen oli - kuten eläinplanktoninkin kohdalla - tiheän ahvenkannan voimakas saalistus, joka saattoi lopulta olla tärkeämpi pohjaeläimistöä säätelevä tekijä kuin veden laatu. Tärkeimmän saalistajaryhmän häviäminen vertailupuolelta kalakuoleman myötä muuttanee ennen pitkää myös pohjaeläimistön elinolosuhteita. Ensimmäisiä havaintoja tästä ovat planktisten sulkasääskentoukkien (Chaoboridae) sekä malluaisten runsastuminen vertailupuolella kesällä 1993.

Kalkituksen vaikutusten vähäisyys ahvenpopulaatioon selittyy sillä, että ahven on happamuuden suhteen kestävimpiä kalalajeja: havaittavia populaatiovasteita ilmenee yleensä vasta kun järven pH on pysyvästi alle 5,0 (Tuunainen ym. 1991). Tällaisissa järvissä ahvenkannat ovat elpyneet kalkituksen jälkeen (Eriksson ja Tengelin 1987). Suurentunut ahvenen mädin kuolleisuus ennen kalkitusta (Tuunainen ym. 1991) ja vertailupuoliskon siikojen stressivasteet syksyllä 1991 osoittavat happamuuden vaikuttaneen kaloihin. Oireiden poistuminen kalkituksen seurauksena puoltaa neutralointia suhteellisen varhaisessa happamoitumisen vaiheessa. Iso Valkjärvässä oireet hoidettiin ennen ahvenkannan taantumista.

Ahvenen kasvun nopeutuminen vertailupuolella populaation romahtamisen jälkeen on selvä osoitus biologisten vuorovaikutusten merkityksestä vesiekosysteemissä. Järven happamoituessa sen ekosysteemi saattaa pysyä kutakuinkin tasapainossa siihen saakka kunnes kalastossa tapahtuu huomattavaa taantumista (Henrikson ym. 1984). Tällöin eläinplanktoniin ja pohjaeläimistöön kohdistuva saalistuspaine voi hellittää olennaisesti. Etelä-Suomen järvistä puhuttaessa, pH-taso on noin 4,5-5,0. Kyseessä ovat siis Iso Valkjärveä voimakkaammin happamoituneet järvet. Kalojen hävitessä niiden paikan huippusaalistajina ottavat vesihyönteiset kuten malluaiset, suurmalluiset (Notonectidae) sekä sulkasääskien ja sudenkorentojen toukat (Eriksson ym. 1980). Iso Valkjärvessä oli tiheä ahvenkanta järven molemmilla puoliskoilla syksyyn 1992 saakka, mikä saattoi olla pääasiallinen syy kummankin puoliskon eliöyhteisön vakauteen. Monissa kalkituksen hydrobiologisia vaikutuksia käsitelleissä tutkimuksissa kalattomiksi happamoituneisiin järviin on pian neutraloinnin jälkeen istutettu uutta kalaa. Tästä on seurannut, että tosiasiaa onkin tutkittu pikemminkin kalojen aiheuttamaa (top-down) säätelyä kuin kalkituksen vaikutuksia.

7. Kirjallisuus

- Alasaarela, E., Havu, J., Heikkinen, K. & Weppling, K. 1990. Neutralization of acidified watercourses. Kirjassa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. s. 1118-1125.
- Appelberg, M., Degerman, E. & Norrgren, L. 1992. Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. *Finnish Fish. Res.* 13. s. 77-91.
- Appelberg, M., Henrikson, B.-I., Henrikson, L. & Svedäng, M. 1993. Biotic interactions within the littoral community of Swedish forest lakes during acidification. *Ambio* 22(5). s. 290-297.
- Arvola, L. 1986. Spring phytoplankton of 54 small lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 137. s. 125-134.
- Auclair, J.C., Frenette, J.J. & Dodson, J. 1993. Zooplankton community structure in southwestern Québec lakes: the roles of acidity and predation. *J. Plankton. Res.* 15. s. 1103-1128.
- Beaver, J.R. & Crisman, T.L. 1981. Acid precipitation and the response of ciliated protozoans in Florida lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21. s. 353-358.
- Bell, R.T. & Tranvik, L. 1993. Impact of acidification and liming on the microbial ecology of lakes. *Ambio* 22. s. 325-330.
- Bergström, I., Heinänen, A., & Salonen, K. 1986. Comparison of acridine orange, acriflavine and bishenzimide stains for enumeration of bacteria in clear and humic waters. *Appl. Env. Microbiol.* 51. s. 664-667.
- Berzins, B. & Pejler, P. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147. s. 107-116.

- Blancher, P.J., McNicol, D.K., Ross, R.K., Wedeles, C.H.R. & Morrison, P. 1992. Towards a model of acidification effects on waterfowl in Eastern Canada. *Environ. Pollut.* 78. s. 57-63.
- Bukaveckas, P.A. 1989. Effects of calcite treatment on primary producers in acidified Adirondack lakes. I. Short-term response by phytoplankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46. s. 352-359.
- Bukaveckas, P.A. 1990. Effects of whole-lake base addition on the limnology of an acidic Adirondack lake (Woods Lake, NY, USA). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24. s. 470-473.
- Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S. 1988. Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish lakes - an effect of acidification?. *Hydrobiologia* 161. s. 217-236.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101. s. 145-164.
- Eriksson, M.O.G. & Tengelin, B. 1987. Short-term effects of liming on perch *Perca fluviatilis* populations in acidified lakes in South-West Sweden. *Hydrobiologia* 146. s. 187-191.
- Eriksson, M.O.G., Henriksson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H.G., Stenson, A.E. & Larsson, K. 1980. Predatory-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9. s. 248-249.
- Haberman, J. & Mäemets, A. 1987. On the zooplankton of some Evo forest lakes. *Lammi Notes* 14. s. 1-5.
- Hasselrot, B., Andersson, B.I. & Hultberg, H. 1984. Ecosystem shifts and reintroduction of arctic char (*Salvelinus salvelinus* (L.)) after liming of a strongly acidified lake in southwestern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61. s. 78-92.
- Havens, K. E. & DeCosta, J. 1987. Freshwater plankton community succession during experimental acidification. *Arch. Hydrobiol.* 111. s. 37-65.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 37. s. 1-91.
- Henrikson, L., Oscarson, H. & Stenson, J. 1984. Development of the crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless Lake Gårdsjön, Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res.* 61. s. 104-114.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.W. (toim.) 1995. Liming of acidified surface waters - A Swedish synthesis. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 458 s.
- Hultberg, H. & Andersson, B.I. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. *Water, Air, and Soil Poll.* 18. s. 311-331.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Duraini, M.O. 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish West Coast area. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61. s. 115-127.

Järvinen, M. 1993a. Immediate effects of liming on biomass and primary production of phytoplankton and community respiration of plankton in an artificially divided acidified lake. Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), *Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems*. Commission of the European Communities, *Ecosystems Research Report 4*. s. 321-323.

Järvinen, M. 1993b. Responses of pelagial ciliates on liming in an acidified humic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25. s. 534-538.

Järvinen, M., Rask, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J., & Arvola, L. 1992. Iso Valkjärven kalkituskokeen vesikemialliset ja biologiset tutkimukset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kalautkimuksia-Fiskundersökningar* 54. s. 35-60.

Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) 1990. *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 1237 s.

Kenttämies, K., Haapaniemi, S., Hynynen, J., Joki-Heiskala, P. & Kämäri, J. 1985. Biological characteristics of small acidic lakes in southern Finland. *Aqua Fennica* 15. s. 21-33.

Kippo-Edlund, P. & Heitto, A. 1990. Phytoplankton and acidification in small forest lakes in Finland. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. s. 973-983.

Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row, New York. 12+654 s.

Kuoppamäki, K. 1993a. Effects of liming on the rotifer community of an acidified forest lake. Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), *Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems*. Commission of the European Communities, *Ecosystems Research Report 4*. s. 324-326.

Kuoppamäki, K. 1993b. Effects of liming on crustacean zooplankton in an acidified, artificially divided forest lake in southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25. s. 529-533.

Larsson, L.S. 1988. Liming effects on phytoplankton in Lake Gårdsjön 1982-85. Effects of lime treatments on species composition and biomass of phytoplankton in lake Gårdsjön - an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Nat. Swedish Env. Prot. Board Report* 3426. s. 245-280.

Larsson, S. 1995. The effects of liming on aquatic flora. Teoksessa: Henrikson, L. & Brodin, Y.W. (toim.), *Liming of acidified surface waters - A Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. s. 193-220.

Locke, A. 1992. Factors influencing community structure along stress gradients: zooplankton responses to acidification. *Ecology* 73. s. 903-909.

Meriläinen, J.J. & Hynynen, J. 1990 Benthic invertebrates in relation to acidity in Finnish forest lakes. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. s. 1029-1049.

- Muniz, I.P. 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 97B. s. 227-254.
- Münster, U. 1994. Microbial extracellular enzymes (MEE) and substrate uptake in Skjervatjern and Iso Valkjärvi: two lakes with different treatments. *Julkaisussa: Taugbøl, G. (toim.), HUMOR/HUMEX Newsletter 1/1994, Oslo.* s. 34-35.
- Niinioja, R., Ahtiainen, M. & Holopainen, A.-L. 1990. Liming of the acidified lake Valkealampi in eastern Finland: Effects on water chemistry and phytoplankton. *Kirjassa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.* s. 1127-1143.
- Nummi, P. & Pöysä, H. 1991. Hapantumisen vaikutuksista vesilintujen elinympäristöissä. *Suomen Riista* 37. s. 27-34.
- Nummi, P. & Pöysä, H. 1994. Sorsien ympäristönkäyttö pesimäkauden eri vaiheissa. *Suomen Riista* 40. s. 72-81.
- Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 8. s. 243-260.
- Pöysä, H. & Virtanen, J. 1994. Habitat selection and survival of Common Goldeneye (*Bucephala clangula*) broods - preliminary results. *Hydrobiologia* 279/280. s. 289-296.
- Pöysä, H., Rask, M. & Nummi, P. 1994. Acidification and ecological interactions at higher trophic levels in small forest lakes: the perch and the common goldeneye. *Ann. Zool. Fennici* 31. s. 397-404.
- Raddum, G.G., Hobaek, A., Lömsland, E.R., & Johnsen, T. 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in Southern Norway. *Teoksessa: Dradlös, D & Tollan, A. (toim.), Proc. Int.Con. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF project, Oslo, Norway.* s. 332-333.
- Raitaniemi, J. & Rask, M. 1990. Preliminary observations on the effects of liming to the fish populations of small acidic lakes in southern Finland. *Aqua Fennica* 20. s. 115-123.
- Rask 1983. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. I. Effects of low pH on the development of eggs of perch. *Ann. Zool. Fennici* 20. s. 73-76.
- Rask, M. 1991. Iso Valkjärvi research: an introduction to a multidisciplinary lake liming study. *Finnish Fish. Res.* 12. s. 25-34.
- Rask, M., Järvinen, A. & Makkonen, E. 1993. The Lake Iso Valkjärvi Liming Experiment: Characteristics of the perch, *Perca fluviatilis*, population in the limed and control sides of the lake in summer 1991. *Teoksessa: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. (toim.), Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems. Commission of the European Communities, Ecosystems Research Report 4.* s. 330-332.
- Rosseland, B.O. & Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? *Teoksessa: Olem, H., ym.(toim.) International lake and watershed liming practices. The Terrene Institute, Washington D.C.* s. 161-172.

- Rossi, L. & Fano, A.E. 1979. Role of fungi in the trophic niche of the congeneric detritivorous *Asellus aquaticus* and *A. coxalis* (Isopoda). *Oikos* 32. s. 380-385.
- Salonen, K., Järvinen, M., Kuoppamäki, K. & Arvola, L. 1990. Effects of liming on the chemistry and biology of a small acid humic lake. Kirjassa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. s. 1146-1167.
- Sarvala, J. & Halsinaho, S. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. Kirjassa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. s. 1009-1027.
- Stenson, J.A.E. & Oscarson, H.G. 1985. Crustacean zooplankton in the acidified Lake Gårdsjön system. *Ecol. Bull.* 37. s. 224-231.
- Stenson, J. A. E., Svensson, J.-E. & Cronberg, G. 1993. Changes and interactions in the pelagic community in acidified lakes in Sweden. *Ambio* 22. s. 277-282.
- Stokes, P.M. 1986. Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water, Air, and Soil. Poll.* 30. s. 421-438.
- Sörensen, J. 1954. *Gonyostomum semen* (Ehrenb.) Diesing - en svensk vattenorganism av teoretisk och praktiskt intresse. *Svensk Faunistik Revy* 2. s. 1-6.
- Tuunainen, P. 1970. Relations between the benthic fauna and two species of trout in some small Finnish lakes treated with rotenone. *Ann. Zool. Fennici* 7. s. 67-120.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. *Suomen Kalatalous* 57. 44 s.
- Vuorinen, P.J., Peuranen, S., Vuorinen, M. & Rask, M. 1992. Kalkituksen akuutit vaikutukset ahvenen ja pitkäaikaiset vaikutukset siian elintoimintoihin Isossa Valkjärvessä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar* 54. s. 61-84.
- Weppling, K., Järvinen, M. & Rask, M. 1992. The Lake Iso Valkjärvi Project: ecological studies of liming on an artificially divided acidified lake in southern Finland. *Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich* 67. s. 62-75.
- Windell, J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. Teoksessa: Ricker, W.E. (toim.), *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. IBP handbook 3. Blackwell Scientific Publications, Oxford. s. 215-226.
- Ökland, K.A. 1980. Ecology and distribution of *Asellus aquaticus* (L.) in Norway, including relation to acidification in lakes. SNSF-project, IR 52/80. 70 s.

KALKITSEMISEN VAIKUTUKSET RAPUIHIN ISOSSA VALKJÄRVESSÄ

Teuvo Järvenpää¹, Jorma Kirjavainen², Eira Railo¹ & Jouni Tulonen³

¹Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, PL 202, 00151 Helsinki

²Hämeen maaseutuelinkeinopiiri, kalatalouden vastuualue, PL 20, 131201 Hämeenlinna

³Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, 16970 Evo

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	54
2. EMORAPUJEN SUMPUTUSKOKEET	54
3. POIKASKASVATUSKOE	57
4. RAVUN HEMOLYMFA	57
5. RAVUN MÄTIMUNAT	58
6. JOHTOPÄÄTÖKSET	58
7. KIRJALLISUUS	60

1. JOHDANTO

Etelä- ja Keski-Suomessa rapukantoja on säilynyt ainoastaan pienvesistöissä sekä suurten vesistöjen pienissä sivuhaaroissa ja latvavesissä. Suurista joista ja reittivesistä yhtenäiset kannat ovat hävinneet rapuruton, vesistöarakentamisen ja vesien likaantumisen seurauksena. 1950-luvulta lähtien pienvesien rapukantoja on uhannut laskeumaperäinen happamoituminen. Vakavimmin se on vahingoittanut maaperältään karujen alueiden huonosti puskuroitujen metsäjärvien rapukantoja. Happamoitumisen sekä sen haittojen vähentämiseksi tehtyjen kalkitusten vaikutuksia rapukantoihin on tutkittu vuodesta 1985 lähtien eräillä Länsi-Uudenmaan ja Kaakkois-Suomen järvillä sekä Nokian Alisellajärvellä (Järvenpää 1988, Rask & Järvenpää 1991, Frisk 1993, Rask ym. 1995). Iso Valkjärven kalkituskokeeseen rapu otettiin mukaan, jotta saataisiin lisää tietoa happamassa vedessä havaittujen rapujen lisääntymishäiriöiden välittömistä syistä sekä kalkin levityksen vaikutuksesta emorapuihin ja niiden pyrston alla kehittyvään mätiin. Tätä varten järvessä sumputettiin vuosina 1991-1992 sekä emorapuja että vastakuoriutuneita poikasia. Sumputuskokeissa seurattiin myös veden happamuuden ja neutraloinnin vaikutusta rapujen ionitasapainoon.

2. EMORAPUJEN SUMPUTUSKOKEET

Sumputuskoe aloitettiin Iso Valkjärvessä noin kaksi viikkoa ennen kalkitusta. Kahteen 80 x 60 x 20 cm:n suuruiseen testisumppuun (Tuunainen ym. 1988) pantiin kumpaiseenkin 20 rapunaarasta. Niistä puolet oli mätiä kantavia, puolet sellaisia, joilta mäti oli poistettu. Ravuista otettiin hemolymfa- ja mätinäytteet kalkitusta edeltävänä päivänä (20.5.1991). Samalla sumput siirrettiin lammen kahtia jakavan muoviaidan eri puolille. Seuraavan kerran näytteet otettiin runsas kolme viikkoa kalkituksen jälkeen 14.6. Kummassakin testiryhmässä naaraiden pyrston alla oleva mäti oli elävää, joskin osa happamalle puolelle sijoitettujen emojen mätimunista oli muuttunut väriltään lähes mustaksi. Kolmannet mätinäytteet otettiin 5. heinäkuuta. Silmämääräisesti tarkasteltuna kalkitun puolen rapujen mäti näytti terveeltä ja kehittyvien alkioiden silmäpisteet näkyivät jo mätimunän kuoren läpi. Kalkitsemattoman puolen sumpussa mäti näytti elottomalta. Mätimunat olivat pienempiä kuin kalkituilla puolella, eikä niissä näkynyt silmäpisteitä.

Osa kummankin sumpun mätiä kantavista naaraista siirrettiin emokohtaisen poikastuoton selvittämiseksi yksilöllisiin kuoriuttamissumppuihin. Kuoriuttamissumppuina käytettiin noin 20 cm pituisia, halkaisijaltaan noin 15 cm suuruisia mustia polyeteeniputkia, jotka oli suljettu kummastakin päästä hyttysverkolla. Kyljellään makaava putki jaettiin minkkiverkosta tehdyllä välipohjalla vaakatasossa kahtia siten, että verkon yläpuolelle sijoitetun naaraan poikaset pääsivät emosta vapauduttuaan putoamaan sumpun pohjalle, josta ne voitiin kerätä talteen. Heinäkuun 16. päivän näyteenottoon mennessä kalkitun puolen sumpussa mädistä oli kuoriutunut poikasia. Happamalla puolella emoilla oli edelleen "elottoman näköisiä" mätimunia pyrston alla. Kalkitulta puolelta otettiin näytteeksi emon pyrston alle kiinnittyneitä poikasia ja happamalta puolelta mätimunia.



Emorapujen sumputuskokeen käynnistäminen Iso Valkjärven kalkitulla puoliskolla syys- ja lokakuun vaihteessa 1991.



Vasemmalla: emorapusumppuja ja yksilöllisiä kuoriutumissumppuja tarkastetaan kesällä 1992. Oikealla: poikaskasvatusaitaus.

Yhteensä kalkitun puolen kuoriutumissumppuihin sijoitetuilta seitsemältä naaraalta saatiin talteen 333 toisen vaiheen poikasta eli keskimäärin 48 poikasta naarasta kohti. Kun otetaan huomioon näytteiksi otetut mätimunat ja naaraiden pieni koko, voidaan poikas-tuottoa pitää kalkitulla puolella normaalina. Happamalta puolelta ei kuoriutunut yhtään poikasta. Sumputuskoeteos osoitti happaman vertailupuolen veden ominaisuuksien olleen sopimattomat ravun lisääntymiselle. Happamuuden ohella veden kalsiumpitoisuus oli erittäin pieni (taulukko 1, Järvinen ym. tässä niteessä).

Uusi sumputuskoeteos aloitettiin 1.10.1991. Kahteen väliaidan eri puolelle sijoitettuun sumppuun suljettiin kumpaankin kymmenen sukukypsää naarasta ja kymmenen sukukypsää koirasta. Naaraiden lisääntymisvalmius varmennettiin limarauhasten ja koiraiden spermaputkien kehitysasteen perusteella. Tässä kokeessa ravut parittelivat ja munivat Iso Valkjärven. Muninta onnistui kummassakin sumpussa hyvin, ja mätimunista otettiin näytteet 25.11. Samalla sumput siirrettiin talvehtimissyvytyteen. Rapujen talviravinnoksi sumppuihin pantiin noin 1/2 kg varisseita lepänlehtiä.

Seuraavan kerran sumput tarkastettiin 18.6.1992, jolloin kummassakin sumpussa oli jäljellä kahdeksan naarasta ja yhdeksän koirasta. Kalkitulla puolella mätiiä oli jäljellä seitsemällä naaraalla. Keskimääräiseksi mätimunien määräksi emoa kohti arvioitiin ennen näytteenottoa runsaat 30. Mätimunien lukumäärä mätitertuissa joudutaan yleensä arvioimaan. Vain, jos mätiiä on vähän, voidaan munien tarkka lukumäärä laskea mätiiä irrottamatta. Happaman puolen kahdeksalla naaraalla oli jäljellä keskimäärin 20 mätimunaa. Kalkitulla puolella oli heinäkuun 3. päivänä elossa 7 naarasta ja 6 koirasta ja vertailupuolella 8 naarasta ja 7 koirasta. Tällä kertaa eläviä poikasia kuoriutui kummassakin sumpussa. Tämä johtui siitä, että kalkittua vettä pääsi jakomuovin ali vertailupuolelle kevättalvella 1992. Vertailupuolen happamuus väheni ja sen pH -arvo nousi noin 6:een (taulukko 1, Järvinen ym. tässä niteessä). Happamoitumisen vaikutuksia selvittävässä tutkimusprojektissa osoitettiin rapujen lisääntymisen häiriytyvän, mikäli veden pH pysyttelee kasvukauden aikana alle 6 (Tuunainen ym. 1991). Syytä mätimunien suureen hävikkiin talven ja kevään kuluessa myös kalkitun puolen sumpussa ei kyetty selvittämään.

Taulukko 1. Veden ominaisuuksia Iso Valkjärven vertailupuolella vuosina 1991 ja 1992.

	1991	1992
pH	5,38 ± 0,25	5,94 ± 0,39
Alkaliteetti, mmol/l	0,002 ± 0,007	0,04 ± 0,05
Sähkönjohtavuus, mS/m	1,38 ± 0,18	1,58 ± 0,08
Na, mg/l	0,38 ± 0,02	0,38 ± 0,02
K, mg/l	0,39 ± 0,06	0,39 ± 0,05
Mg, mg/l	0,22 ± 0,01	0,24 ± 0,02
Ca, mg/l	1,07 ± 0,10	1,76 ± 0,25
Cl, mg/l	0,62 ± 0,09	0,61 ± 0,06

3. POIKASKASVATUSKOE

Poikasten elinkelpoisuuden ja kasvun selvittämiseksi 5.7.1991 pystytettiin järven molemmille puolille poikaskasvatusaitaukset. Ne olivat pohja-alaltaan 60 x 60 cm:n kokoisia noin metrin korkeita pinnan yläpuolelle ulottuvia hyttysverkkoseinäisiä puurunkoisia kehikoita. Sumputuskokeessa kuoriutuneista toisen vaiheen poikasista 115 vapautettiin vertailupuolelle ja 113 kalkitulle puolelle rakennettuun kasvatusaitaukseen.

Poikasaitaukset tyhjennettiin 7. marraskuuta poikasnäytteiden keruuseen kehitetyllä pohja-imurilla (Odelström 1983). Kalkitun puolen aitauksesta saatiin saaliiksi 39 kesänvanhaa poikasta eli 34,5 % alkuperäisestä määrästä. Poikasten selkäkilven pituus oli keskimäärin 9,45 mm (vaihteluväli 8,5-11,1 mm) ja märkäpaino 0,18 g (vaihteluväli 0,123-0,32 g). Poikaset olivat suunnilleen saman kokoisia kuin Evon kalanviljelylaitoksella poikaslammikoissa kasvatetut poikaset. Kalkitsemattoman puolen aitauksesta ei löydetty yhtään poikasta. Tämä osoitti, että Iso Valkjärven vesi oli käsittelemättömänä myrkyllistä ravun pienille poikasille.

4. RAVUN HEMOLYMFAN

Sumputuskokeen ravuista otettiin hemolymfanäytteitä rapujen yleisen kunnon, ioni-tasapainon ja hemolymfan hapenkuljetuskyvyn seuraamiseksi. Kustakin ravusta otettiin injektioruiskuun millilitran suuruinen näyte, josta määritettiin laktaatti-, kokonaisvalkuaisaine-, kupari-, kloridi-, kalium-, natrium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet sekä osmolaalisuus. Laktaattipitoisuuden määrittämisestä lukuun ottamatta näytteet käsiteltiin ja analysoitiin vakiintuneen käytännön mukaisesti (Järvenpää 1986). Laktaattipitoisuus määritettiin Sigman testillä (No 826-UV). Ravut saivat sopeutua koeolosuhteisiin testijärvessä kahden viikon ajan ennen ensimmäistä hemolymfanäytteenottoa toukokuussa.

Taulukko 2. Iso Valkjärvessä sumputettujen rapujen 20.5. ja 14.6. 1991 otetuista hemolymfanäytteistä mitatut arvot ($\bar{x} \pm SE$), suluisissa näytteiden lukumäärä. Näyterapujen keskimääräinen selkäkilven pituus (noin puolet ravun kokonaispituudesta) oli 48 ± 0.7 mm ($\bar{x} \pm SD$).

Suure	20.5.1991	Vertailu 14.6.	Kalkittu 14.6.
Laktaatti (mg/l)	31.1 \pm 4.4 (10)	38.4 \pm 6.0 (10)	55.3 \pm 6.4 (10)
Kok.proteiini (g/l)	32.9 \pm 3.2 (10)	29.7 \pm 3.8 (10)	32.4 \pm 3.7 (10)
Kupari (mg/l)	46.7 \pm 5.5 (10)	41.2 \pm 6.6 (10)	47.0 \pm 6.1 (10)
Kloridi (mmol/l)	192.8 \pm 4.6 (10)	189 \pm 4.1 (10)	192.8 \pm 2.3 (10)
Kalium (mmol/l)	3.28 \pm 0.13 (10)	3.08 \pm 0.11 (10)	3.28 \pm 0.09 (10)
Natrium (mmol/l)	170.7 \pm 3.8 (10)	159.9 \pm 5.1 (10)	169.9 \pm 2.2 (10)
Kalsium (mmol/l)	10.37 \pm 0.28 (10)	11.86 \pm 0.45 (10)	10.86 \pm 0.25 (10)
Magnesium (mmol/l)	1.67 \pm 0.09 (10)	1.74 \pm 0.07 (10)	1.76 \pm 0.10 (10)
Osmolaalisuus (mosm/kg)	363.5 \pm 8.0 (10)	365.1 \pm 10.1 (10)	375.0 \pm 4.0 (9)

Toinen näyte otettiin runsaat kolme viikkoa kalkituskokeen aloittamisen jälkeen. Määritetyissä suureissa ei havaittu merkitseviä eroja toukokuun ja kesäkuun näytteiden välillä (taulukko 2). Veden kalkitseminen ei liioin vaikuttanut näkyvästi hemolymfan parametreihin. Sukukypsien rapujen onkin havaittu kykenevän säätelemään ionitasapainonsa verrattain hyvin happamassa vedessä (Järvenpää ym. 1983, Nikinmaa ym. 1983).

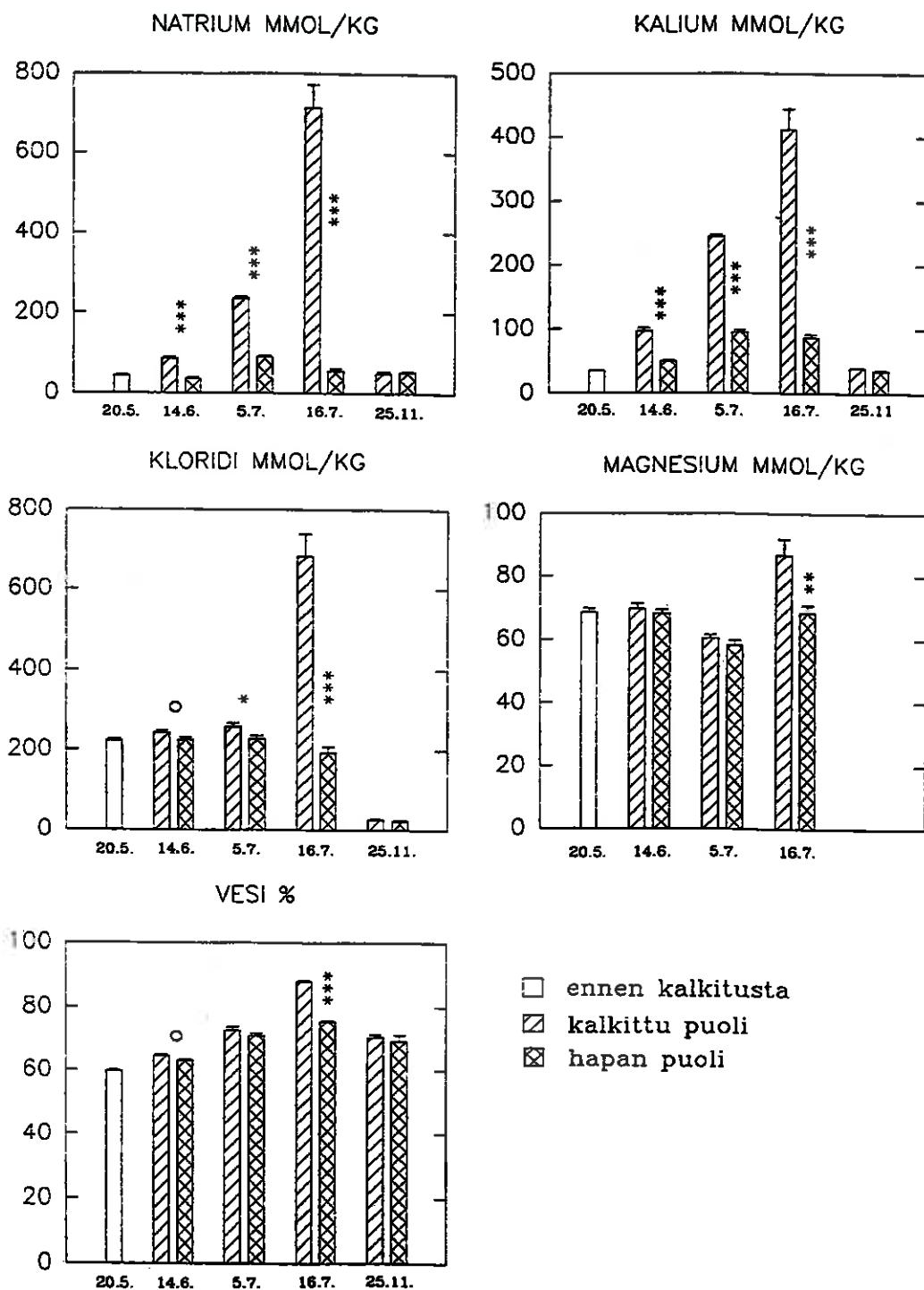
5. RAVUN MÄTIMUNAT

Mätianalyysjä varten otettiin kullakin näytteenotokerralla jokaisen emon mädistä kolme näytettä: yksi mätimunien vesipitoisuus-, toinen ioni- ja kolmas hiilimääritystä varten. Jokainen näyte koostui viidestä mätimunasta, jotka kuivattiin kevyesti paperipyyhkeellä ja taltioitiin taarattuihin Eppendorf-putkiin. Munien vesipitoisuus määritettiin painoprosentteina. Sitä varten munia kuivattiin kolme vuorokautta + 80°C:ssa. Ionimäärityksiä (K⁺-, Na⁺-, Cl⁻- ja Mg²⁺) varten kuivattuja munia uutettiin kolme vuorokautta 1 N HNO₃:ssa. Uutteesta kalium ja natrium määritettiin liekkifoto-metrillä, kloridi kloridititraattorilla ja kalsium ja magnesium Wakon Ca- ja Mg-testillä. Tulokset on esitetty millimooleina kiloa kuiva-ainetta kohti. Mätimunien hiilipitoisuus määritettiin milligrammoina munaa kohti Lammin biologisella asemalla (Salonen 1979).

Ravun mätimunien kalium- ja natriumpitoisuudet suurenevat voimakkaasti alkionkehityksen loppuvaiheessa. Samoin munien vesipitoisuus kasvaa kuoriutumista edeltävänä aikana. Happamassa ympäristössä, joka on "vetyionien kyllästämä", vetyionit pyrkivät korvaamaan kalium- ja natriumioneja myös vedessä elävissä organismeissa. Näitä ioneja vuotaa ulos soluista ja niiden otosta ja oikeasta tasapainosta huolehtivien biologisten pumppumeکانismien toiminta vaikeutuu. Sumputuskokeessa havaitun kaltaisia häiriöitä ravun mätimunien kalium- ja natriumkertymässä alkionkehityksen aikana (kuva 1) on todettu myös akvaariokokeissa, joissa mätiä kantavia rapunaaraita on altistettu happamalle vedelle (Appelberg 1984). Iso Valkjärven kalkitulla puolella munat akkumuloivat kalium- ja natriumioneja merkitsevästi enemmän kuin vertailupuolella. Selkeä ero näkyy myös kloridipitoisuudessa, joka myötäilee kalium- ja natriumpitoisuuksia (kuva 1). Kokeen alussa 20.5. munissa oli hiiltä keskimäärin 2.68±0.12 mg. Kesäkuun 14. päivänä mätimunien hiilipitoisuus oli kalkitulla puolella 2.81±0.17 mg ja vertailupuolella 2.76±0.14 mg. Kaikissa ryhmässä määrittäminen tehtiin 10 emon mädistä. Määrittämistulokset eivät poikkea tilastollisesti merkitsevästi toisistaan. Kalkitulla puolella poikaset olivat kuoriutuneet heinäkuun 16. päivänä. Happamalla puolella kehitys oli epäonnistunut, eikä eläviä poikasia kuoriutunut.

6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Kokeet osoittivat ravun soveltuvan hyvin happamuuden ja neutraloinnin vaikutuksia ilmentäväksi indikaattorilajiksi. Valitut menetelmät soveltuivat pääosin hyvin tutkittavien ongelmien selvittämiseen. Kalkitus ei aiheuttanut kuolleisuutta emoravuille eikä niiden pyrston alla kehittyvälle mädille. Kalkitulla puolella poikasten kuoriutuminen onnistui



Kuva 1. Ravun mätimunista määritetyt vesi- ja ionipitoisuudet Iso Valk-järvessä tehdyissä sumputuskokeissa. Analyysitulokset on ilmoitettu keskiarvoina ja keskiarvon keskivirheenä. Ryhmien välisten erojen tilastollinen merkittävyys testattiin Student'in t-testillä. (***) $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, o $P < 0,1$).

ensimmäisenä vuonna hyvin ja seuraavana tyydyttävästi. Vertailupuolella ei vuonna 1991 kuoriutunut lainkaan poikasia. Syynä näytti olleen kehittyvien alkioiden ionitasapainon vakava häiriytyminen. Kalkitun veden vuotaminen vertailupuoliskolle kevään 1992 aikana vähensi vertailupuolen happamuutta sen verran, että myös tällä puolella kuoriutui kesällä 1992 eläviä poikasia. Kesällä 1991 poikaset kasvoivat kalkitulla puolella normaalisti. Vertailuaitauksessa happamalla puoliskolla kaikki poikaset kuolivat. Emojen selviytymisessä ei ollut eroja kalkitun ja vertailupuolen välillä.

7. Kirjallisuus

- Appelberg, M. 1984. Early Development of the Crayfish *Astacus astacus* L. in Acid Water. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61, s. 48-59
- Frisk, T. 1993 (toim). Nokian Alisenjärven neutralointiselvitys. Väliraportti vuosina 1991-1992 tehdyistä tutkimuksista. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 458, s. 63-80.
- Järvenpää, T. 1986. Veden vähähappisuuden ja happamuuden vaikutukset ravun hemolymfaan. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 54, 64.s.
- Järvenpää, T. 1988. Happamoitumisen vaikutus rapuihin. Teoksessa: Niemi, J. (toim.), Hälyttävät muutokset vesiekosysteemeissä, s. 24-32. VKA ry. Helsinki.
- Järvenpää, T., Nikinmaa, M., Westman, K. & Soivio, A. 1983: Effects of hypoxia on the haemolymph of freshwater crayfish *Astacus astacus* L. in neutral and acid water during the intermolt period. Teoksessa: Goldman, C.R. (toim.), Freshwater Crayfish 5, s. 86-97.
- Järvinen, M., Iivonen, P., Kuoppamäki, K. & Rask, M. Neutraloinnin vaikutus Iso Valkjärven fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin. Tässä niteessä.
- Nikinmaa, M., Järvenpää, T., Westman, K. Soivio, A. 1983: Effects of hypoxia and acidification on the haemolymph pH values and ion concentrations in the freshwater crayfish *Astacus astacus* L. Finn. Fish. Res. 5, s. 17-22.
- Odelström, T. 1983. A portable hydraulic diver-operated dredgesieve for sampling juvenile crayfish. Description and experiences. Teoksessa: Goldman, C.R. (toim.), Freshwater Crayfish 5, s. 270-274.
- Rask, M. & Järvenpää, T. 1991. Kauanko kalaa ja rapua? Tiede 2000 4/1991, s. 50-52.
- Rask, M., Iivonen, P., Järvenpää, T., Mannio, J., Nyberg, K. & Railo, E. 1995. Alisenjärven hydrobiologiset tutkimukset. Teoksessa: Frisk, T. (toim.), Nokian Alisenjärven neutralointiselvitys, loppuraportti. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 216, s. 37-59.
- Salonen, K. 1979. A versatile method for the rapid and accurate determination of carbon by high temperature combustion. Limnol. Oceanogr. 24, s. 177-183.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M. Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1988. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 84, 103 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen Kalatalous 57, 44 s.

ISO VALKJÄRVEN KALOJEN JA MUUN ELIÖSTÖN RADIOAKTIIVISUUS

Ritva Saxén¹, Jukka Ruuhijärvi² & Martti Rask²

¹Säteilyturvakeskus, PL 14, 00881 Helsinki

²Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalantutkimus ja vesiviljely, 16970 Evo

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	63
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	64
3. TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU	
3.1. Kalkitun puolen vedessä aluksi enemmän cesiumia	64
3.2. Vertailupuolen eläinplankton kalkittua puolta radioaktiivisempaa - pohjaeläimissä vaihtelua	65
3.3. Korkeita cesiumpitoisuuksia vesikasveissa	66
3.4. Hauessa cesiumia eniten - siassa vähiten	67
4. JOHTOPÄÄTÖKSET	70
5. KIRJALLISUUS	70

1. JOHDANTO

Iso Valkjärven veden ja eliöstön radiocesiumtutkimukset aloitettiin vuonna 1987 osana RKT:n ja Säteilyturvakeskuksen yhteistä tutkimusta keväällä 1986 tapahtuneen Tsernobylin onnettomuuden radioaktiivisen laskeuman vaikutuksista pienten metsäjärvien ekosysteemiin. Radiocesiumtutkimuksia jatkettiin Iso Valkjärven osalta kalkitus tutkimuksen aikana vuosina 1990-93.

Laskeuman runsain radioaktiivinen aine oli cesium-137, jonka fysikaalinen puoliintumisaika on 30 vuotta. Laskeuma sisälsi myös toista cesiumin isotooppia, cesium-134:ää, jota laskeumassa oli noin puolet cesium-137:n määrästä. ^{134}Cs :n fysikaalinen puoliintumisaika on 2,1 vuotta, joten se on nyt jo lähes kokonaan hävinnyt ympäristöstä. Cesium käyttäytyy ympäristössä samaan alkuaineryhmään kuuluvan kaliumin tavoin ja voi eliöissä osittain korvata kaliumia. Kaloissa ja muissa eläimissä se kertyy erityisesti lihaskudokseen. Tämän vuoksi ihmisen kalan kautta saama säteilyaltistus voi muodostua merkittäväksi radiocesiumlaskeuman jälkeen. Jo 1960-luvulla, jolloin ydinkokeita tehtiin ilmakehässä, tehdyt tutkimukset osoittivat, että cesiumin siirtyminen kalaan on selvästi tehokkaampaa niukkaravinteisessa järvessä runsasravinteiseen verrattuna. Kalojen ^{137}Cs -pitoisuuden havaittiin myös olevan kääntäen verrannollinen veden kaliumpitoisuuteen (Kolehmainen ym. 1966, Häsänen ym. 1966).

Iso Valkjärvi valittiin myös yhdeksi kohteeksi kansainvälisen atomienergiajärjestö IAEA:n koordinoimaan projektiin, jossa kehitetään radiocesiumin ympäristökulkeutumista koskevia matemaattisia malleja. Projektiin kuuluu maaympäristön, kaupunkiympäristön ja vesiympäristön osamallien testaaminen sekä lisäksi 'multiple pathway', jossa kaikki kulkeutumisreitit otetaan huomioon. Vesiympäristöistä kohteiksi valittiin seitsemän erityyppistä järveä eri puolilta Eurooppaa. Iso Valkjärvi otettiin mukaan siksi, että se edustaa olosuhteita, joissa radiocesiumin kertyminen kalaan on maksimaalista. Järvi on pieni, niukkaravintainen ja sen veden vaihtuvuus on vähäistä. Projektiin osallistuvat henkilöt eri maista laskevat omia mallejaan käyttäen määritellyt pitoisuudet ja heidän saamiaan tuloksia verrataan näytemittauksin saatuihin arvoihin. Malliprojektin tulokset tullaan julkaisemaan IAEA:n julkaisusarjassa.

Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuuden aiheuttaman laskeuman vaikutuksia pienten metsäjärvien ekosysteemiin koskeva projekti on antanut perustietoa radiocesiumin pitoisuuksista ja kulkeutumisesta. Se on ollut lähtökohtana tälle tutkimukselle, jossa selvitettiin, miten Iso Valkjärven kalkitseminen vaikutti järven radiocesiumtaseeseen.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

Vesinäytteitä otettiin Iso Valkjärven kummaltakin puoliskolta 1-3 kertaa vuodessa. Näytteet konsentroitiin haihuttamalla ne kuiviin ennen analysointia. Kalanäytteitä radioaktiivisuusmäärittelyyn otettiin kuukausittain muun kalanäytteenoton yhteydessä (Rask ym. tässä niteessä). Määrittelyt on ahvenen osalta tehty kokoomanäytteistä, joissa ahvenet jaettiin kolmeen kokoluokkaan: pieniin (alle 15 cm), keskisuuriin (15-20 cm) ja suuriin (yli 20 cm). Kalat perattiin ennen analysointia. Hauesta ja siasta määrittelyt tehtiin kalayksilöittäin.

Vuonna 1992 tutkittiin myös muiden eliöryhmien radioaktiivisuutta. Vesikasveista otettiin näytteet kesäkuun alussa, järven pohjassa kasvavasta sirppisammalesta heinäkuun lopussa. Eläinplanktonista otettiin 150 µm haavilla kokoomanäyte kuudesti toukoheinäkuun aikana. Pohjaeläimiä kerättiin pääasiassa varsihaavilla kokoomanäytteisiin toukokuun puolivälistä heinäkuun lopulle. Kasvi-, eläinplankton- ja pohjaeläinnäytteet kuivattiin ennen analysointia.

Näytteistä määritettiin gammasäteilijät Säteilyturvakeskuksessa gammaspektrometrisesti (Sinkko 1981, Sinkko ja Aaltonen 1985). Osa kalanäytteistä mitattiin tuoreina Marinelli -mittausastiassa (tilavuus 560 ml), osa kuivattuina pienemmässä, tilavuudeltaan 30 ml:n mittausastiassa, missä myös kaikki muut näytelajit mitattiin. Veden ja kalojen cesiumpitoisuudet on esitetty Becquereleinä tuoremassakilogrammassa ($\text{Bq kg}^{-1} \text{FW}$), kasvi-, eläinplankton- ja pohjaeläinnäytteiden Becquereleinä kuivamassakilogrammassa ($\text{Bq kg}^{-1} \text{DW}$).

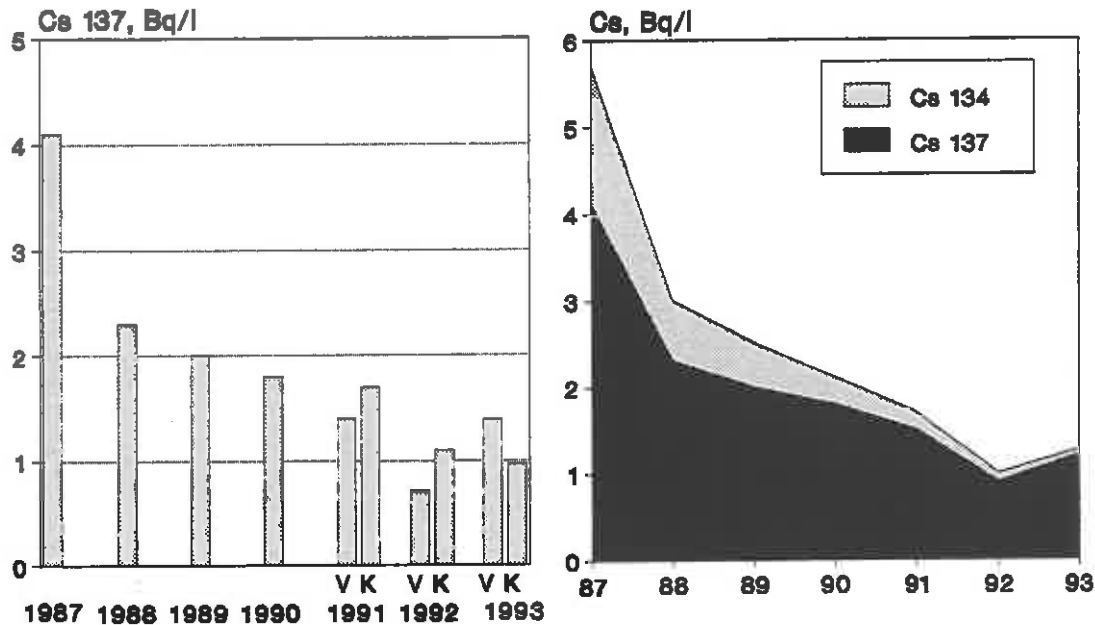
3. TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU

3.1. Kalkitun puolen vedessä aluksi enemmän cesiumia

Radiocesiumin pitoisuus Iso Valkjärven vedessä on laskenut vuodesta 1987 lähtien alle viidennekseen (kuva 1). Korkeimmat radiocesiumin pitoisuudet järvistä mitattiin heti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen keväällä 1986 (Saxén ja Aaltonen 1987). Sitoutuminen vedessä olevaan hiukkasainekseen ja sedimentoituminen sen mukana pohjalle on cesiumin pääasiallinen poistumismekanismi vedestä (Meili ym. 1989). Kalkitun puolen radiocesiumin määrä näyttää jääneen hiukan korkeammaksi kuin vertailupuolen. Kalkin lisääminen saattoi vähentää cesiumin sedimentoitumista järven pohjalle tai lisätä cesiumin resuspensiota sedimentistä takaisin veteen. Vuonna 1993 tilanne on muuttunut siten, että kalkitun puolen veden ^{137}Cs -pitoisuus on alempi kuin kalkitseamattoman.

Cesium väheni Iso Valkjärven vedestä hitaammin kuin monista muista järvistä. Järvestä ei ole analyysituloksia vuodelta 1986, joten ei tiedetä, miten nopeasti pitoisuudet pienenevät heti laskeuman jälkeen. Kolmen vuoden aikana vuodesta 1987 alkaen ^{137}Cs :n havaittiin vähenevän Iso Valkjärven vedestä puoliintumisajalla 1,4 vuotta ja sen jälkeen

hitaammin, puoliintumisajan ollessa noin 4,6 vuotta. Kokemäenjoen vesistöalueella veden cesiumpitoisuudet laskivat yleensä heti onnettomuuden jälkeen suhteellisen nopeasti, puoliintumisajan ollessa syksyyn 1986 asti keskimäärin noin 60 päivää. Nopean laskun jälkeen ^{137}Cs -pitoisuudet pienenevät puoliintumisajalla 1,2 vuotta parin vuoden ajan 1987:stä alkaen. 1990 pitoisuuksien pieneminen vesistöissä hidastui entisestään, puoliintumisajan ollessa kyseisen alueen järvissä keskimäärin noin 2,3 vuotta (Saxén 1994).

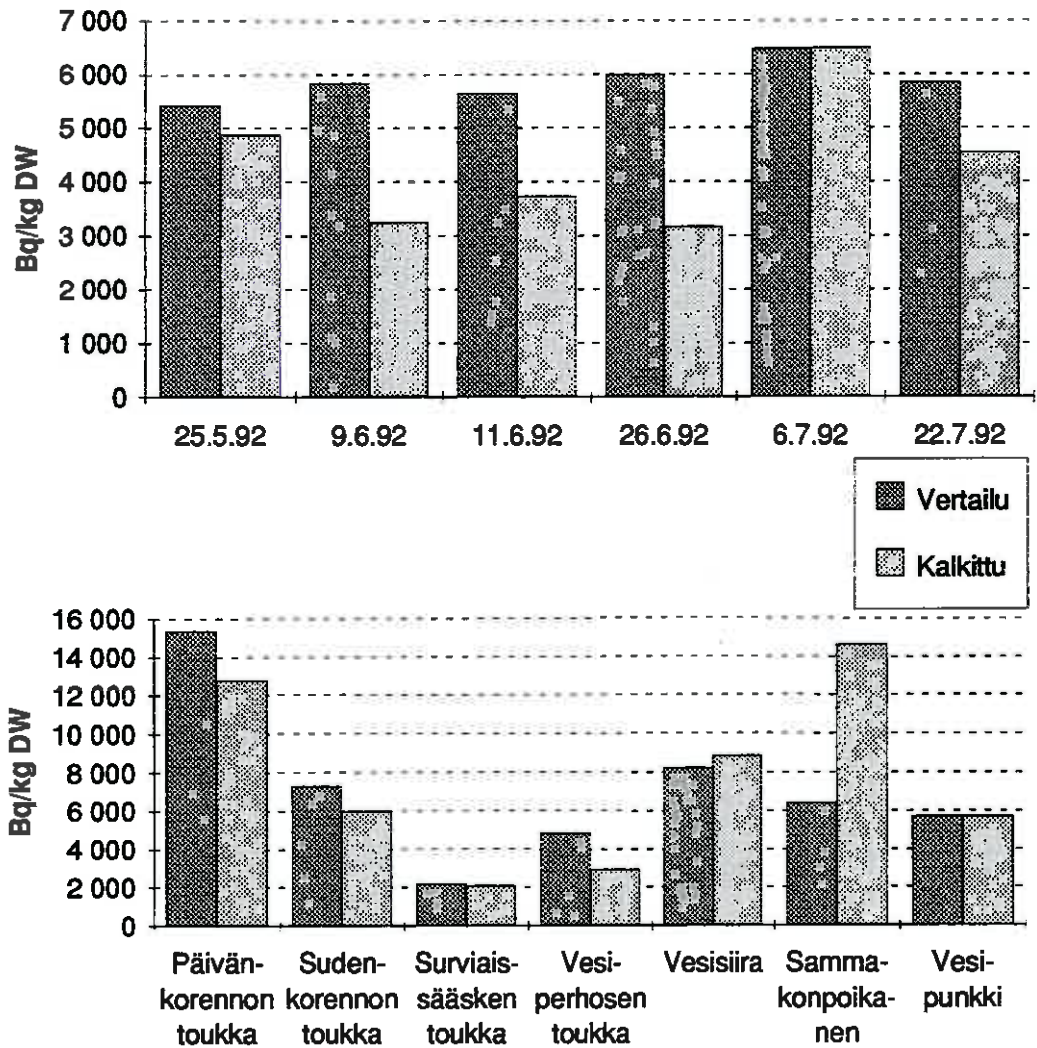


Kuva 1. Iso Valkjärven veden Cesium-137 -pitoisuus vuosina 1987-1993 (vas.) sekä isotooppien 134 ja 137 osuudet veden cesiumin kokonaismäärän vuosittaisesta keskiarvosta (oik). V = vertailu, K = kalkittu puoli.

3.2. Vertailupuolen eläinplankton kalkittua puolta radioaktiivisempaa - pohjaeläimissä vaihtelua

Vertailupuolen eläinplanktonin radioaktiivisuus oli kesällä 1992 useimmiten korkeampi kuin kalkitun puolen (kuva 2). Aikaisemmilta vuosilta on vain yksittäisiä mittaustuloksia eläinplanktonin radioaktiivisuudesta. Korkeimmat mitatut arvot ovat olleet jopa yli kolminkertaisia (Penttilä ym. 1993) vuoden 1992 tasoon verrattuna, mutta keskimäärin eläinplanktoninkin radioaktiivisuus näyttää pysyneen kolmen viime vuoden aikana melko tasaisena.

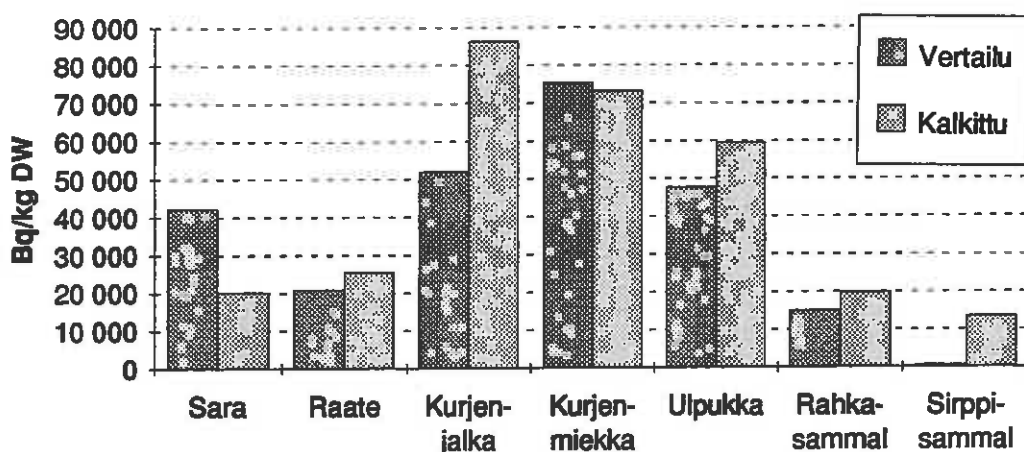
Erot eri pohjaeläinryhmien radioaktiivisuudessa olivat suuria ja keskimääräinen taso samaa suuruusluokkaa (kuva 2) kuin eläinplanktoninkin. Kalkitun ja vertailupuolen tulokset olivat samaa suuruusluokkaa muissa ryhmissä paitsi sammakontoukissa, joiden radioaktiivisuus oli kalkitulla puolella yli kaksinkertainen vertailupuoleen verrattuna. Aiemmilta vuosilta pohjaeläinten radioaktiivisuudesta on tietoja vain vesisiirroista vuosilta 1987-1989. Tällöin niiden keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus oli 11000-21000 Bq/kg DW (Penttilä ym. 1993), joten vuoteen 1992 se oli pienentynyt alle puoleen.



Kuva 2. Iso Valkjärven eläinplanktonin (ylh.) ja pohjaeläinten (alh.) ^{137}Cs -pitoisuuksia kesällä 1992.

3.3. Korkeita cesiumpitoisuuksia vesikasveissa

Erityisesti ilmaversoisten ja kelluslehtisten ranta- ja vesikasvien ^{137}Cs -pitoisuus oli korkea (kuva 3). Kalkitun puolen ja vertailupuolen tulokset vaihtelivat toisiinsa verrattuna melko säännöttömästi. Ranta- ja vesisammalien ^{137}Cs -pitoisuus oli vuosina 1988-89 selvästi korkeampi (Penttilä ym. 1993) kuin vuonna 1992, putkilokasveista ei ole aiempia tuloksia. Vesisammalien pienempi cesiumpitoisuus 1992 voisi johtua siitä, että sammalkerrokseen joutunut cesium on resuspensoitunut takaisin veteen tai siirtynyt alla olevaan sedimenttiin. Kasvien korkea radioaktiivisuus johtunee siitä, että pohjasedimenttiin kertyneestä cesiumista osa on kasveille käyttökelpoisessa muodossa (Nordlinder ym. 1993). Näiden havaintojen perusteella makrofytytien rooli cesiumin kierrossa olisi merkittävä.



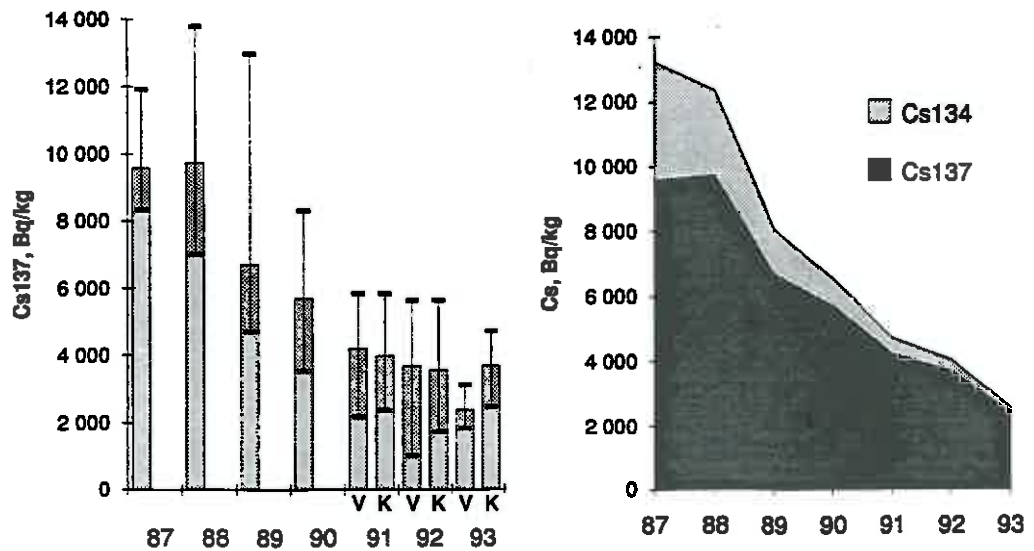
Kuva 3. Iso Valkjärven vesi- ja rantakasvien ^{137}Cs -pitoisuuksia kesällä 1992.

3.4. Hauessa cesiumia eniten - siassa vähiten

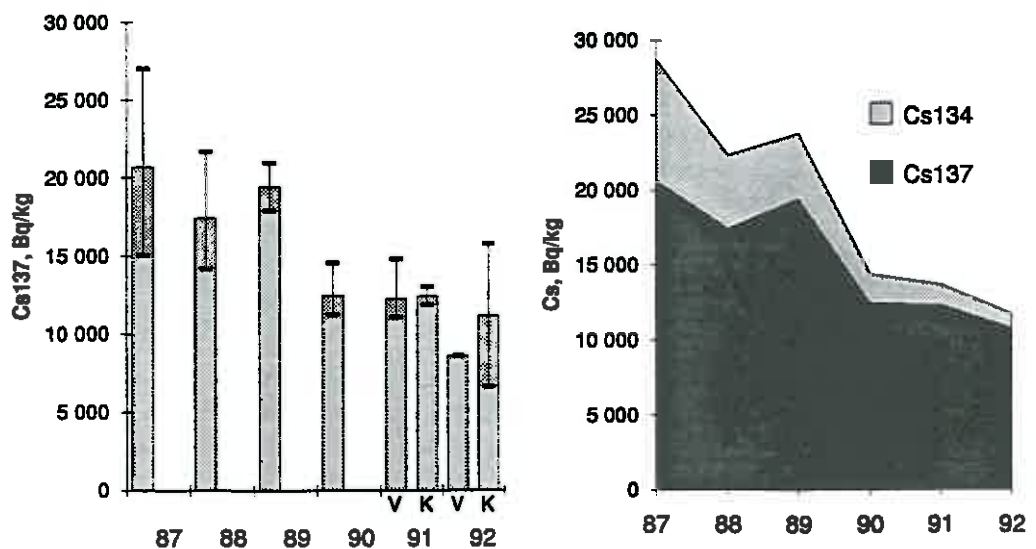
Kaikkien kalalajien cesiumpitoisuudet ovat laskeneet tutkimusjakson aikana (kuvat 4-6), siikojen nopeammin kuin ahventen ja haukien. Lajien väliset erot johtunevat eroista niiden ravinnon cesiumpitoisuuksissa. Haukien cesiumpitoisuus on koko ajan ollut noin kaksinkertainen ahveniin verrattuna. Tämä on poikkeuksellista, sillä yleensä ahvenen ja hauen väliset erot ovat näkyneet siten, että heti laskeuman jälkeen radioaktiivisuus on ollut erityisesti pienissä ahvenissa korkeampi kuin hauissa (Saxén ja Rantavaara 1987). Myöhemmin vuosina isojen ahventen ^{137}Cs -pitoisuudet ovat olleet pienten ahventen pitoisuuksia korkeampia, ja hauen pitoisuudet ovat nousseet korkeimmilleen yleensä vasta kolmantena vuonna onnettomuuden jälkeen (Saxén ja Koskelainen 1992). Iso Valkjärnessä ahvenen ja hauen ^{137}Cs -pitoisuuksien erilainen suhde johtunee siitä, että hauki voi syödä siellä vain ahvenia tai omia lajitovereitaan. Ahvenet puolestaan syövät eläinplanktonia ja pohjaeläimiä (Rask ym. tässä niteessä).

Vuoteen 1990 asti suurten ahventen cesiumpitoisuus Iso Valkjärnessä oli korkeampi kuin pienten, sen jälkeen ero on tasoittunut tai kääntynyt päinvastaiseksi (kuva 7). Tämä poikkeaa useimpien muiden järvien ahventen ^{137}Cs -pitoisuuksien ajallisesta kehityksestä (Saxén ja Koskelainen 1992). Muutos liittyy ahvenen ravintoeläinten erilaisiin radioaktiivisuuksiin (kuva 2). Esimerkiksi keskikokoisten ahventen ravinnossa tärkeiden surviaissäskentoukkien (Järvinen ym. 1992) radioaktiivisuus oli vuonna 1992 noin puolta pienempi kuin pienten ahventen tärkeimmän ravinnon äyriäisplanktonin.

Järven radiocesiumtason määrää alueelle tullut laskeuma. Iso Valkjärvi sijaitsee alueella, jonka ^{137}Cs -laskeuma oli 45-67 kBq/m² (Arvela ym. 1990). Laskeuman lisäksi useat eri ympäristötekijät vaikuttavat cesiumin kulkeutumiseen sekä sen ajallisiin muutoksiin vesiympäristössä. Jotta laskeumaltaan erilaisia alueita tai järviä voitaisiin verrata toisiinsa, on tarkasteltava ns. siirtokerroimia (= Bq/kg kalassa / Bq/m² laskeumassa). Järvien tai alueiden väliset siirtokerrointen erot kuvastavat ympäristötekijöiden aiheuttamia eroja cesiumin käyttäytymisessä.

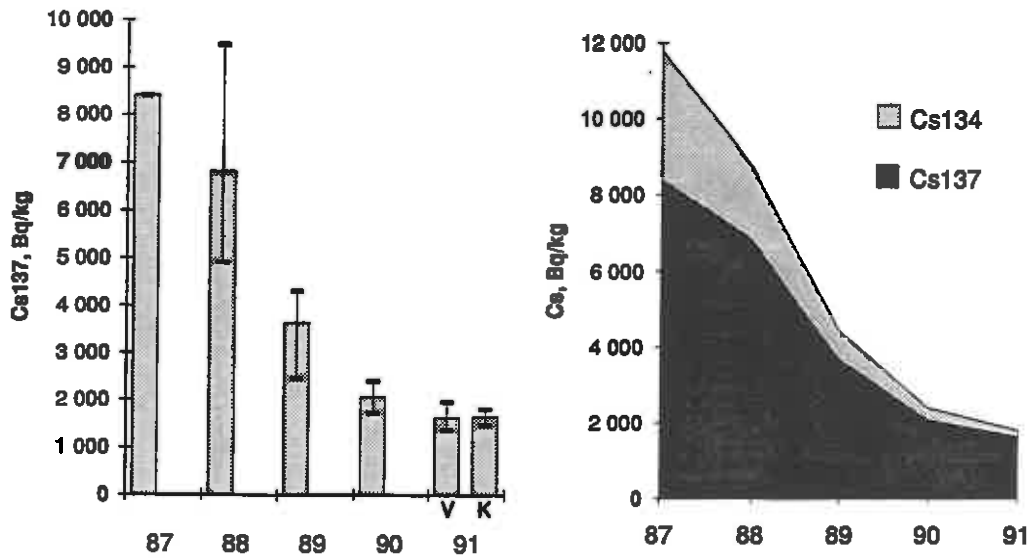


Kuva 4. Iso Valkjärven ahventen ^{137}Cs -pitoisuudet (keskiarvo ja vaihteluväli) vuosina 1987-1993 (vas.) sekä isotooppien 134 ja 137 osuudet ahventen cesium-pitoisuuden vuosittaisesta keskiarvosta (oik.). V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli.

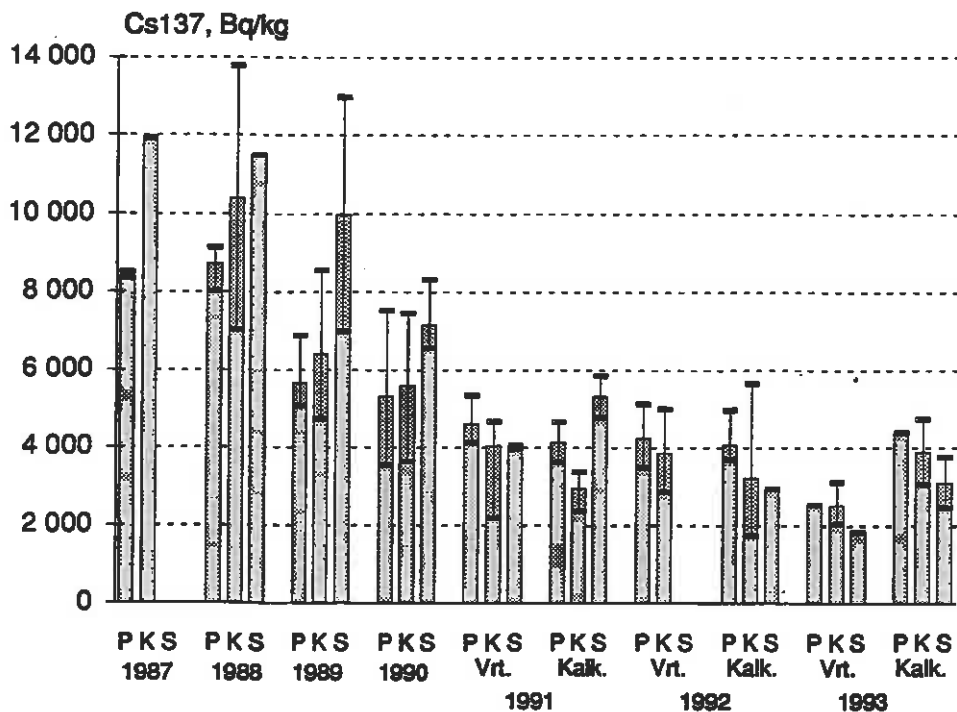


Kuva 5. Iso Valkjärven haukien ^{137}Cs -pitoisuudet (keskiarvo ja vaihteluväli) vuosina 1987-1992 (vas.) sekä isotooppien 134 ja 137 osuudet haukien cesium-pitoisuuden vuosittaisesta keskiarvosta (oik.). V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli.

Iso Valkjärvessä radiocesiumin kulkeutuminen laskeumasta kaloihin oli tehokasta. Vuonna 1987 siirtokerroin ahveneen oli 0,14 ja haukeen 0,3. Vastaava keskiarvo muiden tutkittujen Kokemäenjoen vesistön järvien ahvenelle ja haulle oli noin 0,06.



Kuva 6. Iso Valkjärven siikojen ^{137}Cs pitoisuudet (keskiarvo ja vaihteluväli) vuosina 1987-1991 (vas.) sekä isotooppien 134 ja 137 osuudet siikojen cesium-pitoisuuden vuosittaisesta keskiarvosta (oik.). V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli.



Kuva 7. Iso Valkjärven eri kokoisten ahventen keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus vaihteluväleiseen vuosina 1987-1993. P = kokoluokka < 15 cm, K = kokoluokka 15-20 cm, S = kokoluokka > 20 cm.

Näin ollen radiocesiumin kulkeutuminen laskeumasta kalaan oli Iso Valkjärvestä jopa viisinkertainen muihin järviin verrattuna. Se johtuu Iso Valkjärven vähäisestä veden vaihtuvuudesta ja veden niukkaravinteisuudesta. Radiocesiumpitoisuudet pienenevät myös Iso Valkjärven kaloissa hitaammin kuin suuressa osassa Suomen järviä. ^{137}Cs väheni Iso Valkjärven ahvenesta laskeumaa seuranneina viitenä vuotena 2,4 vuoden puoliintumisajalla ja hausta 4 vuoden puoliintumisajalla. Sen jälkeen pitoisuudet laskevat vielä hitaammin.

Kalkitun ja vertailupuolen kalojen cesiumpitoisuuksissa ei yleensä havaittu eroja. Havaintojakso on vielä suhteellisen lyhyt eikä nopeita muutoksia kalojen ^{137}Cs -pitoisuuksissa ole ollut odotettavissakaan, koska kalsiumkarbonaatilla toteutetun neutraloinnin yhteydessä järveen ei lisätty kaliumia. Ahventen radioaktiivisuus oli kuitenkin vertailupuolella kalkittua puolta pienempi vuonna 1993. Syy lienee sama kuin elohopeapitoisuudenkin kohdalla (Verta ym. tässä niteessä) eli vertailupuolen kalakuolemaa seuranneen ahvenen kasvun nopeutumisen aiheuttama laimeneminen. Ruotsissa tehdyt järven kalkitsemiskokeet osoittivat, että kalkitsemisen vaikutus kalojen ^{137}Cs -pitoisuuksiin oli vähäistä silloinkin kun kalkitseminen tehtiin kaliumkarbonaatilla. Enimmillään kalkitseminen nopeutti 5 %:lla vuodessa hauen ^{137}Cs -pitoisuuksien pienenemistä (Andersson ym. 1991).

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Vuosien 1991-1993 havaintojen perusteella neutralointi ei vaikuttanut kalojen radioaktiivisuuteen. Vaikutukset muidenkin eliöiden radioaktiivisuuteen olivat vähäisiä. Sen sijaan kalojen kuolema vertailupuolelta näyttää pienentäneen kalojen cesiumarvoja. Jos kuolleisiin kaloihin sitoutunut cesium ei palaudu enää eliöyhteisöön, saattaa vertailupuolen koko eliöyhteisön radioaktiivisuus pienentyä kalkittua puolta nopeammin.

5. Kirjallisuus

Andersson, T., Håkanson, L., Kvarnäs, H. & Nilsson, Å. 1991. Åtgärder mot höga halter radioaktivt cesium i insjöfisk. Slutrapport för cesiumdelen av projektet Kalkning-kvicksilver-cesium. SSI-rapport 91-07, Statens strålskyddsinstitut, Tukholma, Ruotsi. 114 s.

Arvela, H., Markkanen, M., Lemmelä, H. 1990. Mobile survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. Radiation protection Dosimetry Vol. 32, No 3, s. 177-184.

Håkanson, L., Andersson, T., Neumann, G., Nilsson, Å. & Notter, M. 1988. Cesium i abborre i norrländska sjöar efter Tjernobyl - läget, orsakssamband, framtiden. Rapport 3497, Naturvårdsverket, Sverige. 136 s.

Häsänen, E., Kolehmainen, S. & Miettinen, J.K. 1966. Biological half-time of ^{137}Cs in three species of freshwater fish: perch, roach and rainbow trout. *Radioecological Concentration Processes*. Pergamon Press, s. 921-924.

Järvinen, M., Rask, M., Kuoppamäki, K., Makkonen, E., Ruuhijärvi, J. & Arvola, L. 1992. Iso Valkjärven kalkituskokeen vesikemialliset ja biologiset tutkimukset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kalatutkimuksia* 54, s. 35-60.

Kolehmainen, S., Häsänen, E. & Miettinen, J.K. 1966. ^{137}Cs levels in fish of different limnological types of lakes in Finland during 1963. *Health Physics* 12, s. 917-922.

Meili M., Rudebeck A., Brewer A., Howard J. 1989. ^{137}Cs in Swedish forest lakes 2 and 3 years after Chernobyl. Teoksessa: Feldt, W. (toim.), *The Radioecology of Natural and Artificial radionuclides. Proceedings of the XV. Regional Congress of IRPA (International Radiation Protection Association), Visby, Gotland; Sweden, 10-14 September.* s. 306-311.

Nordlinder, S., Bergström, U., Hammar, J. & Notter, M. 1993. Modelling turnover of Cs-137 in two subarctic salmonid ecosystems. *Nordic J. Freshw. Res.* 68, s. 21-33.

Penttilä, S., Kairesalo, T. & Uusi-Rauva, A. 1993. The occurrence and bioavailability of radioactive ^{137}Cs in small forest lakes in southern Finland. *Env. Poll.* 82, s. 47-55.

Saxén R. 1994. Transport of ^{137}Cs in large Finnish drainage basins. Teoksessa: Dahlgard, H.(toim.), *Nordic Radioecology - the transfer of radionuclides through nordic ecosystems to man.* s. 63-78. Elsevier, Amsterdam.

Saxén, R. & Aaltonen, H., 1987. Radioactivity of surface water in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A60. Supplement 5 to Annual Report STUK-A55. 29 s.

Saxén, R. & Koskelainen, U. 1992. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland in 1988-1990. Supplement 6 to Annual Report STUK-A89. STUK-A94. 75 s.

Saxén, R. & Rantavaara, A. 1987. Radioactivity of freshwater fish in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A61. Supplement 6 to Annual Report STUK-A55. 45 s.

Sinkko, K., 1981. Computer analysis of gamma-ray spectra in sample measurements. *Lisensiaattityö. Helsingin Yliopisto, Fysiikan laitos.* 56 s.

Sinkko, K., Aaltonen, H., 1985. Calculation of the true coincidence summing correction for different sample geometries in gamma-ray spectroscopy. Report STUK-B-VALO 40. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Surveillance Department. 36 s.

ELOHOPEATUTKIMUKSET ISO VALKJÄRVELLÄ

Tuula Matilainen¹, Matti Verta², Martti Rask³, Petri Porvari² & Hanna Korhonen¹

¹Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

²Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

³Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos,
Evon kalantutkimus ja vesiviljely, 16970 Evo

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	74
2. ELOHOPEA VEDESSÄ JA KALOISSA	
2.1. Kalkitus hidasti elohopean nettometyylaatiota	74
2.2. Pienemmät metyylielohopeapitoisuudet kalkitun puolen vedessä	77
2.3. Kalkitus ei pienentänyt kalojen elohopeapitoisuutta	78
2.4. Metyylielohopeasta puolet vedessä ja puolet kaloissa	81
3. TULOSTEN TARKASTELUA	82
4. PÄÄTELMIÄ	83
5. KIRJALLISUUS	84

1. JOHDANTO

Happamoituneiden järvien kaloissa esiintyy yleisesti kohonneita elohopeapitoisuuksia. Happamuus vaikuttaa elohopean esiintymismuotoihin maaperässä ja vesistöissä, elohopean metyylielohopean metyylielohopean sekä ravintoketjujen rakenteeseen järvissä ja tätä kautta metyylielohopean rikastumisprosesseihin. Vesistöjen ja valuma-alueiden kalkitsemisen on todettu alentavan kalaston elohopeapitoisuutta. Ruotsalaistutkimusten mukaan hyvin onnistuneella järven kalkituksella on päästy n. 30 %:n alenemaan ahvenen elohopeapitoisuuksissa kahdessa vuodessa. Hauen elohopeapitoisuuden puolestaan arvioitiin vähenevän 15-40 % neljässä vuodessa (Häkansson *et al.* 1990a, ref. Lindqvist *et al.* 1991). Iso Valkjärven kalkituskoe tarjosi mahdollisuuden tutkia kalkituksen vaikutusta elohopean metyylielohopean orgaaniseksi metyylielohopeaksi ja sen rikastumista kaloihin pienessä latvajärvessä.

Iso Valkjärven kalojen elohopeapitoisuuksia mitattiin ensimmäisen kerran 1980-luvun alkupuolella. Tuolloin järven ahventen elohopeapitoisuus oli 0,3-0,6 mg kg⁻¹ tuorepainona ilmaistuna (Metsälä & Rask 1989). Hauen elohopeapitoisuuksia mitattiin vuosina 1982-1984 ja Iso Valkjärvessä havaitut pitoisuudet olivat Evon alueen korkeimpia; kilon haulle laskettu keskipitoisuus oli 1,1 mg kg⁻¹ ja vaihteluväli 0,3-1,4 mg kg⁻¹ (Rask & Metsälä 1991). Ihmisravinnoksi käytettävän kalan elohopeapitoisuuden ei pitäisi olla yli 1 mg kg⁻¹ ja rajoituksetta voi syödä kalaa, jonka pitoisuus on alle 0,5 mg kg⁻¹. Tässä kirjoituksessa esitellään tuloksia elohopean metylaatio- ja demetylaatiomittauksista sedimentissä ja vedessä sekä elohopeapitoisuuksista järven vedessä ja kaloissa. Lopuksi tehdään laskelma ravintoketjuihin rikastuvan metyylielohopean määrästä Iso Valkjärven ekosysteemissä.

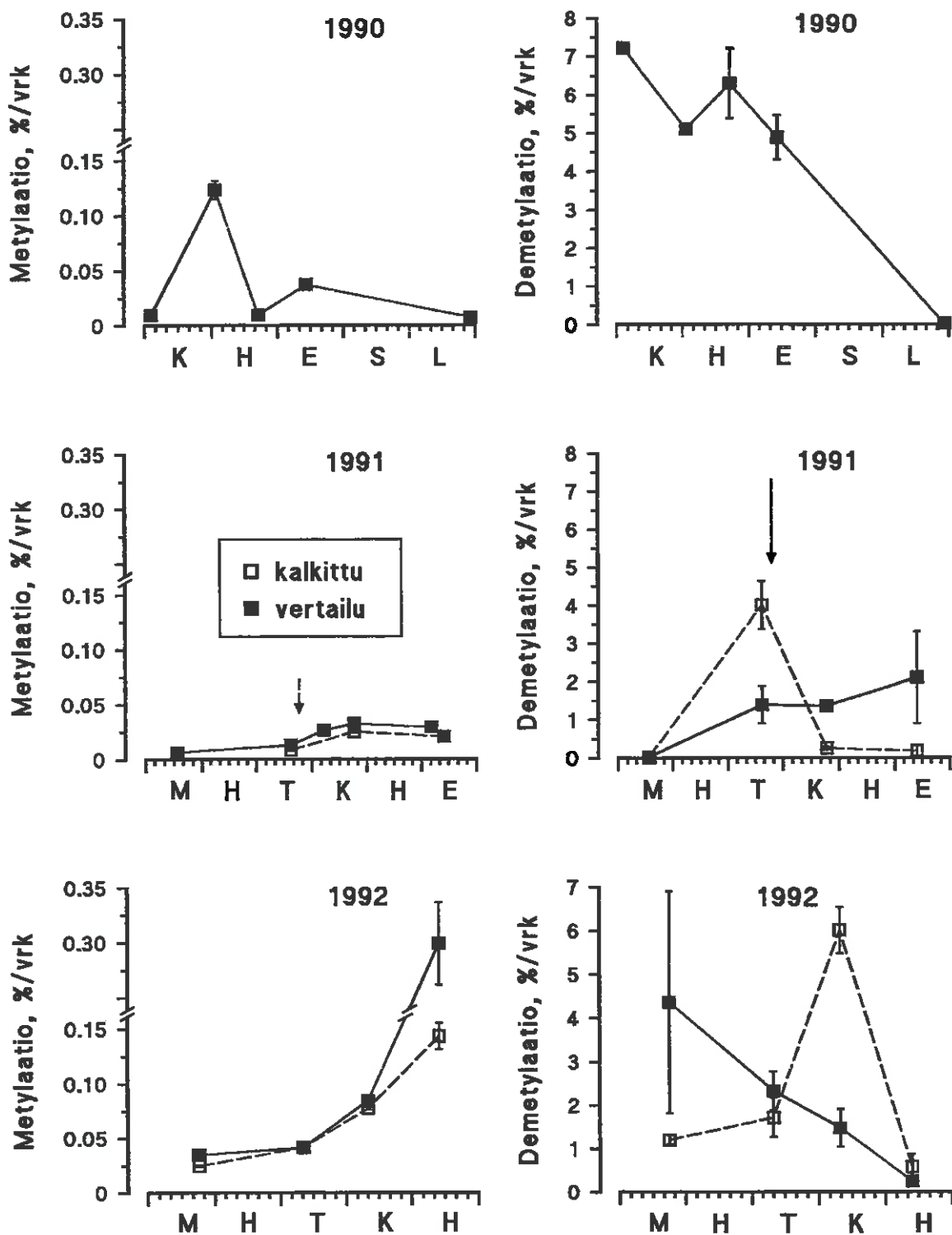
2. ELOHOPEA VEDESSÄ JA KALOISSA

2.1. Kalkitus hidasti elohopean nettometylaatiota

Elohopean metylaationopeutta ja metyylielohopean demetylaationopeutta mitattiin v. 1991-1993 sekä litoraali- että profundaalisedimentissä, vesiprofiilissa ja sedimentoituvassa aineksessa (Verta *et al.* 1994, Matilainen & Verta 1995). Mittaukset tehtiin laboratoriossa radioaktiivisilla isotoopeilla. Vuonna 1993 tutkittiin metylaationopeutta ja metylaatioprosessin luonnetta vesiprofiilissa inhibiittorien avulla *in situ* inkuboinnein. Metylaationopeutta verrattiin veden metyylielohopeapitoisuuteen (Matilainen 1995, Verta & Matilainen 1995).

Metylaatio- ja demetylaationopeuksissa ei havaittu olennaisia eroja vuosien 1990 -1992 välillä (kuva 1). Pintasedimentissä tapahtuvasta metylaatiosta voidaan tehdä vertailuja

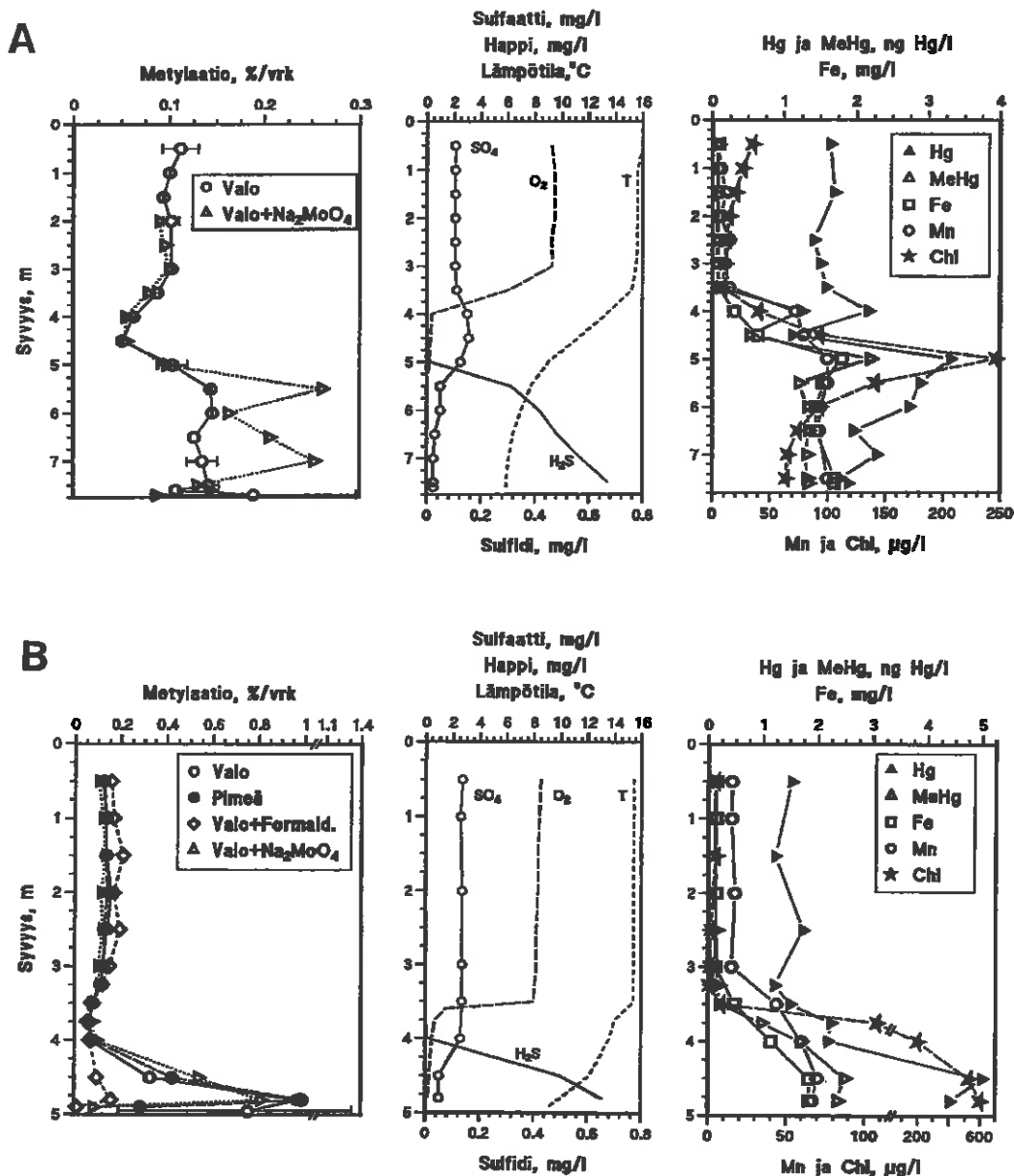
lähinnä litoraalin osalta sillä profundaalisedimentin näytteenottoa häytti järven pohjalla oleva sammalpeitto. Metylaatio- ja demetylaationopeudet olivat suurimpia keskikesällä. Demetylaatio nousi korkealle tasolle yleensä jo toukokuussa jäiden sulamisen jälkeen.



Kuva 1. Metylaation ja demetylaation kehittyminen Iso Valkjärven pintavedessä (1 m) 1990-1992. Nuoli osoittaa kalkitusajankohdan.

Metylaationopeus sedimentissä oli kesinä 1991-1992 yleensä tehokkaampaa kalkitulla puolella kuin vertailupuolella. Suuntaus oli samanlainen sekä littoraali- että profundaalisedimentissä. Sen sijaan demetylaationopeudessa ei havaittu yhtä selvää eroa. Tulokset viittaavat siihen, että sedimentissä metyylielohopeaa muodostui kalkitulla puolella enemmän.

Myös päällysvedessä mitattiin suurimmat metylaationopeudet keskikesällä (kuva 1). Molempina kesinä metylaationopeudet olivat kalkitulla puolella hieman alhaisemmat kuin vertailupuolella. Demetylaatio laski selvästi kalkituksen seurauksena vuonna 1991, mutta vuonna 1992 nousi jälleen samalle tasolle kuin vuonna 1990 ennen kalkitusta. Maaliskuussa 1992 mitattiin ajankohtaan nähden erittäin nopeaa demetylaatiota vertailupuolen pintavedessä lumettoman jään alla. Samaan aikaan vedessä mitattiin korkeita klorofyllipitoisuuksia. Sedimentaatioastioissa metylaatio- ja demetylaationopeudet eivät olennaisesti poikenneet vesifaasissa mitatuista.



Kuva 2. Metylaationopeus, lämpötila, happi, sulfaatti, sulfidi, elohopea, metyylielohopea (MeHg), rauta, mangaani ja klorofylli *a* Iso Valkjärven vesiprofilissa elokuussa 1993. A = kalkittu puoli, B = vertailupuoli.

In situ metylaatiomittauksissa kesällä 1993 tutkittiin mikrobitoiminnan vaikutusta metylaatioon lisäämällä osaan näytteistä formaldehydiä (ei-spesifinen inhibiittori) tai natriummolybdaattia (spesifinen inhibiittori, joka estää tiettyjen anaerobien bakteerien sulfaatin pelkistysprosessin). Tulokset osoittivat hapettoman alusveden olevan hapellista päällysvettä merkittävämpi metyylielohopean muodostumispaikka (kuva 2). Vertailupuolella, lähellä sedimentin pintaa, metylaationopeudet olivat moninkertaisia verrattuna kalkitun puolen nopeuksiin. Formaldehydilisäys (lopullinen pitoisuus 1 %) esti metylaation sulfidipitoisessa alusvedessä, mikä oli osoituksena mikrobien osallistumisesta metylaatioprosessiin joko välillisesti tai välittömästi (kuva 2b). Molybdaattilisäyksellä (2.7 mM) ei ollut vaikutusta metylaationopeuteen vertailupuolen vesifaasissa. Sen sijaan molempien puolien pintasedimenteissä molybdaatin inhiboiva vaikutus metylaatioon oli ilmeinen, joten metyloityminen pintasedimentissä voi liittyä sulfaatin pelkistykseen. Kalkitun puolen sulfidipitoisessa alusvedessä molybdaattilisäys stimuloi metylaatiota. Syynä stimulaatioon saattaa olla joidenkin mikrobiryhmien hyötyminen energeettisesti sulfaatin pelkistykseen estymisestä tai suoranaisten molybdeenin tarve hivenaineena. Valoisuusoloilla ei ollut suoraa vaikutusta vedenalaisen metyylielohopean muodostumiseen 24 tunnin inkubointijakson aikana.

2.2. Pienemmät metyylielohopeapitoisuudet kalkitun puolen vedessä

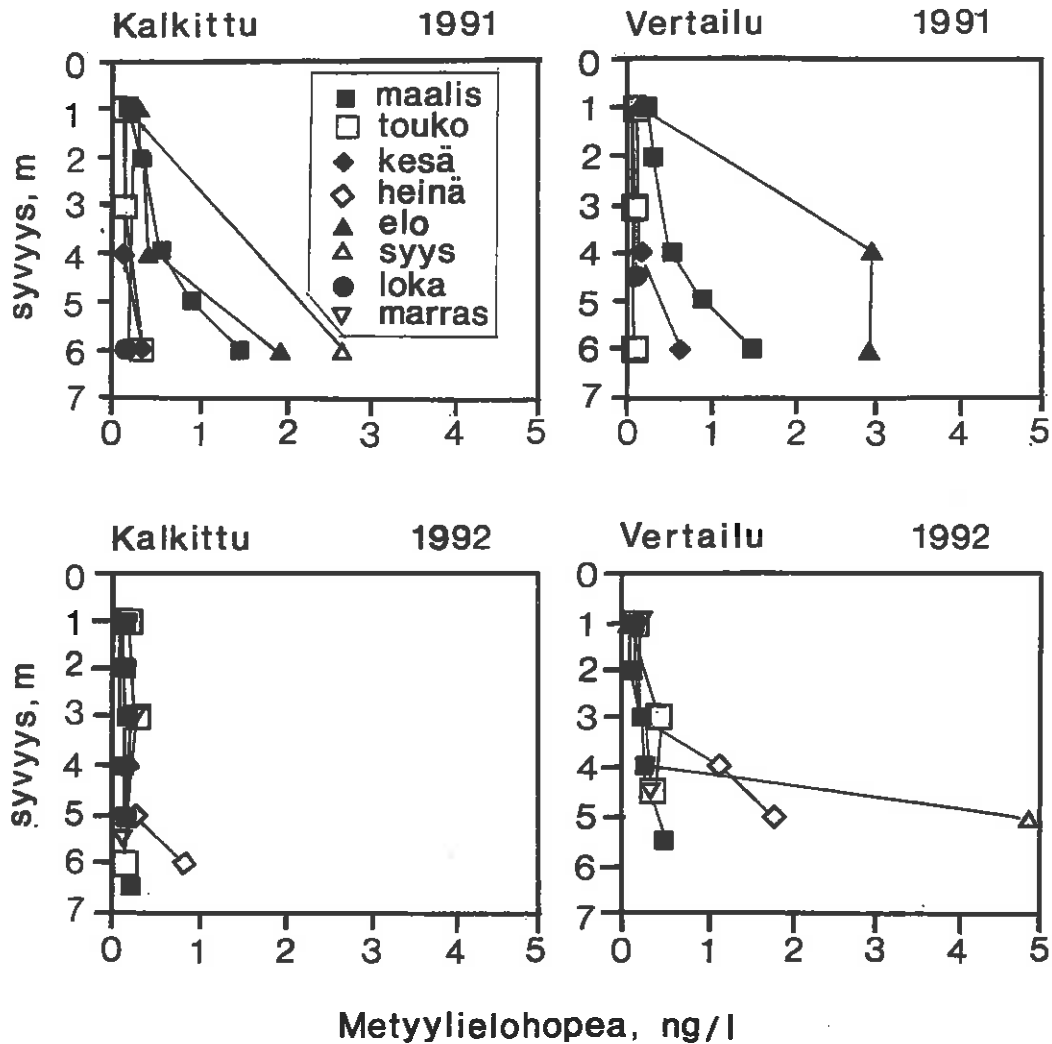
Talvikerrostuneisuuden lopulla maaliskuussa 1992 metyylielohopeapitoisuus molemmilla puolilla oli alhaisempi kuin edellisenä vuonna ennen järven jakoa vastaavana ajankohdalla. Kalkitulla puolella metyylielohopeapitoisuus ei noussut pohjan läheisissä vesikerroksissa kuten ennen kalkitusta. Vertailupuolella pitoisuuden nousu oli selvä, vaikkakin vähäisempää kuin syvänteessä ennen kalkitusta (kuva 3).

Kevään 1992 aikana pääsi kalkitun puolen alusvettä purkautumaan vertailupuolelle ja sekoittumaan kevätkierron yhteydessä koko vesimassaan. Tämä näkyi selvästi mm. pääionien pitoisuuksissa sekä happamuudessa. Maaliskuun lopun ja toukokuun metyylielohopeapitoisuuksien perusteella vuoto ei olennaisesti vaikuttanut vertailupuolen metyylielohopeapitoisuuksiin. Molemmilla näytteenottokerroilla alusveden metyylielohopeataso oli hieman korkeampi vertailupuolella kuin kalkitulla puolella.

Myös kesäkerrostuneisuuden aikana 1992 päällysveden metyylielohopeapitoisuudet pysyivät molemmilla puolilla hieman alhaisempina kuin edellisenä kesänä (kuva 3). Edellisestä vuodesta poiketen pitoisuudet olivat samaa tasoa päällysvedessä. Alusvedessä pitoisuudet nousivat hapettomuuden kehittyessä kuten edellisenäkin kesänä. Pitoisuuden nousu oli selvästi merkittävämpää vertailupuolella kuin kalkitulla puolella. Syystäyskierron aikaan metyylielohopeapitoisuudet olivat samaa tasoa molemmilla puolilla (0,23-0,30 ng l⁻¹ kalkittu, 0,20-0,29 ng l⁻¹ vertailu).

Viimeisellä näytteenottokerralla elokuussa 1993 alusveden metyylielohopeapitoisuudet olivat korkeita kuten edellisinäkin vuosina (kuva 2a,b). Kalkitulla puolella noin 50 % ja vertailupuolella noin 75 % metyylielohopeasta oli kiintoaineeseen sitoutuneena ja noudatti raudan, mangaanin ja klorofyllin vaihteluja vesipatsaassa. Metyylielohopeapitoisuudet kalkitulla puolella olivat hieman alhaisempia kuin vertailupuolella.

Sedimenttikeräimissä sekä partikkeleihin sitoutuneen että liukoisen metyylielohopean pitoisuudet olivat kertaluokkaa korkeammat kuin keräimen ulkopuolella. Liuennut metyylielohopea alusvedessä oli puolestaan kertaluokkaa suurempi kuin sedimentin pinnan huokosvedessä. Kuiva-ainetta kohti laskettuna sedimenttikeräinten aines sisälsi myös enemmän metyylielohopeaa kuin sedimentin pintakerros.

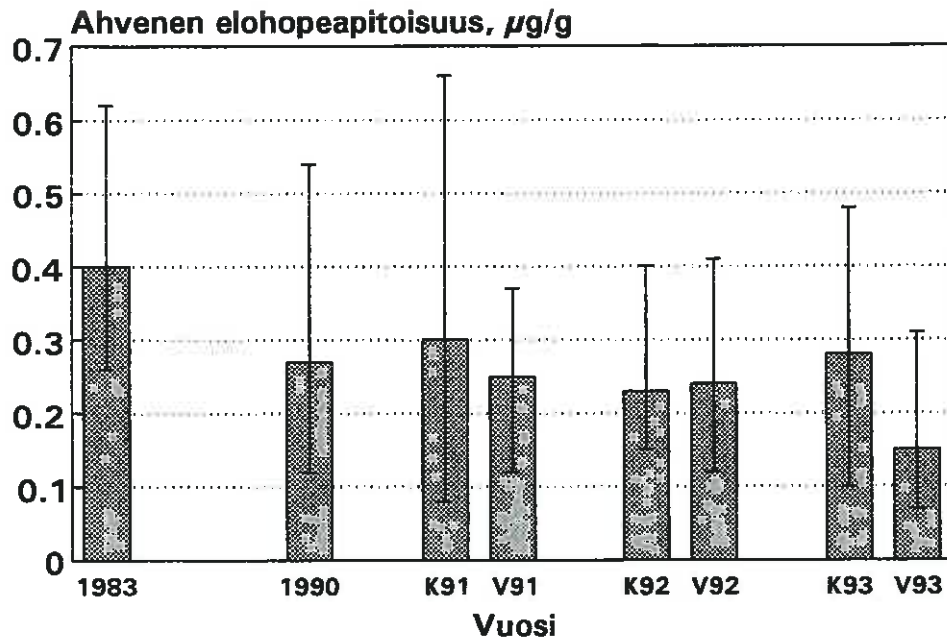


Kuva 3. Metyylielohopeapitoisuus Iso Valkjärven vedessä vuosina 1991 ja 1992.

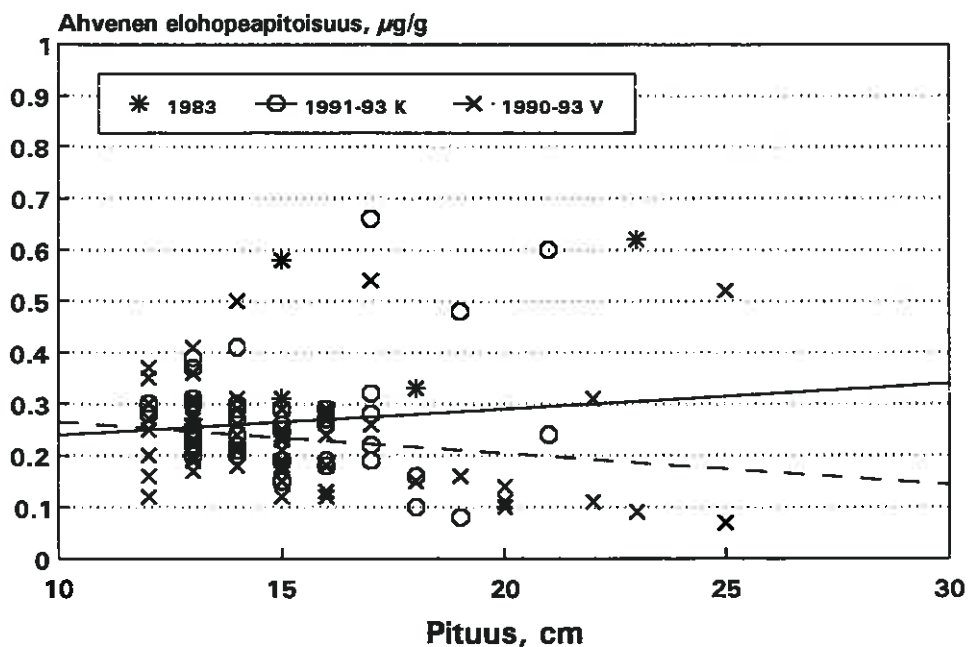
2.3. Kalkitus ei pienentänyt kalojen elohopeapitoisuutta

Iso Valkjärven ahventen keskimääräiset elohopeapitoisuudet ovat pienentyneet 1980-luvun alun tasosta (kuva 4). Vuosina 1990-1993 tehdyt mittaukset osoittavat keskipitoisuuden olleen sekä järven kalkituilla että vertailupuoliskolla $0,24-0,28 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ lukuunottamatta vertailupuoliskon ahvenia vuonna 1993, jolloin pitoisuudet olivat pienentyneet suunnilleen puoleen entisestään. Kyseessä on elohopeapitoisuuden nk. kasvulaimeneminen (Göthberg 1983, Verta 1990), jonka seurauksena on kalan kasvun nopeutumisesta johtuva elohopeapitoisuuden pieneneminen vaikka itse asiassa kalojen

sisältämä elohopeamäärä saattaa suurentua. Iso Valkjärven ahventen elohopeapitoisuuden tarkastelu suhteessa kalojen pituuteen ei osoita mitään systemaattista riippuvuutta toisin kuin eräissä muissa Evon järvissä (Metsälä & Rask 1989). Vertailupuolen kalakuoleman jälkeinen ahvenen kasvun kiihtyminen vuonna 1993 ja siihen liittynyt elohopean kasvulaimeneminen antoivat jopa vaikutelman, että elohopeapitoisuuden suhde ahvenen pituuteen olisi ollut käänteinen (kuva 5).

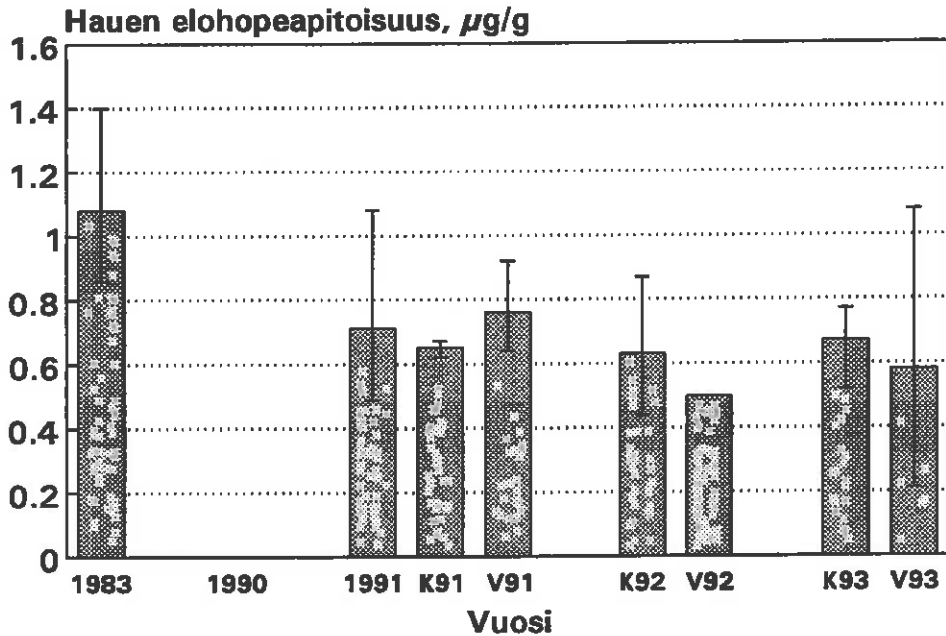


Kuva 4. Ahventen keskimääräinen elohopeapitoisuus Iso Valkjärvässä vuonna 1983 sekä vuosina 1990-1993. V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli. Janat osoittavat vaihteluvälin.

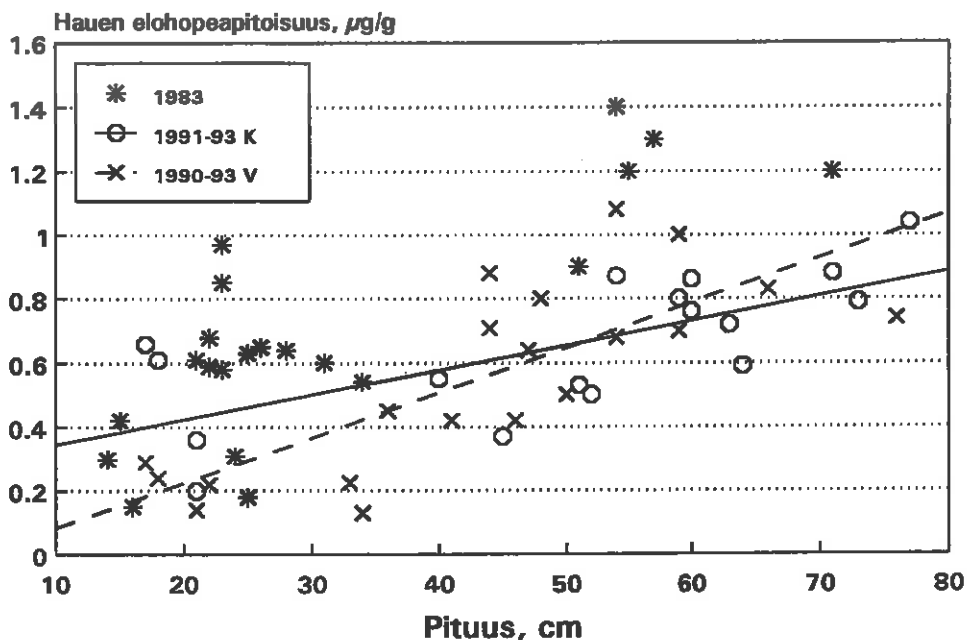


Kuva 5. Ahvenen elohopeapitoisuus suhteessa kalan pituuteen Iso Valkjärvässä vuonna 1983 sekä vuosina 1990-1993. V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli.

Myös Iso Valkjärven haukien keskimääräiset elohopeapitoisuudet ovat olleet 1990-luvulla pienempiä kuin vuosina 1983 ja 1984 ja kilon haulle laskettu keskipitoisuus on ollut alle 1 mg Hg kg^{-1} (kuva 6). Erot kalkitun ja vertailupuolen välillä ovat olleet pieniä. Näytekalojen määrä on ollut joinakin vuosina hyvin pieni (1-2) ja pitoisuuksien vaihtelu samalla järven puoliskolla suurta, mikä rajoittaa johtopäätösten tekemistä. Haukien elohopeapitoisuuden ja kalan pituuden välillä on selvä riippuvuus (kuva 7). Myös tämän tarkastelun perusteella pitoisuudet näyttävät pienentyneen 10 vuodessa eikä kalkitun ja vertailupuoliskon haukien välillä olisi juuri mitään eroa.



Kuva 6. Kilon painoisen hauen keskimääräinen elohopeapitoisuus Iso Valkjärnessä vuonna 1983 sekä vuosina 1990-1993. V = vertailupuoli, K = kalkittu puoli. Janat osoittavat vaihteluvälin.



Kuva 7 Hauen elohopeapitoisuus suhteessa kalan pituuteen Iso Valkjärnessä vuonna 1983 sekä vuosina 1990-1993. V=vertailu, K=kalkittu puoli.

2.4. Metyylielohopeasta puolet vedessä ja puolet kaloissa

Veden ja kalaston elohopeapitoisuuksien avulla pyrittiin arvioimaan vedessä olevan ja kaloihin sitoutuneen metyylielohopean kokonaismäärät. Kokeen alussa, kevättäyskierron jälkeen vuonna 1991, kalkitun puolen ja vertailupuolen metyylielohopeapitoisuudet vedessä olivat 0,11-0,34 ng l⁻¹ ja 0,06-0,07 ng l⁻¹. Kalkitun puolen pitoisuudet olivat siis selvästi korkeammat, koska syväne ja sen myötä suurin osa hapettomasta alusvedestä jäi järven jaossa kalkitulle puolelle. Vuonna 1992 pitoisuudet olivat jokseenkin samansuuruiset järven kummallakin puoliskolla ja seuraavana vuonna vertailupuolen pitoisuudet olivat hienokseltaan kalkitun puolen pitoisuuksia suurempia. Esimerkiksi kesäkerrostuneisuuden aikana vuonna 1993 veden metyylielohopeapitoisuus kalkitulla puolella oli 0,056-2,19 ng l⁻¹ ja vertailupuolella 0,129-2,65 ng l⁻¹ (kuva 2). Suurimmat pitoisuudet mitattiin hapettomasta alusvedestä. Koko Iso Valkjärven vesipatsaan elohopeamäärä vuosina 1991-1993 on ollut 19-68 mg (taulukko 1).

Taulukko 1. Metyylielohopean määrä (mg) Iso Valkjärven vedessä vuosina 1991-1993

Vuosi	Maaliskuu	Elokuu
1991		
Yhteensä	58	56-68
Kalkittu	40	37-49
Vertailu	18	19
1992		
Yhteensä	19	32
Kalkittu	12	15
Vertailu	7	17
1993		
Yhteensä		49
Kalkittu		32
Vertailu		17

Kaloihin sitoutuneen metyylielohopean määrän arviointi perustuu oletukseen, että metyylielohopean osuus kalojen kokonaiselohopeasta on 95 % (Bloom 1992). Ahvenpopulaatioon sitoutuneen metyylielohopean määrä oli suurimmillaan 47 mg vuonna 1990 ja pienimmillään 33 mg vuonna 1993. Vuoden 1993 yhteismäärään vaikutti vertailupuolen kalakuolema syksyllä 1992 - kalkitulla puolella ahveneen sitoutuneen metyylielohopean määrä itse asiassa suureni (taulukko 2). Vuonna 1991 kalastoon sitoutuneen elohopean määräksi laskettiin 56 mg, mistä 65 % oli ahvenissa, 31 % hauissa ja 4 % siiioissa. Hauen ja siian osuudet laskettiin syksyllä tehdyn rysäpyynnin saaliiden perusteella, joten ne ovat minimiarvioita. Näiden havaintojen perusteella Iso Valkjärven kaloihin sitoutunut metyylielohopeamäärä on samaa suuruusluokkaa kuin vedessä oleva määrä (Rask & Verta 1995).

Taulukko 2. Iso Valkjärven kaloihin sitoutuneen metyylielohopean määrä (mg) vuosina 1990-1993

	Ahven	Hauki	Silka	Yht.
1990 yht.	47	9	3	59
1991 yht.	37	17	2	56
kalkittu	20	10	1	31
vertailu	17	7	1	25
1992 yht.	37	9	1	47
kalkittu	23	7	1	31
vertailu	14	2	0	16
1993 yht.	33	6	4	43
kalkittu	32	5	4	41
vertailu	1	1	0	2

3. TULOSTEN TARKASTELUA

Tulokset viittaavat siihen, että järvestä (sedimentti + vesifaasi) tapahtuu nettometyylatiota. Myös sateesta ja valumasta tullut metyylielohopea voi selittää pitoisuuksien vaihtelua. Märkälasseumaksi alueella on mitattu $0,07 \text{ g km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, mikä merkitsee noin kolmen milligramman metyylielohopealaseumaa ilmakehästä suoraan järven pinnalle. Valuma-alueelta tuleva metyylielohopeamäärä voi olla huomattavasti suurempi, jopa 30-40 mg vuodessa, jos käytetään Hakojärven valuma-alueelta saatua kuormitusarvoa $0,21-0,24 \text{ mg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Mitattu metyylielohopeamäärä Iso Valkjärven vedessä vaihteli 19 ja 68 mg:n välillä ja kalastossa 43 ja 59 mg välillä, joten metyylielohopean kokonaisbudjetista voi valuma-alueelta tullut elohopea selittää suurimman osan.

Puolentoista vuoden seuranta kalkituksen jälkeen osoittaa metyylielohopean käyttäytyvän erilalla Iso Valkjärven kalkitulla ja vertailupuolella. Alkutilanteesta, jossa kalkitulla puolella oli korkeammat metyylielohopeapitoisuudet vedessä, oli tilanne kääntynyt päinvastaiseksi kesällä 1993. Muutos voi johtua kalkituksen vaikutuksesta elohopean metylylaatioon ja/tai kiertoon. On myös mahdollista, että valuma-alueelta järveen tuleva metyylielohopeamäärä on vertailupuolella suurempaa suuremmasta turvemaiden osuudesta johtuen. Lisäksi kalkituksen seurauksena tapahtuneet muutokset kasviplanktonin koostumuksessa ovat saattaneet lisätä metyylielohopean poistumista vesifaasista sedimentaation avulla. Alustavat arviot metyylielohopean sedimentaationopeudesta osoittavat suurempaa sedimentaatiota kalkitulla puolella kesällä 1992, mutta vertailupuolella kesällä 1993. Vertailupuolen tuloksiin on saattanut vaikuttaa kalakuolema syksyllä 1992. Syvänteestä mitattua sedimentaatiota ei myöskään voida yleistää koko järveen. Suurempi keskisyvyys ja alusveden osuus kalkitulla puolella on sedimentaatiota suurentava tekijä. Syvänteestä laskettuna metyylielohopean sedimentaatio oli tasoa $10-20 \text{ mg kesäkerrostuneisuuden aikana}$, mikä osoittaa, että sedimentaatiolla on suuri merkitys metyylielohopean poistajana vesifaasista.

Metylaatioaktiivisuus ja veden metyylielohopeapitoisuudet nousivat alusvedessä kerrostuneisuuskausina. Tarkasteltaessa lähemmin radioisotooppimenetelmällä saatujen nettometylaationopeuksien ja todellisten metyylielohopeapitoisuuksien vastaavuutta vesipatsaassa havaitaan, ettei metylaationopeudella voida suoraan arvioida metyylielohopeapitoisuutta harppauskerroksen ja sulfidipitoisen kerroksen välisessä vyöhykkeessä, jossa mm. metyylielohopea- ja klorofyllipitoisuudet olivat suurimmillaan tai jyrkästi nousussa, mutta metylaationopeus oli minimissään. Syynä tähän on elohopeakationin taipumus pidäytyä orgaaniseen ainekseen siten, että mitä enemmän orgaanista partikkeliaainesta (tässä tapauksessa kasviplankton) näyte sisältää, sitä suurempi osuus näytteisiin lisätystä $^{203}\text{Hg}^{2+}$ kationista pidättyy partikkeleihin ja sitä pienemmäksi jää nettometylaatio. Runsaan levämässän aiheuttama vilkas hajotustoiminta lisää todennäköisesti myös metyylielohopean hajoamista, demetylaatiota, pienentäen näin osaltaan nettometylaatiota tässä vyöhykkeessä. Partikkeleihin sitoutuneen metyylielohopean osuus partikkeleihin sitoutuneesta kokonaiselohopeasta kasvaa ylhäältä alaspäin mentäessä ja on suurimmillaan harppauskerroksen alaosassa, kummallakin puolella n. 4 metrin syvyydessä. Tässä syvyydessä ja sen alapuolisessa vesimassassa liukoisen metyylielohopean pitoisuus on moninkertainen verrattuna päällysveden pitoisuuteen. Tulokset viittaavat sedimentaation suureen merkitykseen alusveden kokonais- ja metyylielohopean tuottajana. Sen sijaan selvästi alhaisemmat metyylielohopeapitoisuudet sekä sedimentin kuiva-aineessa että huokosvedessä verrattuna sedimenttikeräimiin osoittavat, ettei alusveden sedimentissä tapahtuva metylaatio voi selittää alusveden korkeita metyylielohopeapitoisuuksia.

4. PÄÄTELMIÄ

Loppupäätelmänä voidaan todeta kalkituksen vaikuttaneen elohopean metyloitumisnopeuteen jossakin määrin. Metylaatio väheni vesifaasissa. Samoin kalkitun puolen pitoisuudet alenivat suhteessa vertailupuoleen. Kuitenkin valuma-alueelta tuleva metyylielohopeamäärä sekä metyylielohopean sedimentaatiossa tapahtuneet muutokset voivat olla ratkaisevampia Iso Valkjärven metyylielohopeataseen kannalta.

Vuosien 1991-1993 havaintojen perusteella kalkituksella ei ollut vaikutusta kalojen elohopeapitoisuuteen, joten siitä ei olisi perusteeksi laajamittaisemmalle kalkitusohjelmalle. Kalojen kuolema vertailupuolelta näyttää vaikuttaneen elohopean dynamiikkaan kalkitusta selvemmin. Alustava metyylielohopeabudjetti osoittaa, että suuri osa eliöyhteisöön sitoutuneesta metyylielohopeasta saattaa olla kaloissa. Jos kuolleisiin kaloihin sitoutunut elohopea ei palaudu enää eliöyhteisöön, ravintoverkossa liikkuu elohopeaa aikaisempaa vähemmän, mikä saattaa heijastua vertailupuolen eliöstön aikaisempaa pienempinä elohopeapitoisuuksina.

Toisaalta, jos veden metyylielohopeapitoisuuksien kehittyminen järven puoliskoilla jatkuu niin, että kalkitun puolen pitoisuudet jäävät vertailupuolta pienemmiksi, voi seurauksena ajan mittaan olla vastaava pitoisuusero myös kaloissa, vaikka kolmena vuotena kalkituksen jälkeen sellaista ei havaittukaan.

5. Kirjallisuus

- Bloom N. S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, s. 1010-1017.
- Göthberg, A. 1983. Intensive fishing - a way to reduce the mercury levels in fish. *Ambio* 5, s. 259-261.
- Lindqvist O., Johansson K., Aastrup M., Andersson A., Bringmark L., Hovsenius G., Håkanson L., Iverfeldt Å., Meili M. & B. Timm, 1991. Mercury in the Swedish Environment-Recent Research on Causes, Consequences and Corrective Methods. *Water, Air, and Soil Pollution* 55, 261 s.
- Matilainen T. 1995. Involvement of bacteria in methylmercury production in anaerobic lake waters. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, s. 757-764.
- Matilainen T. & Verta M. 1995. Mercury methylation and demethylation in aerobic surface waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 (painossa).
- Metsälä T.-R. & Rask M. 1989. Mercury concentrations of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish headwater lakes with different pH and water colour. *Aqua Fennica* 19, s. 41-46.
- Rask M. & Metsälä T.-R. 1991. Mercury concentrations in northern pike, *Esox lucius* L., in small lakes of Evo area, southern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 56, s. 369-378.
- Rask M. & Verta M. 1995. Concentrations and amounts of methylmercury in the limed and acid basins of a small lake. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, s. 577-580.
- Verta M. 1990. Changes in fish mercury concentration in an intensively fished lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, s. 1888-1897.
- Verta M., Matilainen T., Porvari P., Niemi M., Uusi-Rauva A. & Bloom N.S. 1994. Methylmercury sources in boreal lake ecosystems. *Mercury Pollution: Integration and Synthesis*. C. J. Watras and J. W. Huckabee (toim.), Lewis Publishers, s. 119-136.
- Verta M. & Matilainen T. 1995. Methylmercury distribution and partitioning in stratified Finnish forest lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, s. 585-588.

KALATUTKIMUKSIA—FISKUNDERSÖKNINGAR -SARJASSA ILMESTYNEET NITEET

1

SARVALA, J. Kalantutkimus puntarissa: Suomalainen kalantutkimus 1980-luvulla. Sammandrag: Fiskeriforskningen i Finland under 1980-talet — en analys baserat på publikationer. (Fisheries research in Finland during the 1980s — an analysis based on published papers). s. 1–19.

VEHANEN, T. ja NIEMITALO, V. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen siianpoikasten viljelyyn käytettyjen luonnonravintolammikoiden tuotosta ja tuottoon vaikuttavista tekijöistä. (Produktion som inverkar på produktionen av sikyngel i naturfoderdammar vid Norra Finlands Centralfiskodlingsanstalt). (Production of natural food rearing ponds and the factors affecting it in whitefish culture at the Central Fish Culture Station for Northern Finland). s. 21–99. Helsinki 1990.

2

HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1988–1989. (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1988–1989). (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) sessioner 1988–1989). 33 s. Helsinki 1990.

3

Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fishery Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. (Rapukannat, ravustus, taudit ja viljely Euroopassa. Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) raportyöryhmän raportti). (Kräftstammar, kräftfiske, sjukdomar och odling i Europa. Rapport från Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) kräftarbetsgrupp). Edited by (toim.) Westman, K., Pursiainen, M. and Westman, P. 206 p. Helsinki 1990.

4

KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M-L. Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. (Sammandrag: Fiskstamregister: sik, siklöja och harr). (Abstract: The Finnish fish stock register: whitefish, vendace and grayling). 54 s. Helsinki 1990.

5

ERKAMO, E. Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapantvetisessä metsäjärvessä. (Sammandrag: Kräftan (*Astacus astacus* L.) i ett litet surt träsk: Biologi, uppskattning av populationsstorleken och lönsamheten av utplanteringarna). (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). 97 s. Helsinki 1990.

6

LEHTONEN, H. Vuorikemian tehtaiden jätevesien kalataloudellisista vaikutuksista Porin edustan merialueella. (Sammandrag: Fiskeriekonomiska effekter av avloppsvattnen från Vuorikemias fabriker i havsområdet utanför Björneborg) (Summary: Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on fish stocks and fisheries off Pori, the Bothnian Sea). s. 1–10.

PARMANNE, R. ja SALMI, J. Silakoiden vaellukset Selkämerellä keväällä 1982 suoritettujen merkintöjen perusteella. (Strömmingens vandringar i Bottenhavet enligt märkningar utförda våren 1982) (Migration of Baltic herring in the Bothnian Sea revealed by tagging experiments in spring 1982). s. 11–24.

PARMANNE, R. ja SALMI, J. Silakan troolippyynnin kehittyminen Porin edustan merialueella syksyllä 1976–1985 ja silakoiden kasvu, kuntokerroin ja poikasten määrä Selkämerellä. (Utvecklingen av strömmingsfisket med trål i på höstarna i havsområdet utanför Björneborg under perioden 1976–1985 samt strömmingens tillväxt, kondition och yngelmängd i Bottenhavet) (Development of the Baltic herring trawl fishery off Pori in the autums of 1976–1985 and the growth, condition factor and larval abundance of Baltic herring in the Bothnian Sea). s. 25–35.

LEHTONEN, H. ja JÄRVINEN, A. Kalastajien havaintoja pyydyksissä tapahtuneista kalakuolemista Selkämerellä 1980-luvulla. (Fiskarobservationer av fiskdöd i fångstredskapen i Bottenhavet under 1980-talet) (Observations of fishermen on fish deaths in fishing gear in the Bothnian Sea in the 1980s). s. 37–47.

JÄRVINEN, A. ja LEHTONEN, H. Siian mädin sumputuskokeet Porin edustalla 1985. (Sumpförsök med sikrom i vattnen utanför Björneborg år 1985) (Cage incubation experiments with whitefish eggs off Pori in 1985). s. 49–58.

JÄRVINEN, A., LEHTONEN, H. ja BYLUND, G. Kalojen sumputuskokeet Porin edustalla 1985. (Sumpförsök med fisk i vattnen utanför Björneborg år 1985) (Fish cage experiments off Pori in 1985). s. 59–73.

OULASVIRTA, P. ja RISSANEN, J. Vuorikemian tehtaiden jätevesien vaikutuksista silakan alkionkehitykseen ja poikasten elinkykyyn. (Effekterna av avloppsvattnen från Vuorikemias fabriker på embryonalutvecklingen och ynglens livskraft hos strömming) (Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on the embryonal development and larval fitness of Baltic herring). s. 75–108. Helsinki 1990.

7

MIKKOLA, J., SAURA, A., IKONEN, E. ja POIKOLA, K. Kymijoen kalaportaiden rakentamiseen liittyvät kalataloudelliset selvitykset 1987–1988. (Fiskeriutredning 1987–1988 för konstruktion av fisktrappor i Kymmene älv) (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987–1988). 37 s. Helsinki 199.

8

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Sammandrag: Effekterna av asurt nedfall på fish och kräftor. Rapport för år 1989) (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). 97 s. Helsinki 1990.

9

HYVÄRINEN, P. Yksikkösaaliin vaihtelu ja siihen vaikuttavat tekijät Oulujärvellä. (Sammandrag: Enhetsfångsternas variation i Ule träsk och de faktorer som påverkar dem). (The variation of catch per unit effort in Lake Oulujärvi and the factors influencing it). 72 s. Helsinki 1990.

10

ROMAKKANIEMI, A. Tornion-Muonionjoen harjus ja harjuksen kalastus. (Sammandrag: Harr och harrfiske i Torne- och Muonioälv). (Grayling stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). 111 s. Helsinki 1990.

11

RAHKONEN, R. ja WESTMAN, K. Tarttuvat kalataudit. Tilanne Suomessa, tautien leviäminen ja torjunta. (Sammandrag: Smittsamma fisksjukdomar. Sjukdomsläge i Finland, spridning av sjukdomar och bekämpningsmetoder). (Infectious diseases of fish. The situation in Finland, spread of the diseases and their prevention). 88 s. Helsinki 1990.

12

LEHTONEN, H. Kalanimistö: suomi, latina, ruotsi, norja, englanti, saksa ja ranska. (Lista över fisknamn på finska, latin, svenska, norska, engelska, tyska och franska) (Multilingual list of fish names in Finnish, Latin, Swedish, Norwegian, English, German and French). 27 s. Helsinki 1990.

13

HUUSKO, A. Kirjallisuusselvitys kalojen mäti- ja poikasvaiheiden ekologiasta. (Sammandrag: Litteraturutredning angående fiskars rom- och yngelstadiers ekologi) (Ecology of eggs and larvae of freshwater fish – a review of literature). 58 s. Helsinki 1990.

14

HUUSKO, A. Kuusinkijoen vesistöalueen kalatalousselvitys. (Sammandrag: Utredning av fiskeri och fiskbestånd inom Kuusinkijoki vattendragsområde) (Fisheries and fish stocks in the Kuusinkijoki river system, Northern Finland, with remarks on the adverse effects of a small hydropower station located on the upper reach of the river). 238 s. Helsinki 1990.

15

TOIVONEN, J., KOKKO, U., AUVINEN, S. ja AUVINEN, H. Tulokset merkittyjen järvitaimenpoikasten istutuksista Suomessa vuosina 1970–1979. (Utsättningsresultaten av märkta insjööringyngel i Finland åren 1970–1979) (Summary: Results of stocking with tagged brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) young in Finland in 1970–1979). 31 s. Helsinki 1991.

16

BÖHLING, P., HUDD, R., LEHTONEN, H. och PARMANNE, R. Fiskevårdén i havsområdet utanför Jakobstad. (Tiivistelmä: Kalakannat ja kalakantojen hoito Pietarsaaren edustan merialueella) (Fish stocks and their management in the sea area off Jakobstad, northern Finland). 82 s. Helsinki 1991.

17

NYBERG, K. Vastakuoriutuneiden hauenpoikasten istutusten tuloksellisuus. (Sammandrag: Resultaten av utplantering av nyläckta gäddyngel) (Success of stocking with newlyhatched pike fry). 88 s. Helsinki 1991.

18

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1990. (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990). s. 1–39.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1990. (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990). s. 41–65. Helsinki 1991.

19

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1991. (Plan för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991). s. 1–43.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1991. (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991). s. 45–78. Helsinki 1991.

20

SALMI, P., SIKANEN, A., TOIVONEN, P. Ammattikalastus Vuoksen vesistön eteläosissa vuonna 1988. (Sammandrag: Yrkesfisket i södra delen av Vuoksens insjösystem år 1988) (Professional fishing in the southern parts of the Vuoksi lake area in 1988). 36 s. Helsinki 1991.

21

HONKASALO, L., PENNANEN, J., LAPPALAINEN, A. Kalakannoille aiheutuneet vahingot ja niiden kompensointi Kokemäenjoen vesistössä Nokian alapuolella. (Fiskebeståndsskador och kompenstationen av dessa i Kumo vattendrag nedanför Nokia) (Damage caused to the fish stocks and its compensation in the Kokemäenjoki watercourse downstream of the town of Nokia). 125 s. Helsinki 1991.

22

MUTENIA, A., SALONEN, E. Järvitaimenen ja järvilohen velvoiteistutukset, kalastus ja saaliit sekä istutustulokset Inarijärnessä vuosina 1976–1988. (Sammandrag: Ålagda utplanteringar, fiske, fångster och utplanteringsresultat för insjööring och insjölox i Enare träsk åren 1976–1988) (Brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.)) and landlocked salmon (*Salmo salar* L.) in Lake Inari, northern Finland: statutory stocking, its results, and the fishery and catches in 1976–1988). s. 1–70.

MUTENIA, A., AHVONEN, A. Inarijärven verkkosarjakoekalastukset vuosina 1968–1986. (Sammandrag: Provfiske med nätserier i Enare träsk 1968–1987) (Test fishing with gill net series in Lake Inari, northern Finland, in 1968–1986). s. 71–98. Helsinki 1991.

23

HONKANEN, A., KUMMUNSAALO, J., PARTANEN, H., HILDÉN, M. Kotitalouksien ja suurtalouksien kalankäyttö vuonna 1988. (Sammandrag: Hushållens och storkökens fiskkonsumtion år 1988) (Fish consumption in private households and in institutes, restaurants, etc., in Finland in 1988). 32 s. Helsinki 1991.

24

Inarijärvi-symposium. Toim. Erno Salonen. 158 s. Helsinki 1991.

25

KANGASPUNTA, M. Valtion kalanistutusten kannattavuuden arviointi (Evaluation of the profitability of the state fish stocking) (Uppskatning av de statliga fiskutsättningarnas lönsamhet). 106 s. Helsinki 1991.

26

WESTMAN, K. Kalakantarekisteri ja uhanalaisten arvokalakantojen säilyttäminen (The Finnish fish stock register and the conservation of valuable and threatened fish stocks) s. 1–14

KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M.-L. Kalakantarekisteri: lohi, taimen ja nieriä (The Finnish fish stock register: salmon (*Salmo salar*), trout (*Salmo trutta*) and char (*Salvelinus alpinus*)). s. 15–115. Helsinki 1991.

27

TOIVONEN, A.-L., HUDD, R. ja HEIKKILÄ, P. Siika- ja lohiloukkurakenteet eteläisen Perämeren alueella (Construction of trap nets for whitefish (*Coregonus lavaretus*) and salmon (*Salmo salar*) in the southern Bothnian Bay). Helsinki 1991. 43 s.

28

KARTTUNEN, VESA. Tornion-Muonionjoen siika ja siian kalastus (Whitefish stocks and fisheries in the River Tornion-Muonionjoki). Helsinki 1991. 72 s.

29

HILDÉN, M., MICKWITZ, P., PAANANEN, T., PARTANEN, H., SETÄLÄ, I., SÖDERKULTALAHTI, P. ja VIHERVUORI, A. Merialueen ammattikalastuksen ja kalan jalostuksen kapasiteetti Suomessa (The capacity of marine professional fishing and fish processing in Finland). Helsinki 1991. 72 s.

30

SALMI, J. ja SALMI, P. Silakan kalastuksesta monilajikalastukseen. Pohjois-Satakunnan rannikon ammattikalastuksen muutokset (Transformation of the Blatic herring fishery to a multispecies fishery of the Finnish coast of the Bothnian Sea). Helsinki 1991. 140 s.

31

Valtion kalanviljelyn XIII neuvottelupäivät. Uhanalaisten arvokalalajien ja -kantojen säilyttäminen: tavoitteet ja keinot (State fish culture conference, No. XIII. Conservation of valuable and threatened fish species and stocks: objectives and methods) (Statens XIII fishodlings konferens. Bevarande av värdefulla och utrotningshotade fiskarter och fiskstammar: målsättningar och metoder). 5–6.4.1989, Jyväskylä. U. Eskelinen, M. Pursiainen ja R. Rahkonen (toim.). 74 s. Helsinki 1991.

32

JUNTUNEN, K., MUJE, P. Isokoskeloiden (*Mergus merganser*) saalistuksen vaikutus Inarin Juutuanjoen taimenistutusten tuloksellisuuteen (Predation by mergansers (*Mergus merganser*) on planted brown trout smolts in the River Juutuanjoki) (Sammandrag: Predationen av skraken (*Mergus merganser*) på nyuttsatt odlad öring i Älven Juutuanjoki). 58 s. Helsinki 1991.

33

SALMINIITTY, J. Merialueen kalanviljely-yritysten taloudellisen kehityksen arviointi perinteisen tilinpäätösanalyysin avulla (Economic development of marine fish farms evaluated from analysis of account) (Sammandrag: Utvärdering av den ekonomiska utvecklingen hos havsområdenas fiskodlingsföretag med hjälp av traditionell bokslutsanalys). 70 s. Helsinki 1991.

34

VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., HAKKARI, L., JANHONEN, I. ja OLKIO, K. Konneveden nuotta-apajat (Seining sites in Lake Konnevesi) (Sammandrag: Notdragsställen i sjön Konnevesi). 28 s. + 22 karttaa. Helsinki 1991.

35

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1989 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1989). s. 1–70.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1990 (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1990) (Berättelse över fiskeriforskningsavdelningens och fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1990). s. 71–148. Helsinki 1991.

36

NYLANDER, E., AHVONEN, A. ja PRUUKI, V. Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöä vuosilta 1987–1989 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1987–1989) (Sammandrag: Fiskeristatistik för Torneälvs vattendrag åren 1987–1989). s. 1–48.

KARTTUNEN, V., ROMAKKANIEMI, A. ja PRUUKI, V. Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöä vuodelta 1990 (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1990) (Sammandrag: Fiskeristatistik för Torneälvs vattendrag åren 1990). s. 49–78.

AHVONEN, A. Kalastuskirjanpidon käyttökelpoisuus Tornion-Muonionjoen kalakantojen seurannassa (The value of fishermen's book-keeping data in monitoring fish stocks in the Rivers Tornionjoki and Muonionjoki) (Sammandrag: Fångstbokföringens användbarhet vid uppföljningen av Torne-Muonioälvs fiskebestånd). s. 79–113. Helsinki 1991.

37

MUTENIA, A. ja SALONEN, E. Lokan ja Porttipahdan peled- ja vaellussiikakantojen tila vuosina 1982–1989 (The state of peled (*Coregonus peled* (Gmelin) and migratory whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in the Lokka and Porttipahta reservoirs, Northern Finland, in 1982–1989) (Sammandrag: Tillståndet hos stammarna av peled- och vandringsaik i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta 1982–1989). 68 s. Helsinki 1991.

38

AHONEN, M., JÄÄSKÖ, O., HEINIMAA, P., PASANEN, P. ja SIMOLA, O. Inarijärveen vuosina 1972–1985 tehtyjen harmaanieriän Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with lake trout (*Salvelinus namaycush* (Walbaum) in Lake Inari in 1972–1985) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkning av kanadaröding i Enare Träsk 1972–1985) (Oohtankeäsu: Aanaarjäävrän ivij 1972–1985 tohhum ränisrávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 53 s. Helsinki 1991.

LEHTONEN, H. Suomen ja Japanin välisen elintarvikealan tutkimusyhteistyön ja tutkijavaihdon kehittämisen arviointivaltuuskunnan matka Japaniin (Report of the visit of Finnish group to Japan for evaluating targets for advancement of scientific collaboration and exchange of scientist in food research between Finland and Japan). s. 1–12.

TUUNAINEN, P., WESTMAN, K. ja PARMANNE, R. Suomen ja Japanin kalatalouden tieteellisen ja teknisen yhteistyön kehittäminen (Possibilities to develop scientific cooperation in fisheries between Finland and Japan). s. 13–48.

RUOHONEN, K. Japanin vesiviljelystä ja sen tutkimuksesta (Aquaculture and its research in Japan). s. 49–104.

SUURONEN, P. Pyyntitekniikasta ja sen tutkimuksesta Japanissa (Fishing technology in Japan). s. 105–157. Helsinki 1991.

Rapu-Kräft-Symposium (Symposium on Crayfish). 23.–24.8.1990, Hämeenlinna. Wallin, I. ja Westman, K. (toim.). 116 s. Helsinki 1991.

HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P. Country report of Finland for the intersessional period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1990–1991 (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1990–1991) (Finlands nationella rapport gällande perioden mellan Europeiska sötvattensfiskekommissionens (EIFAC) sessioner 1990–1991). 29 p. Helsinki 1992.

Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Kalatautien torjunta. Valtion kalanviljelylaitosten suunnittelun ja rakentamisen nykytila. (State fish culture conference, No. XI. Prevention of fish diseases. The present situation in the planning and building of the state fish culture stations) (Statens XI fiskodlings konferens. Bekämpning av fisksjukdomar. Nyläge inom planeringen och konstruktionen av statens fiskodlingsanstalter). 31.3–1.4.1987, Polvijärvi. Lavikainen, R. ja Rahkonen, R. (toim.) 68 s. Helsinki 1992.

AHONEN, M. Inarijärveen vuosina 1965–1986 tehtyjen nierian Carlin-merkintöjen tulokset (Results of Carlin tagging experiments with arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in the Lake Inari in 1965–1986) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkning av röding i Enare Träsk åren 1965–1986) (Oohtankeäsu: Aanaarjáávrán ivij 1965–1986 tohhum rávdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 38 s. Helsinki 1992.

SETÄLÄ, J. ja KLEMOLA, O. Siian kalastajahinnanmuodostus Merenkurkussa (Factors affecting the price in the whitefish fishery in the northern Quark, the Baltic Sea) (Sammandrag: Sikens fiskarprisbildning i Kvarkenområdet). s. 1–46.

SETÄLÄ, J. ja AHLFORS, A. Siian fileoinnin kannattavuus (Profitability of filletting whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l.)) (Sammandrag: Sikfileringens lönsamhet). s. 47–77. Helsinki 1992.

AHVONEN, A., JUTILA, E., JÄRVENPÄÄ, T., LAPPALAINEN, A., RASK, M. ja VUORINEN, P. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys (Effects of forestry on fish, crayfish and fishery. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående skogsbrukets effekter på fisk, kräftor och fiskeri). 69 s. Helsinki 1992.

LECKLIN, T. Nukutusaineiden toissijaiset fysiologiset vaikutukset järvitaimenessa (The secondary physiological effects of some anesthetics on brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* (L.)) (Sammandrag: De sekundära fysiologiska effekterna av några bedövningsmedel på insjööring). 38 s. Helsinki 1992.

LEHTONEN, H., LAPPALAINEN, J., FORSMAN, L., SOIVIO, A., URHO, L., VUORINEN, P. J. ja TIGERSTEDT, C. Ilmaston muutosten vaikutukset kaloihin, kalanviljelyyn, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuusselvitys (The effects of climate change on fishes, aquaculture, fish stocks and fishing. A review of the literature) (Sammandrag: Litteraturutredning angående klimatförändringarnas effekter på fisk, fiskodling, fiskbestånd och fiske). 119 s. Helsinki 1992.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1992 (Plan

för fiskeriforskningsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1992) (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1992) s. 1–56.

Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1992 (Plan för fiskodlingsavdelningens verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1992) (Programme for the Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1992). s. 57–86. Helsinki 1992.

49

KARTTUNEN, V. ja PRUUKI, V. Tornionjoen lohi ja lohen kalastus. (Status of the salmon stock and fisheries in the River Tornionjoki) (Sammandrag: Laxen och laxfisket i Torneälv). 57 s. Helsinki 1992.

50

SALONEN, E. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Nykytila (A plan for the fisheries use and management of Lake Inari. The present stage) (Sammandrag: Bruks- och skötselplan för fiskerihushållningen för Enare träsk. Nutillstånd). 157 s. Helsinki 1992.

51

TOIVONEN, A-L., HUDD, R. ja SVANBÄCK, G. Pohjanlahden siikaloukkujen lajivalikoivuuden kehittäminen (Reduction of salmon bycatch in whitefish trap nets in the Gulf of Bothnia (Baltic)) (Sammandrag: Förbättring av artselektivitet hos sikfällor i Bottniska viken). 46 s. Helsinki 1992.

52

SAURA, A., MIKKOLA, J. ja IKONEN, E. Kymijoen vaelluskalatutkimukset 1989–1991 (Report on the studies of migratory fish species in River Kymijoki in 1989–1991) (Sammandrag: Resultaten av forskningsprojektet om vandrande fiskarter i Kymmene älv åren 1989–1991). s. 1–79.

LEINONEN, K. ja LEHTONEN, H. Virkistyskalastuksen motiivit (Motives for recreational fishing) (Sammandrag: Motiven för fritidsfisket). s. 81–101. Helsinki 1992.

53

RUNEBERG, J. Behandling av spillvattnen på Östra Finlands Centralfiskodlingsanstalt (Summary: Treatment of the effluent on Central Fish Culture and Fisheries Research Station for Eastern Finland) (Tiivistelmä: Itä-Suomen keskusalanviljelylaitoksen poistoveden käsittely). 81 s. Helsinki 1992.

54

JÄRVINEN, A., RASK, M., NIEMELÄ, E., RAITANIEMI, J. ja TURUNEN, T. Yhdennetyn ympäristöseurannan järvien koekalastukset (The results of test fishings in the lakes of integrated monitoring) (Sammandrag: Provfiske i de sjöar som ingår i programmet för integrerad monitoring 1988–1990). s. 1–10.

ERKINARO, J., NIEMELÄ, E. ja RASK, M. Lapin happamoitumistutkimus – taimenen poikastutkimukset Lutto- ja Paatsjoen vesistöalueilla (Acidification survey in Lapland – studies on brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles in Luttojoki and Paatsjoki river systems) (Sammandrag: Försurningsundersökning i Lappland – yngelforskning hos öring inom Luttojokis och Pasviksälvs insjösystem). s. 11–34.

JÄRVINEN, M., RASK, M., KUOPPAMÄKI, K., MAKKONEN, E., RUUHIJÄRVI, J. ja ARVOLA, L. Iso Valkjärven kalkituskoekulun vesikemialliset ja biologiset tutkimukset (Hydrochemical and biological studies of the liming experiment in Lake Iso Valkjärvi) (Sammandrag: Vattenkemiska och biologiska undersökningar av kalkningsprov i Iso Valkjärvi). s. 35–60.

VUORINEN, P., PEURANEN, S., VUORINEN, M. ja RASK, M. Kalkituksen akuutit vaikutukset ahvenen ja pitkäaikaiset vaikutukset siian elintoimintoihin Isossa Valkjärvessä (The Iso Valkjärvi liming experiment: acute effects on perch (*Perca fluviatilis* L.) and long-term effects on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) (Sammandrag: Kalkningens akuta effekter på abborrens och långvariga på sikens livsfunktioner i Iso Valkjärvi). s. 61–84.

RAITANIEMI, J., RASK, M., JÄRVINEN, A. ja NYBERG, K. Kalakantojen kehitys Etelä-Suomen pienissä happamoituneissa järvissä kalkituksen jälkeisinä vuosina (Observations on the development of fish populations in small acidified lakes in southern Finland during a few year's period after liming) (Sammandrag: Fiskebeståndens utveckling i södra Finlands små försurade sjöar under åren efter kalkningen). s. 85–102.

LAPPALAINEN, A. Suomalaisten suhtautuminen vesistöjen happamoitumisen torjuntatoimenpiteisiin (The attitudes towards emission control and liming of the acidified lakes in Finland) (Sammandrag: Finländarnas åsikter angående bekämpningsåtgärder av insjösystemens försurning). s. 103–126. Helsinki 1992.

55

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen toimintakertomus vuodelta 1991 (Report on the activities of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1991) (Berättelse över verksamhet vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitut år 1991). 159 s. Helsinki 1992.

56

Valtion kalanviljelyn XIV neuvottelupäivät. Kalanviljely, vesiensuojelu ja valvonta (State fish culture conference, No. XIV. Fish culture, protection of waters and inspection) (Statens XIV fiskodlings konferens. Fiskodling, vattenskydd och övervakning). 10.–11.4.1990, Sotkamo. Toim. Pursiainen, M. ja Rahkonen, R. 121 s. Helsinki 1992.

57

Valtion kalanviljelyn XV neuvottelupäivät. Tulosjohtaminen ja valtion kalanviljelyn tavoitteet. Kalanviljelyn rakenteet ja tekniikka (State fish culture conference, No. XV. Result oriented management and objectives of State fish culture. Constructions and technique of fish culture) (Statens XV fiskodlings- konferens. Resultatstyrning och Statens fiskodlings målprogram. Fiskodlingens anläggningar och teknik). 9.–10.4.1991, Pudasjärvi. H. Simola ja R. Rahkonen (toim.). 121 s. Helsinki 1992.

58

RINTAMÄKI, P. Montan, Raasakan, Ossauskosken ja Keminmaan kalanviljelylaitosten kalaloiset ja -taudit vuosina 1984–1991 (Fish parasites and diseases at the fish farms of Montta, Raasakka, Ossauskoski and Keminmaa, Northern Finland in 1984–1991) (Sammandrag: Fiskparasiter och -sjukdomar vid Montta, Raasakka, Ossauskoski och Keminmaa fiskodlingsanstalter åren 1984–1991). 44 s. Helsinki 1993.

59

Valtion kalanviljelyn XVI neuvottelupäivät. Luonnonravintolammikkoviljely, uudet lajit ja rodunjalostus (State fish culture conference, No. XVI. Natural food pond culture, new fish species and selective breeding) (Statens XVI fiskodlings konferens. Naturfoderdamm odling, nya arter och djursförädling). 1.–2.4.1992, Kuopio. R. Lavikainen ja R. Rahkonen (toim.). 103 s. Helsinki 1993.

60

Valtion kalanviljelyn XVII neuvottelupäivät. Märintuotanto ja emokalojen viljely (State fish culture conference, No. XVII. Fish egg production and brood fish breeding) (Statens XVII fiskodlings konferens, Romproduktion och avelsfiskodling). 31.3.–1.4.1993, Tampere. K. Ruohonen ja J. Ruuhijärvi (toim.). 109 s. Helsinki 1993.

61

AHONEN, M. Vastakuoriutuneiden ja yksivuotiaiden taimenten istutustulokset Ylä-Menesjoella vuosina 1989–1991. (Results of newly hatched and one-year-old brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) stockings on River Ylä-Menesjoki in 1989–1991) (Sammandrag: Utplanteringsresultat för nykläckta och ettåriga öringar i Ylä-Menesjoki under åren 1989–1991). s. 1–30.

AHONEN, M. Inarijärveen laskevien vesien järvitaimenen vuosien 1971–1989 Carlin-merkintöjen tulokset. (Results of Carlin tagging experiments with brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) in Lake Inari tributaries in 1971–1989) (Sammandrag: Resultat för Carlin-märkningar gjorda under åren 1971–1989 på öringar i vattendrag som utmynnar i Enare träsk). s. 31–58. Helsinki 1993.

62

VEHANEN, T., PASANEN, P., LEHTINEN, E. ja SIMOLA, O. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen lohi-istutusten (*Salmo salar* L.) Carlin-merkintätulokset vuosilta 1973–1988 (Report on salmon (*Salmo salar* L.) tagging experiments performed by Taivalkoski State Aquaculture in 1973–1988) (Sammandrag: Resultat av Carlin-märkningar av lax (*Salmo salar* L.) som utfördes Norra Finlands centralfiskodlingsanstalt åren 1973–1988). 75 s. Helsinki 1993.

63

SAURA, A. Polttomerkinän soveltuvuus yksikesäisten kalanpoikasten merkintään (The use of hot branding in the marking of one-summer-old juvenile fish) (Sammandrag: Brännmärkningsmetoden som gruppmarkeringsmetod för ensamriga fiskyngel). 38 s. Helsinki 1993.

64

JOKIKOKKO, E. ja JUTILA, E. Simojoen ylimmän osan ja sivujokien kalastus selvitys ja koskikartoitukset (Utredning av fiskbestånd och kartläggning av forsar i Simojokis övre lopp och biflöden) (A Study of the Fish Fauna and Rapid Areas of the Uppermost Reaches and Tributaries of the Simojoki River). s. 1–39.

KARTTUNEN, V. ja JUTILA, E. Kalastustilatoja Simon ja Ranuan kunnista vuosilta 1986 ja 1990. (Fiskeristatistik för kommunerna Simo och Ranua åren 1986 och 1990) (Fishery Statistics from the Municipalities of Simo and Ranua in 1986 and 1990). s. 43–77. Helsinki 1993.

65

VUORINEN, P. J., PAASIVIRTA, J., VUORINEN, M., PEURANEN, S. ja HOIKKA, J. Lohen ja meritaimenen ympäristömyrkkypitoisuudet ja lohen alkio- ja poikaskuolleisuus (Laxens och havsöringens

halter utav miljögifter och laxens embryo- och yngeldödlighet) (Organochlorines in Salmon and Sea Trout and the Mortality of the Eggs and Yolk sac Fry of Salmon). 71 s. Helsinki 1993.

66

Lohen ja meritaimenen sopimuskasvatus ja istutukset. Sopimusviljelytyöryhmän muistio. (Kontraktuppfödning och utplantering av lax och havsöring. Kontraktodlingsarbetsgruppens memorandum.) (State-subsidized Rearing and Releasing of Salmonids. Memorandum of the Working Group on the State-subsidized Rearing and Releasing of Salmonids). 76 s. + 41 liites. Helsinki 1993.

67

SALONEN, E. ja MUTENIA, A. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Osa 2. Suunnitelma. (Fiskeriekonomisk användnings- och skötselplan för Enare träsk. Del 2. Plan.) (The Fisheries' Use and Management Plan for Lake Inari. Part 2. Plan.). 73 s. + 7 liites. Helsinki 1993.

68

RAHKONEN, R. Kuhanpoikasten loiset kahdessa erityyppisessä luonnonravintolammikossa. (Parasiter på gösyngel i två naturfoderdammar av olika typ.) (Parasites of Pike-perch Fry Reared in Two Different Types of Natural Food Ponds in Finland). 22 s. Helsinki 1993.

69

Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Osahankkeiden raportit vuosien 1990–1992 tuloksista. (Skogsbrukets effekter på fisk och fiske. Delprojektens rapporter över resultatet 1990–1992.) (Effects of Forestry On Fish and Fisheries. The Sub-project Reports of the Results between 1990–1992.) Toim. A. Lappalainen ja M. Rask. 137 s. Helsinki 1993.

70

KORHONEN, P. ja HEIKINHEIMO-SCHMID, O. Suurten petokalojen ravinto Ontojärvessä ja Lentuassa ja ravinnonkulutuksen arviointi. (Näring för stora rovfiskar i Ontojärvi och Lentua samt uppskattning av näringsförbrukningen.) (The Food of Large Predator Fishes in Lakes Ontojärvi and Lentua and the Estimation of Food Consumption.). 52 s. Helsinki 1993.

71

RAHIKAINEN, E. Hinnoittelun käyttökelpoisuus virkistyskalastuksen arvioinnissa. (Användbarheten av prissättning vid uppskattningen av rekreativfiskets värde) (The Appropriateness of Pricing in the Assessment of the Benefits of Recreational Fishing). 20 s. Helsinki 1993.

72

Sisävesi- ja rannikkokalastaja muutospaineiden alla. Arkipäivän ongelmat ammattikalastajien kertomana. (Förändringstryck imon insjö- och kustfisket. Fiskarna berättar om sina vardagsproblem.) (The Attitudes, Problems and Everyday Life of Professional Fishers: A Report on Fisheries in the Bothnian Sea and Freshwater Trawl Fishing.). Toim. P. Salmi ja J. Salmi. 117 s. Helsinki 1993.

73

SALONEN, E. ja MUTENIA, A. Luontaisen lisääntymisen vaikutukset Lokan ja Porttipahdan siikakantoihin ja kalastukseen. (Effekterna av naturlig förökning på sikbestånden och fisket i Lokka och Porttipahta) (The Effects of the Natural Reproduction of Whitefishes on Stocks and Fisheries in the Lokka and Porttipahta Reservoirs). 22 s. + liitt. Helsinki 1993.

74

PYLKKÖ, PÄIVI. Ruokinnan ja kasvatustiheyden vaikutus harjuksen ja nieriän ASA-tautiherkkyyteen. (Effekterna av utfodring och uppfödningstäthet på mottagligheten för ASA-sjuka hos harr och röding.) (The Effect of Feeding and Rearing Density on the Susceptibility to ASA Disease of Grayling (*Thymallus thymallus* L.) and Arctic Char (*Salvelinus alpinus* L.)). 19 s. Helsinki 1993.

75

NYLANDER, E. ja PRUUKI, V. Tornionjoen vesistön kalastustilastot vuosilta 1991 ja 1992. (Fiskestatistik för Torne älvs vattensystem, åren 1991–1992.) (The Fishery Statistics of the Tornionjoki River Basin in 1991 and 1992). 26 s. + 10 liites. Helsinki 1994.

76

AALTO, J. ja RAHKONEN, R. *Gyrodactylus salaris* -loisen esiintyminen, haitallisuus ja torjunta. (Förekomst, skadlighet och bekämpning av parasiten (*Gyrodactylus salaris*.) (The Distribution, Adverse Effects and Prevention of the Parasite (*Gyrodactylus salaris*)). 50 s. + 2 liitettä. Helsinki 1994.

77

VEHANEN, T. Järvitaimenistutusten tuloksellisuus Pohjois-Suomessa. (Resultat av utplantering av insjööring i norra Finland.) (Importance of Environment and Stocking Density for the Efficiency of Brown Trout Stocking in Northern Finland.) 50 s. + 2 liitettä. Helsinki 1994.

TAMMI, J. ja KUIKKA, S. Hauen ravinnonkäytön ajallinen ja alueellinen vaihtelu kutuaikana. (Gäddans näringsanvändning -temporära och spatiella variationer under lektiden) (The Spatial and Temporal Variation in the Food and Food Consumption of Northern Pike (*Esox lucius* L.) during the Spawning Period). 43 s. Helsinki 1994.

KEMPPAINEN, S. Kiiminkijoen vapakalastuksen kehitys vuosina 1989–1992. (Utvecklandet av spöfisket i Kimminge älv åren 1989–1992.) (The Development of Rod Fishing in the River Kiiminkijoki from 1989–1992). 39 s. + 7 liitettä. Helsinki 1994.

MÄKI-PETÄYS, A., MUOTKA, T., TIKKANEN, P., HUUSKO, A., KREIVI, P. ja KUUSELA, K. Kokoluokkien väliset erot taimenen poikasten mikrohabitaattien käytössä. (Forellungels utnyttjande av mikrohabitat: skillnader mellan olika storleksklasser.) (Size-Class Differences in Microhabitat Use by Juvenile Brown Trout.) 38 s. + 6 liitettä. Helsinki 1994.

HUUSKO, A., VEHANEN, T. ja KORHONEN, P. Järvitaimenistutusten tuloksellisuus Kuusamon alueella vuosina 1972–1988 Carlin- merkkialautuksiin perustuen. (Resultaten av utplanteringar med insjööring i Kuusamo med hjälp av Carlin-märkningar åren 1972–1988.) (Results of Stocking with Carlin-Tagged Brown Trout (*Salmo trutta* L.) in the Kuusamo Area in 1972–1988.) 41 s. Helsinki 1994.

SALMI, P., JUVONEN, L., LAAMANEN, K., PIIPPONEN, M. ja PITKÄNEN, M. Kenen ehdoilla kalavaroja hyödynnetään? Onkamojärven kalastuskiistan taustoja. (På vems villkor utnyttjas fiskresurserna? Bakgrundsfaktorer angående fiskekonflikten kring sjön Onkamojärvi.) (On whose terms will the fish resources be harvested? Some background of the Lake Onkamo fishery conflict.) 33 s. Helsinki 1994.

SALMI, J., SALMI, P. ja SETÄLÄ, J. Ammattikalastajien kalan markkinointi. Ongelmat ja kehittämisedellytykset Pohjois-Satakunnan rannikolla. (Yrkesfiskarnas marknadsföring av fisk. Problem och utvecklingsförutsättningar längs kusten i norra Satakunda.) (The marketing of fish products by professional fishermen. Problems and advancement in the Bothnian Sea.) 96 s. Helsinki 1994.

MIKKOLA, J. ja SAURA, A. Viemäristä lohijoksi –Vantaanjoen vaelluskalatutkimuksia vuosilta 1987–1993. (Från kloak till laxälv –Vandringsfiskundersökningar i Vanda åren 1987–1993) (From sewer to salmon river – studies on migratory fish in the River Vantaanjoki from 1987–1993). 103 s. Helsinki 1994.

Valtion kalanviljelyn XVIII neuvottelupäivät. (Statens XVIII fiskodlingskonferens) (State fish culture conference, No. XVIII). Yrjö Lankinen ja Juhani Pirhonen (toim.). 102 s. Helsinki 1994.

LAAMANEN, M., AHVONEN, A. ja JUTILA, E. Metsätalouden toimenpiteiden vaikutus Isojoen vesistön kalastukseen ja vesistön tilaan –tiedustelututkimus. (Effekter av skogsbruksåtgärder på fisket och på vattendragets tillstånd i Isojoki-Lappfjärds å — gallupundersökning) (Effects of forestry on fish and fishing in the river Isojoki watercourse – questionnaire survey). 49 s. + liite. Helsinki 1994.

JUTILA, E., KARTTUNEN, V. ja NIEMITALO, V. Parempi kivi koskessa kuin kymmenen rannalla — Eri-laisten kunnostusmenetelmien vaikutus taimenen poikasmääriin Iijoen sivujokien koskissa. (Bättre en sten i forsen än tio på stranden — Olika restaureringsmetoders inverkan på örringsyngel i forsarna i Ijo älvs biflöden) (Better one stone in the rapid than ten on the bank — Influence of various restoring methods on the parr densities of brown trout in the rapids of the tributaries flowing into the Iijoki River). 29 s. + liite. 29 s. Helsinki 1994.

MAKKONEN, J., TOIVONEN, J., PIIRONEN, J., PURSIAINEN, M. ja MÄKINEN, K. Järvilohen (*Salmo salar* m. *sebago* Girard) säilyttäminen ja kalastus Vuoksen vesistössä Carlin-merkintöjen perusteella. (Bevärande och fiske av insjölox (*Salmo salar* m. *sebago* Girard) i Vuoksens insjösystem, undersökning med hjälp av Carlin-märkningar) Maintenance and fishing of landlocked salmon (*Salmo salar* m. *sebago* Girard) on the basis of Carlin-tagging in the Vuoksi watercourse) 65 s. + liitt. Helsinki 1995.

NYLANDER, E. JA ROMAkkANIEMI, A. Tornionjoen meritaimen ja sen kalastus (Havsöringen i Torne älv och havsöringsfisket) (Sea trout and fishing in the Tornionjoki River) 63 s. + liitt. Helsinki 1995.

90

URHO, L., KAUKORANTA, M., KOLJONEN, M-L., LEHTONEN, H., LEINONEN, K., PASANEN, P., RAHKONEN, R. JA TOLONEN, J. Uusien kalalajien ja -kantojen tuonnin mahdollisuudet (Möjligheter till import av nya fiskarter och -bestånd) (Possibilities for importing new fish species and stocks) 74 s. Helsinki 1995.

91

VEHANEN, T. Rakennettujen jokien kalataloudelliset edellytykset. I. Kalakannat ja kalastus. II. Kehittämistiedustelut (Fiskeriekonomiska förutsättningar i utbyggda älvar. I. Fiskbestånd och fiske. II. Utvecklingsgallupar) (Fish stocks and fisheries in large regulated rivers in northern Finland. I. The current state and fish stocks and fisheries. II: Development enquiries) 39 s. + liitt. + 28 s. + liitt. Helsinki 1995

92

SALMI, P., HUUSKO, A. Muikun talvinuotto ja muikkukannat Kuusamossa (Vinternotfångst av siklöja (*Coregonus albula L.*) och siklöjebestånden i Kuusamo) (Winter seine fishing of the vendace (*Coregonus albula L.*) in the Kuusamo area, northern Finland with implications on stock dynamics) 42 s. + liite. Helsinki 1995

93

URHO, L. Kalatäit kalojen terveystriskinä. (Fisklus som hälsorisk för fisken). Fish lice as a health risk for fish). 19 s. Helsinki 1995.

94

RAHKONEN, R. KILPELÄ S.-S., PASTERNAK, M. Lohikalajien paisetauti ja sen torjunta. Kirjallisuuskatsaus (Furunkulos hos laxfiskar och bekämpning av den. Litteraturöversikt). (Furunculosis of salmonids and its prevention. A review of the literature). 47 s. Helsinki 1995.

95

KEMPPAINEN, S., NIEMITALO, V., LEHTINEN, E., PASANEN, P. Lohen ja meritaimenen istutustutkimukset Kiiminkijoella (Utplanteringsforskning gällande lax och havsöring i Kiminge älv). (Stocking research on salmon and sea trout in the River Kiiminkijoki). 36 s. + 10 liit. Helsinki 1995.

96

Kalakantojen monimuotoisuuden hoito. Valtion kalanviljelyn XIX neuvottelupäivät. Toim. Petri Heinimaa ja Keijo Juntunen. (Statens XIX fiskodlingskonferens) (State fish culture conference, No.XIX). 40 s. Helsinki 1995.

97

KREIVI, P., MUOTKA, T., TIKKANEN P., HUUSKO, A., MÄKI-PETÄYS, A., KUUSELA, K. Taimenen poikasten ravinnonkäyttö Kuusamon Kuusinkijoessa. 32 s. + 3 liit. Helsinki 1995.

98

TURUNEN, J.-P. Ympäristöpoliittisten ristiriitojen sovittelumenettely. Esimerkkitapauksena lohenkalastuksen järjestäminen. 46 s. Helsinki 1995

99

MUTENIA, A., JANTUNEN, P., SALMINEN, A. Avoperärysäpyynnin soveltuvuus siian kalastukseen Lokan ja Porttipahdan tekojärvillä. 1-12s. + liitt.
SALMINEN, A., MUTENIA, A. Ammatti- ja luontaiselinkeinokalastuksen kannattavuus Lokan tekojärvellä vuosina 1989-1991. s. 19-34. Helsinki 1995

100

Luonnontilan muutokset Konnevedessä - 25 vuotta vesiluonnon tutkimusta. Toim. Pentti Valkeajärvi. 160 s.