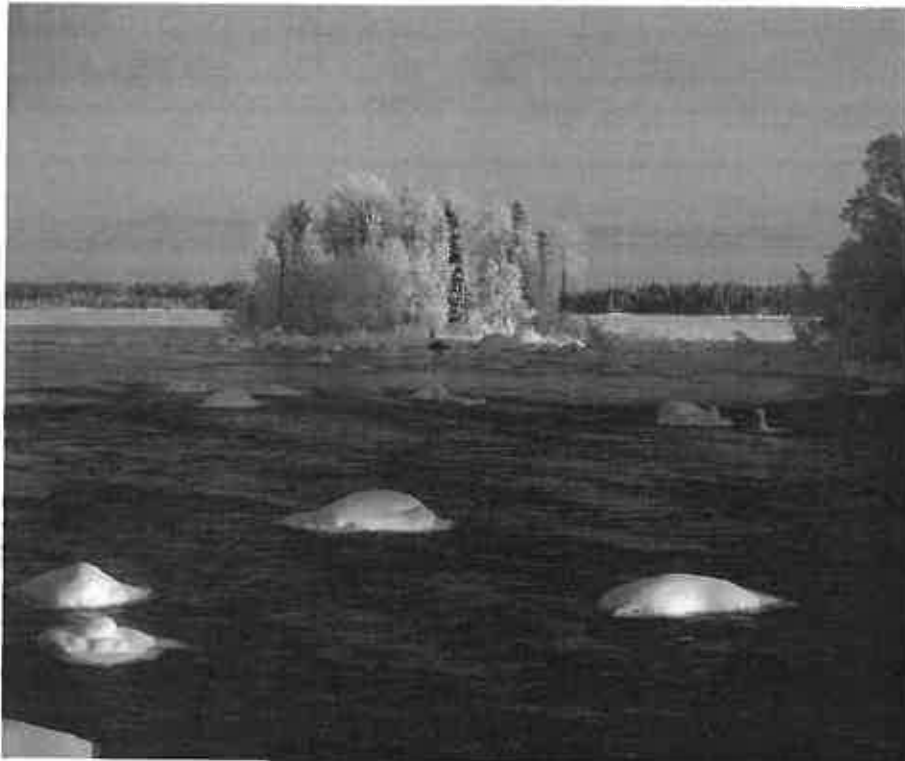


Pentti Valkeajärvi (toim.)

Luonnontilan muutokset Konnevedessä

25 vuotta vesiluonnon tutkimusta



RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 100

1995

Luonnontilan muutokset Konnevedessä
25 vuotta vesiluonnon tutkimusta

Pentti Valkeajärvi (toim.)

Helsinki 1995

Vastaava toimittaja: Lauri Urho

Kansi: Konneveden luusua Siikakoski (Kuva: Pentti Valkeajärvi)

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

ISBN 951-776-027-2

ISSN 0787-8478

Painatuskeskus Oy

Helsinki 1995

Valkeajärvi, Pentti (toim.)

Luonnontilan muutokset Konnevedessä - 25 vuotta vesiluonnon tutkimusta

Tutkimusraportti

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Helmikuussa 1994 pidetyssä toisessa Konnevesi-symposiossa esiteltiin tutkimustuloksia Konneveden vesiluonnon tilasta pisimmillään yli 25 vuoden aikasarjoilla. Pitkät aikasarjat on todettu luonnontutkimuksessa tärkeiksi, koska ekologiset prosessit ovat usein hitaita ja jaksottaisia. Lievästä nuhraantumisestaan huolimatta Konnevesi on edelleen karu ja varsin luonnontilainen reittijärvi, jolla on arvoa vertailujärvenä. Monipuolinen biologinen seuranta ei saisi keskeytyä.

Muikkukannalle tyypilliset voimakkaat kannanvaihtelut olivat seurantajakson aikana Konnevedessä odottamattoman ääreviä. 1970-luvun normaalia lyhytjaksoista vuosiluokkien runsaudentvaihtelua seurasi 1980-luvulla pitkä muikkukato. Etelä-Konneveden vuosiluokat epäonnistuiivat vuodesta 1982 lähtien, eikä vielä (1995) tilanne ole ratkaisevasti muuttunut. Pohjois-Konnevedellä kato alkoi vuotta myöhemmin. Vuosiluokka 1994 osoitti järven pohjoisosassa vihdoin elpymisen merkkejä. Muikun poikastihyydet putosivat pahimmillaan sadasosaan lähtötilanteesta (1984). Osoittautui, että poikastihyyksien perusteella ei voida ennustaa kalastettavaksi tulevan vuosiluokan runsautta. Muikkukadon syystä ei ole varmuutta, mutta 1980-luvun loppupuolella runsastunut ahvenkanta lienee ainakin hidastanut muikkukannan elpymistä. Myös särkikanta vahvistui 1970-lukuun verrattuna, samoin kävi taimenelle istutusten ansiosta. Muiden lajien kannoissa ei voitu havaita selviä kehityssuuntia. Kivikkorantojen kalasto todettiin sähkökalastuksissa tyypilliseksi karulle järvelle. Muutoksiin kalayhteisössä liittyi muutamien siian loislajien runsastuminen ja toisten väheneminen. Kaikilla kolmella siikamuodolla tavattiin samat kymmenen loislajia. Vähäiset muutokset eläinplanktonin lajisuhteissa osoittavat muikun saalistuksen korvautuneen muilla runsastuneilla lajeilla. Rautalammin reitin järvitaimen ei ole erityisen lämpötilaherkkä, joten mahdollisuudet sen viljelylle lämpenevässä ilmastossa säilyvät hyvinä. Vesiperhoslajeja tavattiin Konneveden rantavyöhykkeestä ja Siikakoskesta 78. Kalojen elohopea-, dioksiini- ja Cesium-pitoisuudet todettiin hyvin alhaisiksi.

Konnevesi, aikasarja, veden laatu, kalakannat, muikku, eläinplankton, vesihyönteiset, ympäristömyrkyt

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 100

951-776-027-2

0787-8478

167 s.

Suomi

100 MK

Julkinen

Painatuskeskus Oy
Valtikka
Annankatu 44
00100 Helsinki
Puh. (90) 566 0566 Fax (90) 566 0570

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 202
00151 Helsinki
Puh. (90) 228 811 Fax (90) 631 513

Utgivare

Vilt- och fiskeriforskningsinstitut

Utgivningsdatum

December 1995

Författare

Valkeajärvi, Pentti (red.)

Publikationens namn

Förändringar i sjön Konnevesis naturtillstånd - 25 års studier av insjönaturen

Typ av publikation

Uppdragsgivare

Datum för uppdragsgivandet

Projektnamn och -nummer

Referat

Vid det andra Konnevesi-symposiet i februari 1994 presenterades forskningsresultat angående insjönaturens tillstånd. De längsta tidsserierna spände över 25 år. Långa tidsserier är viktiga inom naturforskningen eftersom de ekologiska processerna ofta är långsamma och periodiska. Trots en lindrig nedsmutsning är Konnevesi fortfarande en karg stråtsjö med relativt välbevarat naturtillstånd och har stort värde som jämförelseobjekt. Den mångsidiga biologiska övervakningen borde inte få upphöra.

De starka beståndsväxlingar som är typiska för siklöjebestånden var oväntat stora i Konnevesi under undersökningsperioden. De typiska korta intervallen under 1970-talet följdes på 1980-talet av en långvarig kraftig nedgång. Från och med år 1982 misslyckades förökningen och årsklasserna har ännu inte (1995) lyckats återhämta sig. I norra Konnevesi började nedgången ett år senare. Där visade årsklassen 1994 äntligen tecken på återhämtning. Siklöjans yngeltäthet minskade då situationen var som värst till en hundradel av utgångsläget (1984). Det visade sig att den kommande årsklassens storlek inte kan förutsägas på basen av yngeltätheten. Man vet inte säkert varför siklöjebestånden gått ned, men de ökade abborrhbestånden under 1980-talet har åtminstone bidragit till att fördröja återhämtningen. Också mörtbeståndet ökade på 1970-talet och likaså öringsbeståndet till följd av utplantering. För de övriga arterna ser man inga klara trender. Stensträndernas fiskfauna undersöktes med hjälp av elfiske och konstaterades vara normal för karga sjöar. I samband med förändringarna i fiskbestånden iaktogs också en ökning av vissa parasitarter och en minskning av andra. Alla tre sikformer uppvisade samma tio parasitarter. De små förändringarna i djurplanktonets sammansättning visar att siklöjans predation övertagits av andra arter. Den öring som lever i Rautalampistråten är inte särskilt temperaturkänslig, vilket gör att det borde finnas goda möjligheter till odling också om klimatet värms upp. I strandzonen och forsen Siikakoski påträffades 78 nattsländearter. Halterna av dioxin, kvicksilver och cesium var mycket låga.

Nyckelord

Konnevesi, tidsserie, vattenkvalitet, fiskbestånd, siklöja, djurplankton, vatteninsekter, miljögifter

Seriens namn och nummer

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 100

ISBN

951-776-027-2

ISSN

0787-8478

Sidoantal

167 s.

Språk

Finska

Pris

100 mk

Sekretessgrad

Offentlig

Försäljning

Tryckericentralen Ab

Valtikka

Annegatan 44

00100 Helsingfors

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

Förlag

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)

Valkeajärvi, Pentti (toim.)

*Title of Publication***Changes in the Natural State of Lake Konnevesi: Aquatic Research over Twenty-Five Years***Type of Publication*

Research report

*Commissioned by**Date of Research Contract*

Title and Number of Project

Abstract

In the Second Konnevesi Symposium (February 1994) results were presented on the state of Lake Konnevesi (Central Finland) based on investigations over twenty-five years. In the natural sciences, long-term investigations are necessary to understand slow and cyclic ecological processes. In spite of light eutrophication, Lake Konnevesi (187 km²) is still an oligotrophic lake near its original natural state and having value as a reference area. Biological monitoring should not be ended.

Fluctuations in the vendace stock were extremely unexceptional in the period studied after 1970. Following the typical short-term fluctuation in the 70s, a ten-year failure in recruitment started in 1982 in the southern part of the lake and a year after that in the northern part. It was not until the 1994 year-class that recovery was indicated. During the worst years, the larval densities of vendace in the littoral zone collapsed to one hundredth of a part compared to 1984. Vendace recruitment is not possible to forecast by means of larval densities. The significant increase in perch appeared in the 80s, after the vendace collapse. The predation of perch therefore cannot be the primary cause for reduced vendace recruitment. However, the dense stock of perch may have delayed the recovery of the vendace stock. The roach stock also increased at the same time as perch, as did brown trout owing to more abundant stocking. Trends in other fish stocks were not clear. The fish fauna of stony shores was found to be very typical of oligotrophic lakes by electric fishing. Because of the changes in fish the community, some whitefish parasites of multiplied while others reduced. All three whitefish forms had the same ten parasite species. Changes in the zooplankton community showed that vendace predation has been compensated for by other species like perch and whitefish. Brown trout from the Rautalampi watercourse is not very susceptible to changes in temperature, so the rearing conditions may remain positive in rising temperatures caused by the greenhouse effect. Seventy-eight caddis fly species were found in the littoral zone of Lake Konnevesi and in the Siikakoski rapids. The content of mercury, dioxin and Cesium were very low in all fishes.

Key words

Lake Konnevesi, long-term series, water quality, fish stocks, vendace, zooplankton, aquatic insects, environmental oxidants

Series (key title and no.)

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 100

ISBN

951-776-027-2

ISSN

0787-8478

Pages

167 s.

Language

Finnish

Price

FIM 100

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

Yhteenvedo

Konnevesi (187 km²) on Suomen 22. suurin järvi. Se kuroutui irti Muinais-Päijänteestä noin 6000 vuotta sitten Heinolanharjun murtuessa ja vedenpinnan laskiessa alueella. Konnevesi on vielä 1990-luvullakin karu ja suhteellisen luonnontilainen reittijärvi, vaikka lieviä rehevöitymisen merkkejä onkin havaittavissa. Pohjan läheisissä vesikerroksissa happipitoisuus on joissakin syvänteissä selvästi alentunut 1980-luvulla. Järviemme yleiseen ongelmaan hitaaseen nuhraantumiseen viittaa lisäksi pH:n, sähkönjohtokyvyn ja kalsiumpitoisuuden nousu.

Ensimmäisiä merkittävämpiä kalataloudellisia selvityksiä tehtäessä vuonna 1969 Konneveden luonnontilaisuus oli huomiota herättävää, ja järveä alettiin pitää vertailujärvenä arvioitaessa luonnontilan muutoksia muissa vesistöissä. Luonnontutkimuksessa pitkät aikasarjat on todettu tärkeiksi. Tämä ymmärrettiin jo Konneveden tutkimusten alkuvaiheessa. Kalataloudessa aikasarjoja tarvitaan pitkäikäisten kalalajien kannanvaihteluiden selvittämiseen, hitaiden muutosten tunnistamiseen, harvoin esiintyvien mutta pitkään vaikuttavien poikkeustilanteiden havaitsemiseen ja samanaikaisesti vaikuttavien säätelytekijöiden merkityksen erotteluun. Ihannetapauksessa seuranta kattaa kalalajin elinkierron kaikki kriittiset vaiheet.

Konneveden kaloista muikku on ollut tarkimman seurannan kohteena. 1970-luvun ”normaalin” muikkukannan jälkeen koettiin erittäin runsaat vuosiluokat 1979 ja 1981. Näitä seurasi ennennäkemätön muikkukato. Etelä-Konneveden vuosiluokat epäonnistuivat vuodesta 1982 lähtien, eikä vielääkään (1995) tilanne ole oleellisesti muuttunut. Pohjois-Konnevedellä vuosiluokat epäonnistuivat vuosina 1983-1993, mutta vuosiluokka 1994 osoitti vihdoin elpymisen merkkejä. Ammattimainen muikkukalastus keskeytyi Konnevedellä lähes kymmeneksi vuodeksi. Muikkusaalis putosi vuodesta 1981 (196 tonnia, 10,5 kg/ha) nopeasti ja oli vuonna 1989 vajaat 3 tonnia (0,1 kg/ha).

Kutukannan heikkenemisen seurauksena muikun poikastiheydet romahtivat Etelä-Konnevedessä pahimmillaan sadasosaan lähtötilanteesta. Vuonna 1984 muikunpoikasia oli rantavyöhykkeessä 25 yks./m², vuosina 1986-1993 keskimäärin 0,46 yks./m². Pohjois-Konnevedessä poikastiheys on ollut keskimäärin vähän suurempi kuin eteläosassa. Muikun toukokuuisista poikastiheyksistä ei voida luotettavasti ennustaa kalastettavaksi selviyvän kannan runsautta.

Ahvenkanta alkoi runsastua muikkukannan romahtettua 1980-luvun puolivälissä. Vuonna 1991 kanta oli koekalastusten perusteella kohonnut nelinkertaiseksi 1970-luvun tasoon verrattuna, ja särkikantakin kolminkertaistunut. Lajisuhteissa ahven kohosi ykköseksi (69 %) oltuaan 1970-luvulla muikun kanssa tasoissa (32 %). Ahventa ei voida osoittaa Konnevedessä muikkukadon aiheuttajaksi, mutta mahdollisesti kadon pitkittäjäksi. Kuorekanta heikkeni, haukikanta paikoin, mutta siikakanta on pysynyt vähäisiä vaihteluita lukuunottamatta melko vakaana. Etelä-Konneveden Savolaiselän kalatiheyksissä ei ole havaittu vuonna 1986 alkaneissa kaiku-uotauksissa selkeitä kalatiheyden muutoksia. Kivikkorantojen kalasto on karulle järvelle tyypillinen. Valtalajeina ovat avoimilla rannoilla kivenuoliainen ja mutua, suojaisilla rannoilla kivenuoliainen ja kymmenpiikki.

Konneveden kolmen siikamuodon loiskantoja (vaellussiika, järvisiika ja planktonsiika) 1970- ja 1990-lukujen aineistoista tutkittaessa kaikilta siikamuodoilta löytyi samat kymmenen sioille tyypillistä loislajia. Muikkukannan romahtaminen ja ahventen runsastuminen ovat vaikuttaneet muutamien loislajien runsastumiseen ja toisten vähentymiseen.

Viime aikojen muutoksia erityisesti ahvenen ja muikun runsaussuhteissa ei voida selittää vedenlaadun vähäisillä muutoksilla. Tapahtunut kehitys on nähtävä osaksi luonnonmu-

- kaista vaihtelua, johon ihminen on taustalla kuitenkin voinut vaikuttaa. Koska ahven ja muikku ovat runsaslukuisuutensa vuoksi yleensä hyvin merkittäviä lajeja Konneveden kalayhteisössä, voimakkaat muutokset niiden kannoissa heijastuvat muihin kalakantoihin ja eliöyhteisön alempiin osiin. Tuoreimmat havainnot viittaavat siihen, että kalaston rakenne on jälleen kehittymässä ”normaaliin” suuntaan.

Eläinplankton on muikun pääasiallista ravintoa. Verrattaessa eläinplanktonin koostumusta vuosina 1970 ja 1991 Etelä-Konneveden eläinplanktonissa ei havaittu merkittäviä muutoksia, mutta Pohjois-Konnevedessä planktonäyriäisbiomassa oli pienentynyt vuoden 1970 tasosta. Runsastuneet ahven- ja särkikannat ja ulapoitunut siika lienevät korvanneet muikun planktonsyöjänä erityisesti Pohjois-Konnevedellä.

Rautalammin reitin taimenella tehtyjen kokeiden perusteella ennustetun 4-6 asteen suuruinen ilmaston ja vesistöjen lämpötilan nousu lähi vuosikymmeninä tulisi vaikeuttamaan taimenen viljelyä Etelä- ja Keski-Suomessa, mutta Pohjois-Suomessa viljelyedellytykset paranevat. Rautalammin reitin järvitaimen ei ole erityisen lämpötilaherkkä, sillä kasvua tapahtuu vielä 23 °C:ssa.

Konneveden ja Kynsiveden haukien elohopeapitoisuudet vastasivat vuonna 1993 luonnontilaisten järvien arvoja ja olivat alhaisia (< 0,3 mg/kg) verrattuna muihin Keski-Suomen järviin. Armisveden ja Kuuhankaveden arvotkin olivat alhaiset (< 0,5 mg/kg), kun taas Hankasalmen Hankavedessä päästiin yli puolen milligramman (0,58 mg/kg). Tämä johtunee muita järviä suuremmasta humuskuormituksesta. Muiden tutkittujen lajien (ahven, siika, made) arvot jäivät haukea alhaisemmiksi (< 0,3 mg/kg).

Konneveden pohjaeläintutkimuksissa isokokoisten pohjaeläinten määrä todettiin syvällä pienemmäksi kuin matalassa vedessä. Keskisyyvyyksissä on kuitenkin heikko maksimi, joka on havaittavissa myös reliktiäyriäisten määrässä. Pienikokoinen lajisto kuvastaa järven oligotrofiaa. Isokokoisien lajiston syvyysjakauma oli samanlainen kuin vuonna 1970.

Konneveden rantavyöhykkeestä ja Siikakoskesta löytyi kesällä 1983 yhteensä 78 vesiperhoslajia, joista 26 oli laiduntajia, 19 pilkkokijaa, 14 suodattajakeraääjiä ja loput petoja tai moniruokaisia. Lajimäärät olivat suurimmat Siikakosken luusuan kivikkorannoilla, missä tavattiin runsaasti sekä järvi- että virtavesilajeja ja alhaisimmat järven hiekkarannoilla. Vesiperhosten aikuistumisessa oli voimakas alkukesän maksimi ja toinen lievempi maksimi heinä-elokuun vaihteessa.

Ympäristömyrkyinä pelättyjen dioksiinien pitoisuudet Konneveden hauissa ja mateissa olivat vuonna 1994 alle havaintorajan lukuunottamatta taimenista mitatun yhden yhdisteen erittäin pieniä pitoisuuksia. Esimerkiksi Saimaan muikuista ja Vuoksen harjuksista on mitattu paljon korkeampia pitoisuuksia. Ravintona Konneveden kalat ovat dioksiinien suhteen Suomen kaikkien puhtaimpia. Tshernobyl-laskeumasta (1986) aiheutuneet kalojen käyttörajoitukset poistuivat Konneveden osalta vuonna 1991.

Konneveden biologisen seurannan toteutuminen on tulos laajasta yhteistyöstä, ”rantarymyn” hengestä. Vuonna 1969 perustettu Konneveden Kalatutkimus r.y. on toimenkuvansa mukaisesti edistänyt ja koordinoitunut vesiluonnon tutkimusta aluksi Konnevedellä, nykyään koko Rautalammin reitillä. Jäsenkunta koostuu alan ihmisistä ympäri maata. Riistä- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen panos on ollut suurin kalatutkimuksissa. Jyväskylän yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitos ja Ympäristöntutkimuskeskus ovat olleet monessa mukana. Yliopiston Konneveden tutkimusasemasta on perustamisestaan lähtien (1983) ollut suurta hyötyä alueen tutkimuksille. Suomen Ympäristökeskus on vastannut vedenlaadun seurannasta. Lisäksi tutkimuksiin ovat eri tavoin osallistuneet Kuopion yliopisto, Keski-Suomen ja Kuopion maaseutuelinkeinopiirit sekä kalatalouskeskukset, maa- ja metsätalousministeriö, Konneveden, Rautalammin ja Vesannon kunnat, kalastusalueet, kalastuskunnat ja hyvin monet kalastajat. Seurannan tulisi jatkua nykyiseltä pohjalta tarkennetulla ohjelmalla.

Sisältö

Mikko Raatikainen Konneveden muinaisvaiheet	1
Sirpa Herve Veden laadun kehitys Konnevedessä 1965-1993	7
Jouko Sarvala Pitkät aikasarjat kalakantojen muutosten ilmentäjinä.....	13
Pentti Valkeajärvi Kalakantojen kehitys Konnevedessä vuosina 1969-1993	25
Pentti Valkeajärvi ja Pauli Bagge Muikun ja siian poikastiheydet Konneveden rantavyöhykkeessä vuosina 1984-1993.....	41
Timo Marjomäki ja Markus Huolila Etelä-Konneveden Savolaiselän kalatiheys vuosina 1986-1993.....	51
Markku Laitinen Konneveden kivikkorantojen kalasto	59
E. Tellervo Valtonen ja Pentti Valkeajärvi Siian loiset Konnevedessä 1970- ja 1990-luvuilla	67
Lasse Hakkari ja Silviu Bibiceanu Kalakantojen muutosten vaikutuksista Konneveden eläinplanktoniin vuosina 1970 ja 1992.....	77
Juha Koskela ja Juhani Pirhonen Ilmaston muutoksen vaikutuksista Rautalammin reitin järvitaimenen viljelyedellytyksiin.....	87
Hannu Salo ja Allan Witick Rautalammin reitin alaosan ja Kuuhankaveden alueen kalojen elohopeapitoisuus	97
Pauli Bagge Vesiperhosten (Trichoptera) ruokailukillat ja aikuisten emergenssi Konneveden rantavyöhykkeessä sekä Siikakoskessa.....	107
Jukka Särkkä, Tommi Hartikainen, Hanna Joutsela, Anne Kasurinen, Visa Lindblom, Leena Lindström, Jutta Mikkola ja Mikael Puurtinen Konneveden pohjaeläimistön syvyysjakauma ja sedimentin raekokojakautu- man analyysin luotettavuus.....	121
Erkki Iilus, Ritva Saxen ja Marketta Puhakainen Tshernobylin laskeuman esiintyminen Konnevedessä.....	131

Jaana Koistinen ja Jaakko Paasivirta Dioksiinien pitoisuudet Konneveden kaloissa	139
Anja Veijanen Kalojen haju- ja makuhaitta-aineiden tutkiminen	145
Pentti Valkeajärvi, Mikko Koivurinta, Timo Marjomäki, Jari-Pekka Pääkönen ja Timo Takkunen Rautalammin reitin hydrobiologinen kirjallisuus vuoteen 1995	151

Konneveden muinaisvaiheet

Mikko Raatikainen¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Kallioperän synty	1
Altaan synty	1
Konneveden vaiheet.....	3
Konneveden eliöiden vaellusteistä ja vaellusajoista	3
Kirjallisuus	5

Konneveden muinaisvaiheet

Konneveden kallioperä syntyi 1950 - 1800 miljoona vuotta sitten. Se kului ja halkeili etenkin luode-kaakko-suunnassa. Osa syntyneistä kallioperälohkoista vajosi, jolloin syntyi järvioltaan osia. Liikkuva mannerjäätikkö muovaili allasta, kasasi kivennäisaineiksi pohjajamoreniksi ja selänneiksi. Kun mannerjäätikkö sulii 9800-9400 vuotta sitten koko alue ympäristöineen jäi veden alle ja osaksi Itämeren silloista vaihetta. Avovedet kasasivat hienoja kivennäisaineita altaan pohjalle ja tuleville rannoille. Konnevesi kuroutui irti Muinais-Päijänteestä noin 6000 vuotta sitten.

Kallioperän synty

Fennoskandian mantereen vanhimmat osat ovat Itä-Suomessa ja sen itäpuolella. Niiden ikä on noin 2700 miljoonaa vuotta. Tätä vanhempia kiviä ja mirieraaleja on Suomessa vain satunnaisesti. Manner kasvoi vähitellen, ja Konneveden kallioperä jähmettyi kivilulasta noin 1950-1800 miljoonaa vuotta sitten. Manner vaelsi tuona noin 750-900 miljoonan vuoden aikana pohjoisen pallonpuoliskon noin 60 leveysasteelta noin 20 leveysasteelle.

Maamme kallioperän pääosan synnyn jälkeen Fennoskandian manner vaelsi eteläiselle pallonpuoliskolle, jossa se oli yli 1200 miljoonaa vuotta. Sieltä se kulkeutui paleotsooisena maailmankautena pohjoiselle pallonpuoliskolle, ja vielä mesotsooisena maailmankautena se sijaitsi nykyistä paljon etelämpänä. Vaellus ei ole vielääkään päättynyt, vaan manneralustamme on edelleen matkalla koilliseen.

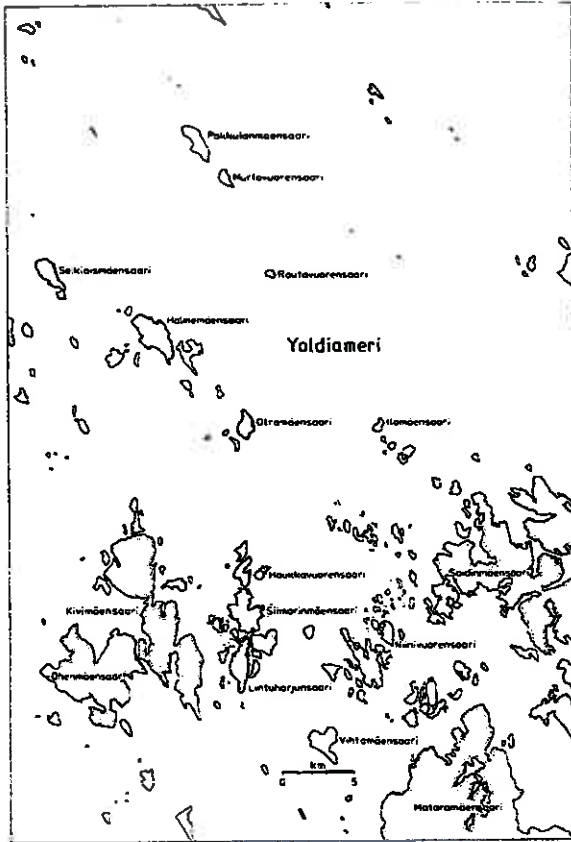
Konneveden alueen kallioperä syntyi svekokarelidisen poimuttumisen yhteydessä. Silloin osa kallioperää ja sen päällä olleita kerrostumia joutui syvälle maankuoreen. Ne joutuivat samalla kovaan paineeseen, kuumentuivat ja sulivat osittain, jolloin niiden rakenne muuttui toisenlaiseksi. Täten syntyivät hiekka- ja savikivistä gneissit, joita on esim. alueen pohjoisosassa.

Konneveden eteläosa on kallioperältään keskisuomalaista orogeenista syväkivialuetta, joka on muodostunut kivilulasta eli magmasta jähmettymällä. Myös nämä kivet on muodostuneet syvällä maankuoren sisässä ja ne ovat enimmäkseen graniitteja ja granodioriittejä. Graniitit ovat muodostaneet myös seoskivilajeja eli migmatiittejä.

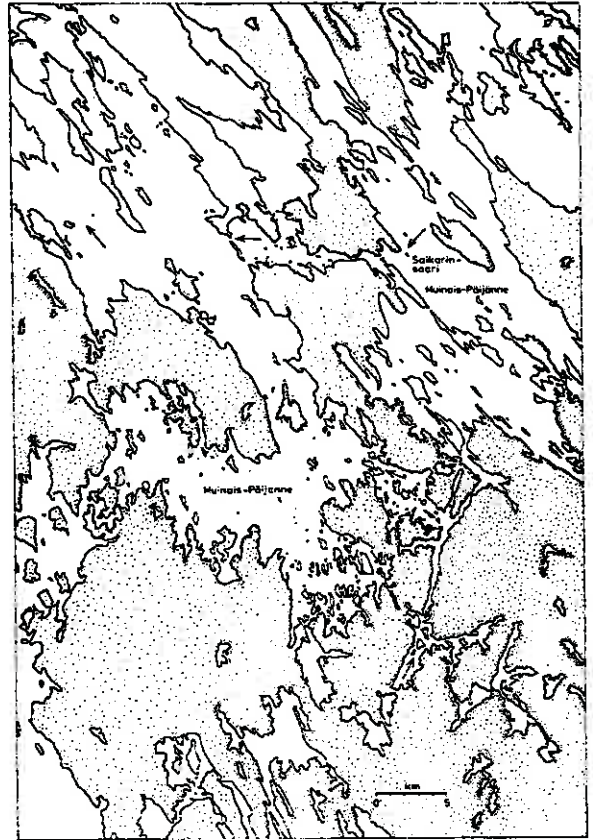
Altaan synty

Konneveden alue on ollut kallioperän synnyn jälkeen melkein aina merenpinnan yläpuolella ja kulutukselle alttiina. Tuolloin poimuvuoristo ja orogeeniset syväkivet ovat kulu-neet ja nykyisin vain aikoinaan syvimmällä ollut kallioperä on jäljellä ja monilla paikoilla näkyvissäkin. Mannerjäätikön muovaama vanha kulutuspinna on nykyisin vallitsevana. Kovimmat kivilajit ovat kuitenkin kuluneet vähemmän kuin pehmeät, ja siksi Konneveden eteläosassa on monia huomattavia kalliokohoumia, jotka muodostavat osan Konneveden rannoista.

Liikkuessaan maapallolla mannerlaatta murtuili. Kallioperän murrokset ovat jopa kilometrien syvyisiä. Ne ovat useimmiten luode - kaakkois-, lounais - koillis-, etelä - pohjois- ja länsi - itä-suuntaisia. Konneveden alueella on monia ruhjeita. Niiden muodostumisai-koina kallioperään syntyi kiilamaisia lohkoja, jotka vajosivat ympäristöönsä syvemmälle. Tuolloin syntyi Konneveden nykyisen altaan osia. Mannerjäätikkö puhdisti kallioperän ruhjeita ja murroslaaksoja rapautumista ja niistä muodostui oivaa järviolaluetta. Ny-



Kuva 1. Konneveden alue Yoldiameren aikana yli 9500 vuotta sitten.



Kuva 2. Konneveden alue Muinais-Päijänteen kautena 6100 vuotta sitten. Nuolet osoittavat veden virtaus-suuntia 6100 BP alkaen kun Jyrängönvirta syntyi.

kyisin kallioperän ruhjeiden reunat muodostavat järven rantoja monin paikoin Konnevedellä.

Jääkauden aikana mannerjäätikkö kulutti kallioperästä noin 7 metriä paksun kerroksen, kuljetti sitä ja kasasi sen kallioperän päälle noin 8 metriä paksuksi kerrokseksi. Jääkausi aiheutti suureksi osaksi suuntautuneisuuden Konnevedenkin järvioltaaseen.

Jäätikkö kasasi alleen pohjamoreenia. Osa tästä moreenista on tiivistä ja pinnaltaan epätasaista, ja se on antanut muodot monin paikoin Konneveden rannoille. Mannerjäätikkö virtasi pääosaksi luoteesta kaakkoon ja kasasi etenkin kalliokohoumien kaakkoispuolelle moreenia pitkiksi seläniteiksi, drumliineiksi, jotka muodostavat Konnevedeen muutamien paikoin mannerrantoja ja saarten rantoja.

Jäätikön sulamisvaiheessa jäätikön reunaan muodostui liikkuvia jäätikön kielekkeitä eli jäätikkövirtoja, joissa ja joiden reunoilla oli sulaneesta vedestä muodostuneita jokia. Ne kuljettivat jäätiköstä ja sen alla alevasta moreenista hiekkaa ja kasasivat sen hiljaa virtaaviin paikkoihin. Näistä kasaumista muodostuivat jäätikön sulettua nykyiset harjut ja harjajaksot. Konnevedellä niitä on kuitenkin erittäin vähän. Muutamia tällaisia muodostumia ja harjurantoja on kuitenkin järven etelä- ja pohjoisosassa (Fogelberg & Seppälä 1979, Konturi & Lyytikäinen 1981).

Konneveden rantoja muodostavat myös Yoldiameren, Ancylusjärven ja näitä pienempien sisävesien kohoumilta huuhtelemat ja silloisiin altaisiin kasaamat hienot kivennäismaat,

jotka jäivät maan kohotessa nykyisiksi Konneveden rannoiksi. Suokasvillisuuden muodostamat turverannat on jääkauden jälkeen syntyneitä ja harvinaisia pieniä rantojen osia.

Konneveden vaiheet

Konneveden muinaisvaiheet liittyvät läheisesti Päijänteen muinaisvaiheisiin (esim. Tolvanen 1922, Saarnisto 1972a, b, Raatikainen 1985, Ristaniemi 1985, 1987).

Konneveden alueen länsiosa vapautui mannerjäätikön alta noin 9800 BP (BP = before present eli vuotta ennen nykyaikaa, joka on vuosi 1950). Kun Yoldiameressä ollut Jämsän-Laukaan jäätikkölahti ulottui sinne saakka. Jäätikkölahden perukka laajeni vähitellen ja vasta noin 9400 BP koko nykyinen Konneveden alue oli jäätön, mutta se jäi silloin Yoldiamerestä noin 9500 BP Ancylysjärveksi muodostuneen Itämeren vaiheen lahdeksi (Ristaniemi 1987).

Aluksi nykyisen Konneveden kaikki saaret olivat veden peittämiä samoin kuin muutkin rannat (Kuva 1). Silloinen korkein ranta sijaitsee nykyisin kartan kaakkoiskulmassa noin 140 m:n ja luoteiskulmassa noin 156 m:n korkeudessa.

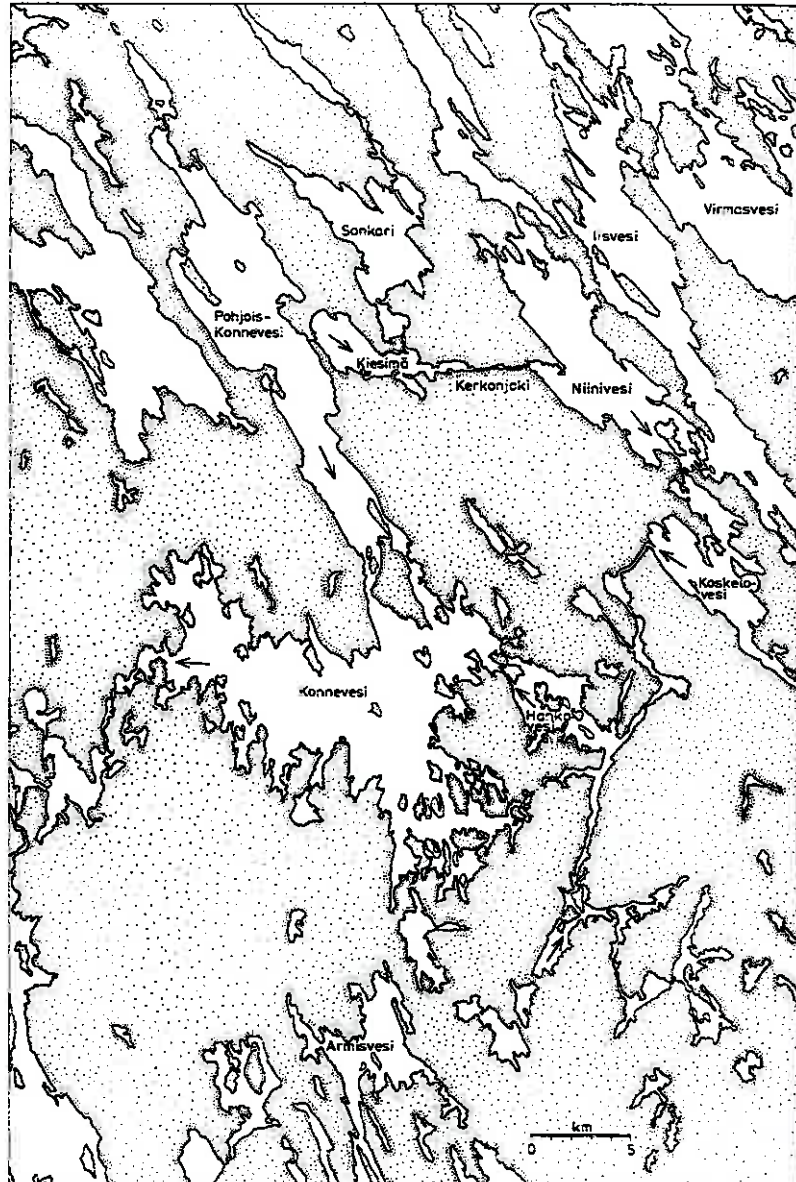
Kun maa kohosi jatkuvasti niin järvipinta-ala pienentyi, ja yhä useampi lahti kuroutui irti Ancylysjärvestä itsenäiseksi järveksi. Konnevesi oli kuitenkin Ancylysjärven osa kunnes noin 8900 BP Kärnänkoski kohosi Ancylysjärven pinnan yläpuolelle. Silloin syntyi Muinais-Päijänteen esivaihe, jonka osana nykyinen Konnevedenkin allas oli. Noin 8300 BP Suomenselällä ollut Kotajoen kynnys kohosi Ancylysjärven pinnan yläpuolelle, ja silloin Muinais-Kolima syntyi.

Näiden muinaisjärvien synnyn jälkeen vedenpinta alkoi kohota varsinkin altaiden eteläpäässä. Muinais-Koliman pinta kohosi Kärnänkosken tasolle noin 7500 BP, jolloin Muinais-Kolima yhtyi Muinais-Päijänteen esivaiheeseen. Konneveden altaan vedet virtasivat edelleen pohjoiseen ja sen kautta alkoivat virrata myös Pielaveden Selkäslammen kautta tulleet Suursaimaan eli Muinais-Saimaan vedet noin vuodesta 8000 BP alkaen. Tuolloin muodostuneessa Keski-Suomen suurjärvestä, jonka osa Muinais-Päijänne oli (Kuva 2), vedenpinta kohosi jatkuvasti varsinkin altaan eteläpäässä ja siellä olevat aikaisemmin kuroutuneet järvet yhtyivät suurjärveen. 6100 BP veden pinta kohosi Heinolassa olleen Heinolanharjun päälle, jolloin harju murtui, Jyrängönvirta syntyi ja Keski-Suomen suurjärven vedet alkoivat virrata Kymijoen kautta Itämereen. Samoihin aikoihin Muinais-Saimaan vesille puhkesi uusi lasku-uoma Ristiinan Matkuslammen kautta Kymijokeen. Veden pinta laski ehkä noin 500 vuoden aikana hitaasti. Maa kohosi kuitenkin järviältä pohjoispäässä nopeammin kuin eteläpäässä ja 5400 BP Muinais-Saimaan vedet lakkasivat laskemasta Pielaveden ja Konneveden kautta Muinais-Päijänteeseen.

Heinolanharjun murtuessa alkanut vedenpinnan lasku synnytti Muinais-Päijänteen alueelle vilkkaan järvien kuroutumisvaiheen ja koskien syntyvaiheen. Silloin syntyi muun muassa Konnevesi (Kuva 3), joka on nykyisin pinta-alaltaan Suomen 22. suurin järvi (Raatikainen & Kuusisto 1988). Se on iältään 6000-vuotias, pinta-alaltaan 187 km² ja siinä on 586 saarta.

Konneveden eliöiden vaellusteistä ja vaellusajoista

Mannerjäätikön sulaessa ja Yoldiameren veden täyttäessä Konneveden altaan noin 9800-9500 BC oli preboreaalin, nopeasti lämpenevä kausi. Merivesi oli Konneveden alueella jokseenkin suolatonta kylmää makeaa vettä. Veden, tuulen ja eläinten mukana siihen kulkeutuivat planktoneliöt. Ilmeisesti ensimmäiset kalatkin levisivät tuolloin. Niitä olivat nykyisistä lajeista taimen, siika, kuore, härkäsimppu, ahven, hauki, made, muttu, muikku ja kirjoeväsimmppu. Luultavasti särki ja säynekin saapuivat tuona kautena tai vähän sen jälkeen (Koli 1984, Raatikainen 1985).



Kuva 3. Konneveden alue nykyisin. Nuolet osoittavat veden virtaussuuntia.

Monet muutkin kalalajit ovat levinneet Keski-Suomen avovesiin ennen vuotta 8900 BC, jolloin Viitasaarella ollut Kärnäkoski syntyi ja helppo vesiyhteys Itämeren silloiseen vaiheeseen katkesi. Viimeistään leviämisestä muodostui noin 8300 BP, jolloin Pihtiputaalla ollut Kotajoen kynnys kohosi Ancylusjärven pinnan yläpuolelle. Noita viimeisiä lämpimän ja kuivan kauden tulokkaita olivat luultavasti lahna, salakka, kuha, kiiski, kivisimppu ja kivenuoliainen.

Konnevedessä edellä mainittujen kalalajien esiintymisestä ei ole suoranaista tietoa, mutta todennäköisesti niitä oli tuolloin jo siinäkin. Viimeistään ne lienevät levinneet Konnevedeen noin vuoteen 6000 BP mennessä, jolloin Konnevesi kuroutui irti Muinais-Päijänteestä ja kulkuyhteys oli sen jälkeen vain virtaavien vesien ja koskien kautta.

Ihmisen saavuttua alueelle alkoi kalastus ja myöhemmin myös kalalajien siirto järvestä toiseen. Siirto oli kuitenkin vähäistä 1920-luvulle saakka, mutta sen jälkeen alueelle on istutettu tai sinne on karannut kalanviljelylaitoksista harjusta, kirjolohta, puronieriää, karpia ja peledsiikaa.

Nisäkkäätkin lienevät levinneet avovesiin jo hyvin varhain. Ensimmäisiä tulokkaita olivat ilmeisesti hylkeet. Varhaisia lienevät olleet myös saukko, vesikko ja euroopanmajava. Kaikki edellä mainitut hävisivät kuitenkin. Hylkeet kuolivat ilmeisesti jo kauan sitten ja muutkin viimeistään 1900-luvun puoliväliin mennessä. Viime aikoina saukko on leviämässä alueelle, mutta euroopanmajavan tilalle on tulossa istutuksista kanadanmajava. Ihmisen 1900-luvulla tuomia vesien nisäkkäitä ovat piisami ja minkki, jotka ovat levinneet Konnevedellekin.

Kirjallisuus

Fogelberg, P. & Seppälä, M. 1979. Geomorfologinen yleiskartta 1: 1 000 000. Suomen Kartasto 122, s. 3.

Koli, L. 1984. Suomen kalasto ja sen kehitys. Teoksessa: Palmén, E. ym. (toim.) Suomen eläimet 3, s. 9-21.

Kontturi, O. & Lyytikäinen, A. 1981. Keski-Suomen harjuluonto. Summary: Esker landscape of Central Finland. Keski-Suomen seutukaavaliitto, julkaisu 63, sarja B, s. 1-117.

Raatikainen, M. 1985. Rautalammin luonnon synty. Rautalammin kirja, s. 13-25.

Raatikainen, M. & Kuusisto, E. 1988. Suomen järvien lukumäärä ja pinta-ala. Terra 102, s. 97-110.

Ristaniemi, O. 1985. Keski-Suomen muinaisrannat. Keski-Suomen seutukaavaliitto, julkaisu 73 B, s. 1-38+I-XXVIII.

Ristaniemi, O. 1987. Itämeren korkein ranta ja Ancylusraja sekä Muinais-Päijänne Keski-Suomessa. Turun yliopiston julkaisuja C 59, s. 1-102.

Saarnisto, M. 1971a. The upper limit of the Flandrian transgression of Lake Päijänne. - Commentationes Physico-Mathematicae Soc. Sci. Fennica 41, s. 149-170.

Saarnisto, M. 1971b. The history of Finnish lakes and Lake Ladoga. Commentationes Physico-Mathematicae Soc. Sci. Fennica 41, s. 371-388.

Tolvanen, V. 1922. Der Alt-Päijänne. Fennia 43, s. 1-49.

Veden laadun kehitys Konnevedessä 1965 - 1993

Sirpa Herve¹

¹ Keski-Suomen ympäristökeskus, PL 110, 40101 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Yleistä Konnevedestä.....	9
Konneveden tilan seuranta	9
Konneveden nykyisestä veden laadusta	11
Konneveden rehevöityminen.....	12
Kirjallisuus	12

Veden laadun kehitys Konnevedessä 1965 - 1993

Rautalammin reittiin kuuluva Konnevesi on alkuaan ollut oligotrofinen järvi, jonka vesi oli lievästi humuksen värjäämää. Järveä on tutkittu yhtäjaksoisesti vuodesta 1965 alkaen. Järveä voidaan edelleen pitää karuna, joskin lieviä rehevöitymisen merkkejä on jo havaittu.

Yleistä Konnevedestä

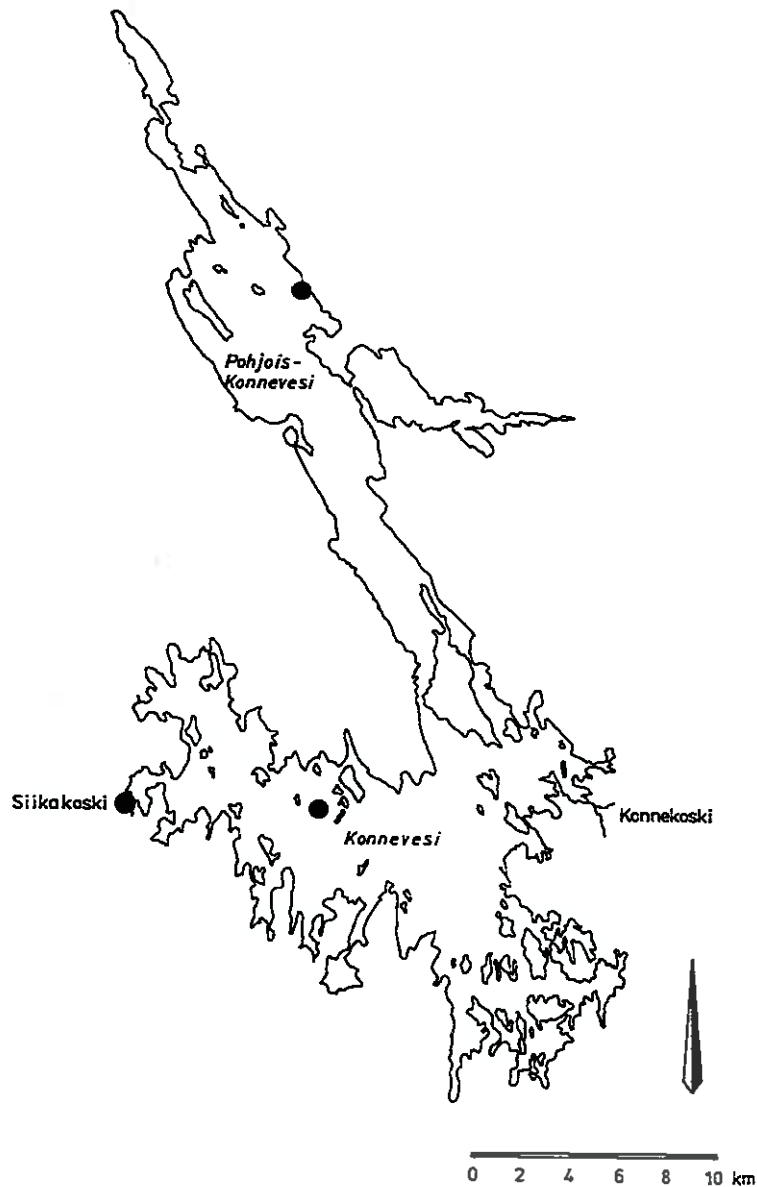
Kymijoen vesistön Rautalammin reittiin kuuluva Konnevesi on pinta-alaltaan 187 km² ja sijoittuu Suomen järviuettelossa suuruudeltaan 23. sijalle (Mustonen 1986). Järven suurin mitattu syvyys on hieman yli 54 m ja keskisyvyys 9,8 m. Keskivirtaama järven luusuassa Siikakoskessa on noin 48,0 m³s⁻¹ (Vesihallitus 1980). Näistä luvuista voidaan laskea, että vesi viipyy Konnevedessä teoreettisesti keskimäärin vain hieman yli yhden vuoden. Järvi, varsinkin sen eteläinen osa, on siis tyyppillinen, nopeasti vaihtuva reittijärvi, jossa virtaamavaihteluilla on huomattava merkitys veden laatuun.

Konneveden veden laatua ja sen tilaa on yhtäjaksoisesti tarkkailtu jo 1960-luvun puolivälistä alkaen. Sitäkin varhaisemmalta ajalta on järvestä olemassa jonkin verran limnologista tietoutta. Nimittäin 1940-luvulla limnologian professori Heikki Järnefelt tutki Konnevettä ja piti sitä mm. tekemiensä kasviplanktonhavaintojen perusteella selvästi oligotrofisena eli karuna järvenä, jonka vettä valuma-alueelta huuhtoutuvat humusaineet värjäisivät jossain määrin (Järnefelt 1956).

Kasviplanktonin määrä ja sen lajikoostumus olivat edelleen myös 1960-luvulla selvästi oligotrofiaa ilmentäviä (Heinonen 1980). Vielä 1970-luvun alussa Konnevettä pidettiin täysin luonnontilaisena puhtaana järvenä, jota voitiin käyttää monissa tutkimuksissa luonnontilaisena vertailuvesistönä (Granberg 1972).

Konneveden tilan seuranta

Vesi- ja ympäristöhallinto on tutkinut Konnevettä yhtäjaksoisesti jo vuodesta 1965 alkaen. Silloin nimittäin aloitettiin kahden valtakunnalliseen järvisyvänerkkoon kuuluvan havaintopaikan seurantatutkimukset (Kuva 1).



Kuva 1. Konneveden veden laadun seurannan havaintopaikat

Näistä eteläisempää havaintopaikkaa tarkkailee Keski-Suomen ympäristökeskus. Vuoden 1993 syksyyn mennessä tällä havaintopaikalla oli tehty 166 havaintoa ja tutkittu yhteensä 1310 vesinäytettä. Pohjoista Konneveettä tarkkailee Kuopion ympäristökeskus. Pohjoisella havaintopaikalla on havaintokertoja ollut vastaavana ajankohtana yhteensä 52 ja näytteitä on otettu 552.

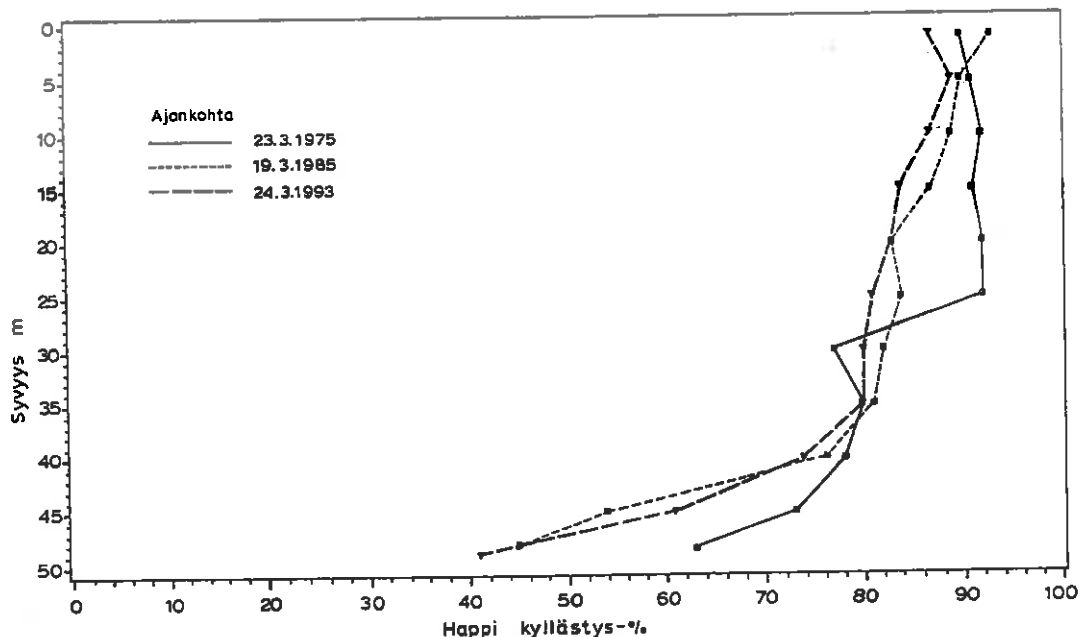
Järvisyvänteiden ohella myös Konnevedestä purkautuvaa vettä on tutkittu vuodesta 1966 alkaen. Tältä valtakunnalliseen virtapaikkaseurantaan kuuluvalta Siikakosken asemalta on Keski-Suomen ympäristökeskus tutkinut veden laatua yhteensä 278 näytteestä.

Kaikki seurantatutkimusten tulokset on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen vedenlaaturekisteriin. Valtakunnallisen seurannan ohella on Konneveettä tutkittu muutenkin runsaasti. Järven itäosaan Hankaveden ja Konnekosken kautta purkautuvien kalankasvatuslaitosten vaikutuksia on selvitetty mm. vesioikeudellisen luvan haltijoille määrättyjen velvoitetarkkailujen avulla.

Konneveden nykyisestä veden laadusta

Konnevesi on Suomen oloissa hyvin kirkas järvi. Järven pohjoisosassa näkösyvyys on ollut keskimäärin 5-6 m ja joinakin talvina jopa 10-11 m. Pohjoisosassa väriluku onkin ollut alhainen, keskimäärin jopa hieman alle 20. Eteläosassa väriluku on ollut hieman korkeampi ja se on vaihdellut voimakkaammin. Yleensä se on ollut noin 25-30, tulvavuonna jopa yli 40. Tästä syystä näkösyvyyden arvot jäävätkin yleensä noin 4-5 metrin tasolle. Suurimmat näkösyvyyden arvot ovat eteläosassa olleet noin 6,5 m.

Myös happitaloudessa näkyvät järven eri osien väliset erot. Talvella, jolloin hapenkulutus on selvemmin havaittavissa myös päällysvedessä, järven eteläosassa hapen kyllästysaste on aina 35-40 metrin syvyyteen asti ollut hyvä (80-90 %) ja pohjan lähelläkin arvot eivät yleensä ole laskeneet alle 50 %:n (Kuva 2). Tulvavuotena 1975 hapen kyllästysaste oli päällysvedessä yli 90 %:n ja pohjan lähelläkin yli 60 %:n.



Kuva 2. Happipitoisuus talvisen kerrostuneisuuden aikana Konneveden eteläosassa.

Järven pohjoisosassa talvinen happitilanne on selvästi tätä heikompi. Hydrologialtaan tavanomaisina vuosina päällysveden hapen kyllästysaste kriittisenä talvikerrostuneisuuden aikana hyvin nopeasti alenee syvemmälle mentäessä ja pohjan lähellä happitilanne on jo varsin heikko. Täydellistä hapettomuutta ei pohjan lähelläkään toistaiseksi ole havaittu. Tulvavuonna 1975 happitilanne oli talvellakin poikkeuksellisen hyvä. Hapen kyllästysaste oli 80-90 % koko vesimassassa.

Konneveden pH on ollut noin 6,7-7,1. Eteläosassa pH on hieman useammin ylittänyt pH-arvon 7,0 kuin pohjoisosassa, mikä viitanee alkavaan rehevöitymiseen. Veden suolaisuus mitattuna sähkönjohtavuudella on koko järvessä alhainen. Tuloksista on kuitenkin laskettavissa selvä suolapitoisuuden kasvava suuntaus. Vesistö on hitaasti nuhraantumassa. Myös kalsiumpitoisuudessa on havaittu selvää nousua.

Veden bikarbonaattipitoisuus alkaliniteettiarvosta laskettuna on ollut hieman laskussa aina 1980-luvun loppupuolelle asti, mikä saattaisi viitata lievään happamoitumiskehitykseen. Viimeisen viiden kuuden vuoden aikana alkaliniteetti on kuitenkin ollut hieman

- kasvussa koko järven alueella. Tämä havainto viittaisi pikemminkin järven alkavaan rehevöitymiseen, ellei sitten ole kyseessä vain luonnollinen veden laadun syklinen vaihtelu.

Konneveden rehevöityminen

Rehevöitymisen kannalta keskeisten ravinteiden pitoisuudet ovat Konnevedessä suhteellisen alhaiset. Pohjoisosissa kokonaisfosforipitoisuudet ovat muutamaa poikkeusta lukuunottamatta olleet yleensä noin 5 µg/l ja kokonaistyyppipitoisuudet 300-400 µg/l. Eteläosa on hieman rehevämpää. Fosforipitoisuus on ollut suuruusluokaltaan noin 7 µg/l ja tyyppipitoisuus 350-450 µg/l. Erot eivät kuitenkaan vielä näy a-klorofyllipitoisuuksissa, jotka ovat olleet kesäisin järven molemmissa osissa noin 2-4 µg/l.

Tutkimustulosten perusteella arvioituna Konnevetä voidaan edelleen pitää oligotrofisena järvenä. Kalankasvatuksen jätevesien aiheuttama lievä vesistön rehevöityminen näkyy toistaiseksi vain järven itäosissa. Siellä on myös kesäisin tavattu varsinkin uimareille epämiellyttävää "limalevää", *Gonyostomum semen* (Eloranta ja Palomäki 1986 ja Kuopion vesi- ja ympäristöpiirin havainnot).

Kirjallisuus

- Eloranta, P. & Palomäki, A. 1986. Phytoplankton in Lake Konnevesi with special reference to eutrophication of the lake by fish farming. *Aqua Fennica* 16 (1), s. 37-45.
- Granberg, K. 1972. Konneveden kasviplankton ja perustuotanto vuonna 1970. *Suomen Kalatalous* 46, s. 11-19.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 37, s. 1-91.
- Järnefelt, H. 1956. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVI. Mit besonderer Berücksichtigung des Planktons. *Ann. Zool. Soc. Vanamo* 17 (1), s. 1-201.
- Mustonen, S. (toim.), 1986. *Sovellettu hydrologia*. Vesiyhdistys r.y. Mäntän kirjapaino Oy, Mänttä. 503 s.
- Vesihallitus 1980. Kymijoen vesistön yläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. *Vesihallituksen julkaisuja* 32, s. 1-135.

Pitkät aikasarjat kalakantojen muutosten ilmentäjinä

Jouko Sarvala¹

¹ Turun yliopisto, Biologian laitos, 20500 Turku

Sisällysluettelo

Pitkien aikasarjojen merkitys.....	15
Kalat usein pitkäikäisiä	15
Ympäristöolot vaihtelevat vuosittain	15
Ympäristöoloissa myös pitkäjaksoista vaihtelua.....	16
Esimerkkejä pitkistä aikasarjoista kalatutkimuksessa.....	18
Merikalastuksesta saalistietoja pitkältä ajalta.....	18
Sisävesissä pisimmät aikasarjat lohikaloista	18
Englannin Windermere kalakantaseurannan klassikko	18
Suomessa parhaat aikasarjat muikusta ja siiasta.....	19
Loppupäätelmät	20
Kirjallisuus	22

Pitkät aikasarjat kalakantojen muutosten ilmentäjinä

Pitkät aikasarjat ovat välttämättömiä kalojen kannanvaihtelun selvittämiseen, erityisesti samanaikaisesti vaikuttavien säätelytekijöiden erittelyyn. Hitaiden muutosten tunnistaminen tai harvinaisten poikkeusilmiöiden havaitseminen vaativat myös pitkäaikaisia aineistoja. Ollakseen tehokasta kalakantojen seurannan tulisi kattaa kohdelajien elinkierron kaikki kriittiset vaiheet. Aineistojen laatu on myös tärkeää. Hyviä esimerkkejä aikasarjojen käyttökelpoisuudesta antavat esimerkiksi ahvenen, taimenen ja muikun vuosiluokkavaihtelun analyysit.

Pitkien aikasarjojen merkitys

Kalat usein pitkäikäisiä

Pitkät aikasarjat ovat monesta syystä erityisen tärkeitä ekologisessa tutkimuksessa. Yksi perussyy on se, että useat ekologiset prosessit ovat hitaita. Hitaiden muutosten havaitseminen edellyttää välttämättä pitkää aikaperspektiiviä. Kalatutkimuksessakin tämä on selvää, sillä monet kalalajit ovat pitkäikäisiä, 10-20 vuotta, ja silloin kalakannan vasteet ympäristön muutoksiin voivat tulla melkoisella viiveellä. Esimerkiksi uhanalaisten lajien seuranta vaatii pitkää aikajännettä. Pitkäikäisten lajien kannanvaihtelua säätelevät tekijät voidaan selvittää vain monivuotisista aineistoista. Peto-saalis-syklit voivat olla kymmenien vuosien pituisia, jos niihin osalliset lajit ovat pitkäikäisiä.

Kalakantojen rakenteessa voi esiintyä pitkäjaksoisia sukkessioilmiöitä. Valtameriltä tiedetään että kalayhteisöjen rakenne voi heilahdella jopa kymmenien vuosien pituisissa jaksoissa. Tietty kalalaji voi vallita kalayhteisöä useita vuosia, jopa vuosikymmeniä, ja sitten kuitenkin väistyä yhtä pitkäksi ajaksi toisten valtalajien tieltä. Sisävesissäkin yhden lajin tavallista vahvempi vuosiluokka voi vallita kalasaalista yli vuosikymmenen ajan, kuten amerikkalaisella muikulla Mendota-järvessä vuodesta 1977 vuoteen 1987 (Kitchell 1992). Myös meidän muikkumme voi sopivissa oloissa pystyä vastaavaan: norjalaisessa Osensjøenissä vuoden 1969 vuosiluokka vallitsi muikkukantaa vuosina 1976-1987 (Sandlund ym. 1991). Rybinskin tekojärven lahnakannan syklisen vaihtelujakson pituus näyttää olevan 7 vuotta (A.S. Strelnikov, suull. tieto).

Ympäristöolot vaihtelevat vuosittain

Myös ympäristötekijöiden vaihtelussa on eritasoisia aikamittakaavoja, joiden erotteluun tarvitaan pitkiä havaintosarjoja. Olojen tavanomainen vaihtelevuus vuodesta toiseen voi lyhyellä aikavälillä peittää taakseen tärkeitä muutossuuntia tai riippuvuuksia. "Normaalin" taustavaihtelun tunteminen on siksi välttämätöntä. Vuosien välisten erojen laajuudesta on hyvä esimerkki puiden vuosirenkaista selvitetty lämpötilan vaihtelu viimeisten 1400 vuoden aikana (Briffa ym. 1990). Liian lyhyestä tarkastelujaksosta voi koitua vakavia tulkintaharhoja. Lieksan Suomunjärvessä muikkukantaa seurattiin 14 vuoden ajan (Viljanen 1988). Kun muikun lisääntymistulosta Suomunjärvessä verrataan kutukannan vahvuuteen vuodesta 1975 alkavan kolmivuotiskauden aikana, riippuvuus näyttää negatiiviselta. Jos taas vertailu aloitetaan vuodesta 1978, riippuvuus näyttää yhtä selvästi positiiviselta. Mutta kun mukana ovat kaikki vuodet, riippuvuus jos sitä on muistuttaa lähinnä huipukasta Rickerin käyrää (Kuva 1).

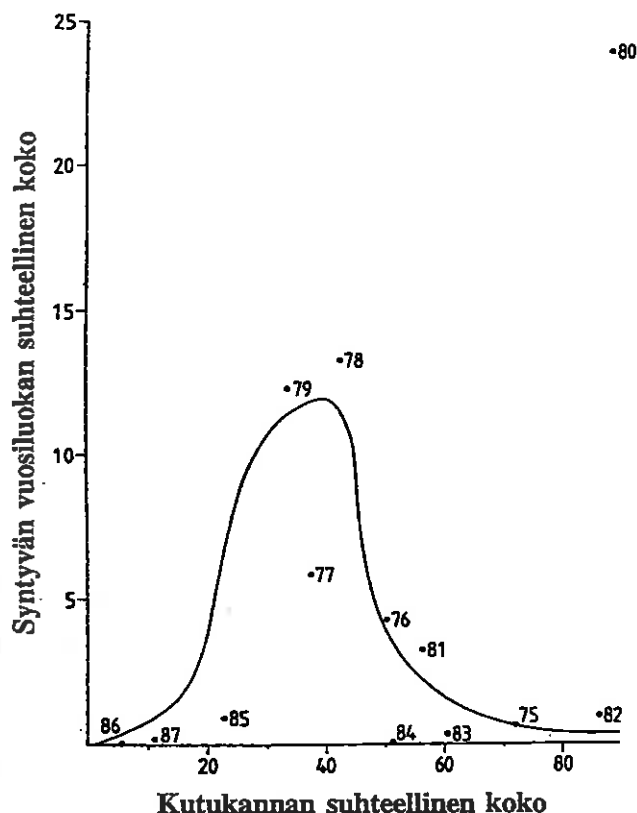
Toisaalta harvakseltaan, vaikkapa kerran vuosikymmenessä esiintyvät poikkeusolot (esimerkiksi erityisen lämmin kevät ja kesä) voivat vaikuttaa ratkaisevasti kalakannan koon ja kalastuksen sietoon. Esimerkiksi Englannin jokien särkikalajoilla tyypillisesti syntyy vahva vuosiluokka vain hyvin lämpiminä vuosina (Mills & Mann 1985) ja Suomessa

ahvenella ja kuhalla näyttää käyvän samoin (Böhling ym. 1991, Lehtonen & Lappalainen 1994). Tällaisten riippuvuuksien varmentaminen on mahdollista vain pitkällä aikajän-
teellä. Vielä harvemminkin toistuvat poikkeustilanteet voivat muovata kalakannan perin-
nöllistä rakennetta ja sitä kautta vaikuttaa normaaleissakin olosuhteissa.

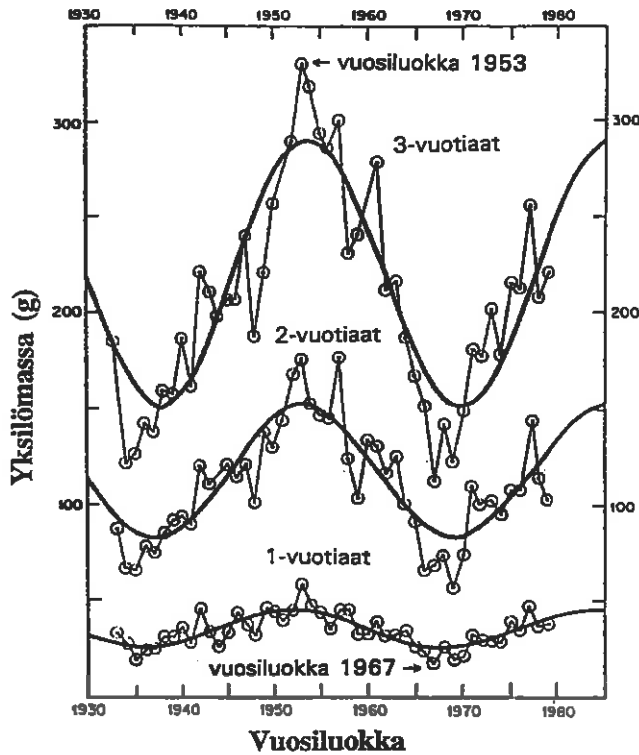
Ympäristöoloissa myös pitkäjaksoista vaihtelua

Ympäristöolojen vaihtelussa on myös useita pitkiä jaksottaisuusilmiöitä. Yksi lyhyim-
mästä päästä on auringon säteilyenergian jaksottainen vaihtelu, jota tavallisimmin kuva-
taan auringonpilkkujen esiintymistiheyden muutoksilla. Hartmann (1984) on verrannut
Boden-järven siian kutuajan ja kasvun vaihtelua vuodesta 1892 lähtien auringonpilkku-
aktiivisuudessa vuoden 1884 jälkeen tapahtuneisiin muutoksiin. Kutuaika on muuttunut
noin 11 vuoden jaksoissa ($10,4 \pm 1,0$), ja yhteyksiä löytyi sekä auringonpilkkuihin, läm-
pötilaan että kutijoiden ikään nähden. Kutuaika siirtynee sitä myöhemmäksi mitä pitem-
pään kasvukausi jatkuu. Siikojen kasvu ensimmäisen vuoden aikana oli suorassa suhteessa
auringonpilkkujen määrään ja vuosiluokan vahvuuteen; toisen vuoden kasvu oli kään-
teisessä suhteessa vuosiluokan vahvuuteen ja biomassaan.

Suomessakin on pohdittu auringonpilkkujen osuutta muikkukantojen pitkäjaksoiseen
vaihteluun (Lind & Peiponen 1985), mutta analyysi on ollut puutteellinen eikä sitä ole
pidetty kovin todistusvoimaisena. Yhteys auringon säteilyenergian vaihtelun ja maapal-
lon lämpöolojen välillä on kuitenkin nykyisin varsin selvästi osoitettu ja muitakin ilmas-
tollisia seurausvaikutuksia on varmasti. On luonnollista, että ilmaston muutokset heijas-
tavat myös kalakantoihin (esim. Harris ym. 1988, Aebischer ym. 1990), mutta vaikutus-
mekanismit ovat lajikohtaisia ja toisinaan vastakkaissuuntaisiaakin.



Kuva 1. Muikun kutukannan vaikutus syntyvän vuosiluokan kokoon Lieksan Suomunjär-
vessä 1975-1987 (Viljanen 1988).



Kuva 2. Siian kasvun jaksottainen vaihtelu Huron-järvessä vuosiluokissa 1933–1979 (Reckahn 1986).

Pitempiäkin ilmastojaksoja on todettu. Jo kauan on yleisesti tunnettu 32-35 vuoden mittainen ilmastojakso. Lapissa, Etelä-Suomessa ja Virossa 32 vuoden sykli näkyy puiden vuosirenkaissa ja savikerrostumissa (Siren ja Hari 1972). Schlesinger ja Ramankutty (1994) osoittivat äskettäin maapallon ilmastossa 65-70 vuoden mittaisen syklin, jonka otaksutaan muodostuvan sisäsyntyisesti valtameren ja ilmakehän alueellisesti vaihtelevasta vuorovaikutuksesta. Näiden muutaman vuosikymmenen mittaisten jaksojen taustalla on vielä paljon pitempiä ilmastollisia heilahteluja, jotka liittyvät maapallon radassa ja auringossa tapahtuviin muutoksiin. Viimeisten sadantuhannen vuoden ilmastossa on erittäin selkeä 21000 vuoden lämpötilajakso. Kalastajan ja kalatutkijan elinkaareen verrattuna kiinnostavimpia ovat kuitenkin alle sadan vuoden jaksot. Reckahn (1986) analysoi Huron-järvestä 39 vuoden aikasarjaa sikäläisen siian (*Coregonus clupeaformis*) kasvusta. Takautuvien kasvulaskelmien avulla vertailu voitiin ulottaa 47 vuosiluokkaan. Nuoruuksuvaiheen kasvusta löytyi 32 vuoden pituinen sykli (Kuva 2), josta valtaosan (88 %) selittivät vedenkorkeuden ja lämpötilan vaihtelut. Kasvu parani sekä nousevan lämpötilan että vedenkorkeuden myötä. Ilmastollisilla tekijöillä on siten merkittävä vaikutus siikakantojen pitkäjaksoisiin muutoksiin. Kun näiden tekijöiden vaikutus poistettiin, saatiin näkyviin myös kuoreen vähentämisen myönteinen vaikutus 1950-luvun alussa.

Vesiekosysteemit ovat verraten monimutkaisia järjestelmiä, ja siksi kalakantojen kehitykseen vaikuttaa luonnossa aina monta samanaikaista tekijää. Näiden vaikutukset pystytään erottamaan vain pitkistä havaintosarjoista. Kalakantojen muutoksia koskevien ennusteiden testaaminen on mahdollista vain seuraamalla tulevia muutoksia aikaisempaa taustaa vasten. Lyhytkestoiset tutkimukset eivät koskaan voi täysin korvata pitkäjaksoista seuranta.

Esimerkkejä pitkistä aikasarjoista kalatutkimuksessa

Merikalastuksesta saalistietoja pitkältä ajalta

Merialueilla monet kalansaalissarjat ja niihin liittyvä seuranta ulottuvat 1800-luvun puolelle (esim. Lofoottien turskasaaliit tunnetaan vuodesta 1885 alkaen). Valtamerissä kalastomuutosten takana useimmiten ovat hyvin pitkäjaksoiset ympäristömuutokset. Esimerkiksi Japanin Tyynen meren rannikolla japaninsardellin, Tyynen meren makrillihauen, makrillin ja japaninsardiinin runsaussuhteet ovat vaihdelleet vuosikymmenien kuluessa (Kawasaki ym. 1991). Sardiinisaaaliit olivat suuria 1930-luvulla ja uudelleen 1970-luvulta alkaen. Nämä muutokset johtuvat lämpimän Kuroshio-merivirran sijainnin vaihtelusta, joka on puolestaan yhteydessä Tyynen meren alueen pitkäjaksoiseen ilmastovaihteluun (ENSO eli El Niño Southern Oscillation), jolla on koko maapalloa koskevia seurausvaikutuksia. Sedimenttiaineistosta on todettu Perun edustan sardiinikannan vaihtelevan sadan vuoden jaksoissa. Eräät teoreettiset mallit (mm. Steele 1985) ennustavat mereisten kalakantojen vaihtelua noin 50 vuoden jaksoissa.

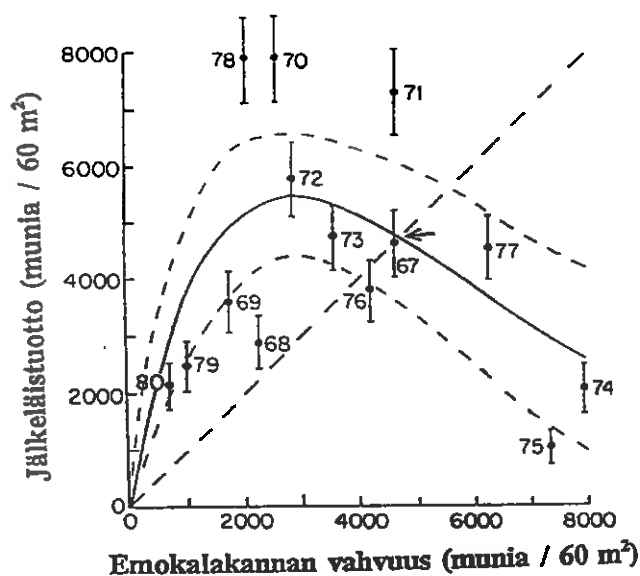
Sisävesissä pisimmät aikasarjat lohikaloista

Sisävesissä pisimmät aikasarjat lienevät lohien kalastuksesta (esim. Nauwerck 1986). Pohjois-Amerikan suurista järvistä on saalistietoja vuodesta 1867 alkaen. Venäjältä on myös useita pitkiä sarjoja mm. Baikalista ja Rybinskin tekojärvistä. Tunnetuimpia esimerkkejä hyvin analysoiduista pitkistä kalatutkimussarjoista ovat englantilaisten purojen taimentutkimukset, niinikään englantilaisen Windermere-järven ahven- ja haukitutkimukset sekä eräät pohjoisamerikkalaiset seurantasarjat (kuten edellä kuvattu siikasarja). Harmaasillin lisääntymistä sääteleviä tekijöitä selvitettiin Huron-järvessä vuosien 1954-1982 havainnoista (Henderson & Brown 1985). Lisääntymismenestys määräytyi kesäheinäkuun eli siis varhaisen poikasvaiheen lämpötilojen mukaan, mutta kasvu oli käänteisessä suhteessa kannan tiheyteen.

Elliott (mm. 1985) on kuvannut perinpohjaisesti taimenen populaatiodynamiikkaa Englannin järvialueen puroissa. Vuosien 1966-1983 aineistossa Black Brows Beck -puron vaeltavien taimenten lisääntymismenestys oli käyräviivaisessa suhteessa kutukannan tiheyteen, siten että paras tulos saavutettiin keskinkertaisilla tiheyksillä (Kuva 3). Tällainen suhde kutukannan ja jälkeläismäärän välillä merkitsee sitä, että kuolevuus kasvaa suora- viivaisesti kutukannan tiheyden kasvaessa. Munatappiot olivat käytännössä olemattomat, varhaisen poikasvaiheen tappiot tiheydestä riippuvia, ja myöhemmät tappiot vähäisiä ja tiheydestä riippumattomia. Vaihekohtainen vertailu osoitti, että suurin osa kokonaiskuolevuudesta osui varhaisimpaan poikasvaiheeseen, jonka kuolevuudesta tiheysriippuvuus selitti yli 94 %. Vaikka kuolevuus myöhemmin oli vakio, tiheysriippuvuus säilyi läpi elämän ja selitti vielä 40 % munatuotannosta. Tämä on yksi erittäin harvoja tapauksia, jossa tiheydestä riippuvaa kuolevuutta on kyetty osoittamaan kalapopulaatioissa. Tällä taimenkannalla oli olemassa kutukannan tiheyden suhteen vakaa tasapainopiste (Kuva 3), mutta ympäristömuutosten aiheuttamat häiriöt pitivät huolta siitä, että populaatio tuskin koskaan saavutti teoreettista tasapainotilaa.

Englannin Windermere kalakantaseurannan klassikko

Englantilaisen Windermere-järven ahven- ja haukitutkimukset ovat jatkuneet jo puolen vuosisataa (Mills & Hurley 1990). Nämä tutkimukset käynnistyivät toisen maailmansodan aikana (1941) tehostetulla ahvenen katiskapyyntillä, jonka päätavoitteena oli tuottaa ruokaa sodan rasittamille ihmisille. Hiukan myöhemmin (1944) alkoi myös haukien tehopyynti. Ahvenen tehopyynti jatkui lievemmassä muodossa vuoteen 1964 saakka ja haukea vähennetään edelleen. Aineistosta on tutkittu ahventen ja haukien kannanvaihtelun riippuvuutta sekä ulkoisista että kannan sisäisistä tekijöistä. Haukikannassa vahvimman ja heikoimman vuosiluokan ero oli noin kymmenkertainen, ahvenella puolestaan yli 300-kertainen. Vahva vuosiluokka syntyi kummallakin lajilla vain lämpiminä kesinä. Mo-

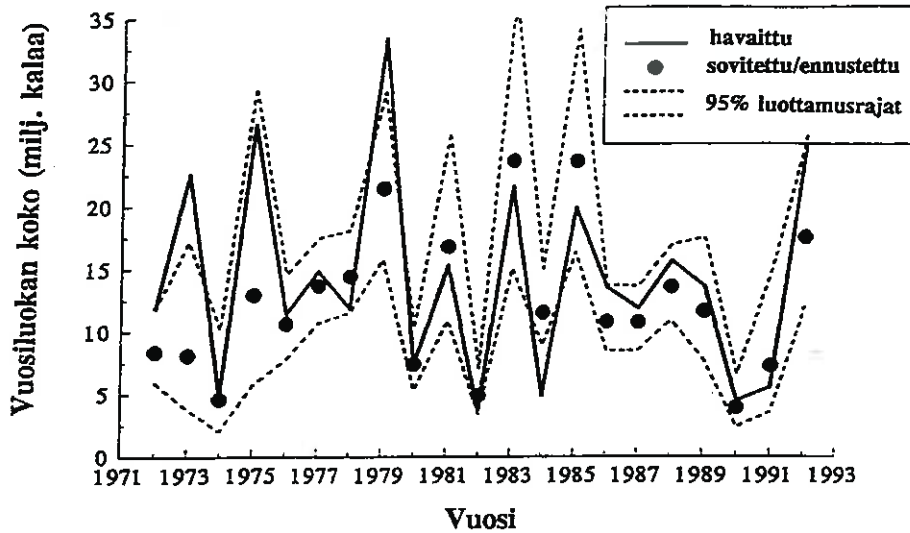


Kuva 3. Taimenen perättäisten sukupolvien vahvuus (munamääränä) englantilaisessa Black Brows Beck -purossa 1967-1980 (Elliott 1985). Vinon katkoviivan ja sukupolvien välistä riippuvuutta kuvaavan käyrän leikkauspiste osoittaa kannan koon vakaan tasapainopisteen.

milla lajeilla kasvun havaittiin riippuvan sekä tiheydestä että lämpötilasta. Hauen ikärakenne riippui kalastuksesta, mutta ahvenkannan rakenne oli selvemmin yhteydessä kasvunopeuteen; nopeakasvuisten vuosiluokkien kuolevuus oli suurempi kuin hidaskasvuisten. Järven nieriästä tietoa on kerätty vuodesta 1939 lähtien. Koekalastuksista ja kirjanpito-onkimiesten saalistiedoista saatiin samanlainen kuva kannan kehityksestä. Nieriäkanta runsastui kun haukia vähennettiin. Nieriä on hauen tärkein talviravinto, ahven taas kesäravinto. Sekä hauki että ahven syövät oman lajinsa pieniä yksilöitä. Kalalajien välisistä peto-saalissuhteista syntyy verkkomaisia vuorovaikutuskuvioita, jotka vaikeuttavat yksinkertaisten korrelaatioiden tulkintaa mutta jotka voidaan mallien avulla selvittää. Ahvenen vuosiluokkavaihtelusta kolme neljäsosaa voitiin selittää lämpötilan, ahvenkannan oman biomassan ja haukikannan biomassan avulla. Ahvenen lisääntymisen tiheysriippuvuus saatiin näkyviin vasta poistamalla aineistosta ensin lämpötilan ja haukikannan vaikutus.

Suomessa parhaat aikasarjat muikusta ja siiasta

Suomessa kohtuullisen pitkiä käyttökelpoisia aikasarjoja löytyy etenkin muikusta (Viljanen 1988, Helminen ym. 1993, Auvinen 1994, Valkeajärvi & Bagge 1995) ja siiasta (Salojärvi 1992). Perusteellisimmin analysoituja lienee Säkylän Pyhäjärven muikkukannan seuranta, jonka RKTL käynnisti vuonna 1971. Myöhemmin talvinuotta-aineistoista tallennettiin näytteitä myös Oulun yliopiston Esko A. Lindin ryhmää varten. Nämä seuranta-aineistot tukevat toisiaan ja antavat yhdessä todistusvoimaista tietoa Pyhäjärven muikkukannasta, vaikka kumpikin olisi yksin jäänyt melko ohueksi. 1980-luvulta lähtien näitä aineistoja on täydennetty Turun yliopiston tutkijaryhmän hankkimilla laajemmilla ja yksityiskohtaisemmilla aineistoilla, joiden ansiosta myös vanhan seuranta-aineiston käyttöarvo on kohonnut. Avainasemassa ovat olleet kalastajien yksityiset kirjanpidot päivittäisistä saaliista yli kymmenen vuoden ajalta. Pyhäjärven muikun vuosiluokkavahvuus kyettiin laskemaan vuodesta 1979 alkaen talvinuottauksen yksikkösaaliiden alenemasta (Helminen ym. 1993). Muikun kasvu on jyrkän käänteisessä suhteessa vuosiluokan vahvuuteen, ja tätä tiheysriippuvuutta voitiin käyttää vuosiluokan koon arviointiin sellaisina vuosina, jolloin yksikkösaaliin alenemaa ei ollut tai se ei ollut tiedossa. Kertyneen aineis-



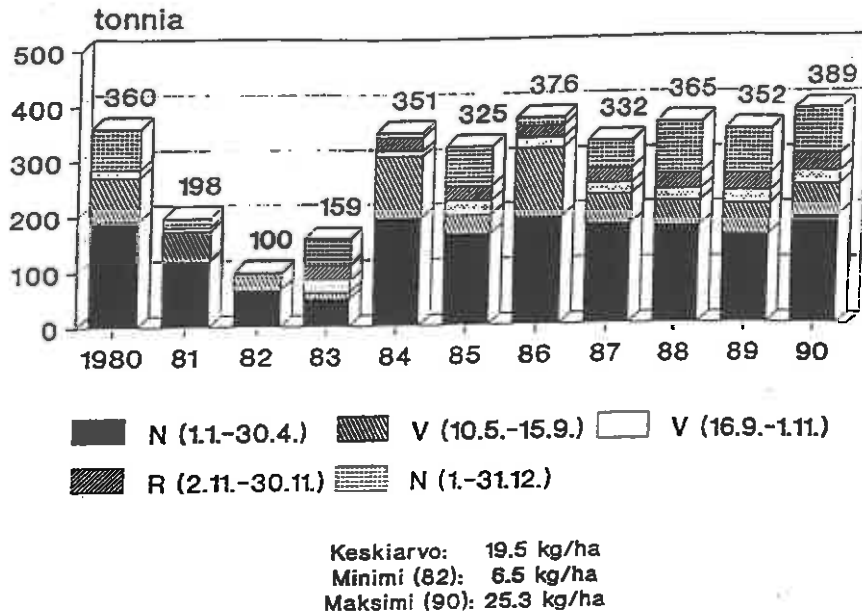
Kuva 4. Muikun vuosiluokkavaihtelu Säskylän Pyhäjärvessä (T.l.) vuosina 1972-1992 (Helminen & Sarvala 1994). Pisteet ja katkoviivat osoittavat aineistoon sovitetun regressiomallin antamia arvoja luottamusväleineen. Vuosien 1973, 1975, 1991 ja 1992 pisteet ovat mallista saatuja ennusteita.

ton avulla on kyetty tunnistamaan tärkeimmät muikun kannanvaihteluun vaikuttavat tekijät, ja säätelymekanismien selvittäminen on myös pitkällä.

Pyhäjärven muikulle syntyi aikaisemmin säännöllisesti vahva vuosiluokka joka toinen vuosi (Kuva 4), mutta vuodesta 1987 lähtien rytmi on murtunut ilmastollisista syistä samaan aikaan muikun lisääntyminen häiriintyi monissa muissa Suomen järvissä. Kolmen tekijän yksinkertainen regressiomalli selittää noin kolme neljäsosaa muikun vuosiluokkavaihtelusta Pyhäjärvessä 23 vuoden aikana (Helminen & Sarvala 1994). Nämä tekijät ovat ikäryhmien välinen ravintokilpailu, joka vaikuttaa lisääntymismenestykseen, kevään lämpötilakehitys sekä poikasia syövien petokalojen määrä, jotka yhdessä määräävät varhaisen poikasvaiheen kuolevuuden. Petokalojen runsautta voidaan puolestaan ennustaa kahta vuotta aiemman kesän lämpötilan perusteella. Kesän lämpötilat ovat olleet poikkeavan korkeita vuosina 1970, 1972, 1973, 1979, 1980 ja 1988, erityisen kylmiä vuosina 1975, 1976, 1977 ja 1987. Etenkin vuonna 1988 syntyneen vahvan ahvenvuosisluokan vaikutus on näkynyt selvästi Pyhäjärven muikkukannassa kevästä 1990 alkaen. Petokalojen, lähinnä taimenten ja kookkaiden ahventen saalistus voi heikentää muikkuvuosisluokkaa varhaisen poikasvaiheen jälkeenkin. Sään merkitystä muikun kannanvaihtelussa on aikaisemminkin ounasteltu (mm. Järvi 1942). Tämä kyettiin osoittamaan kuitenkin vasta kun elinkierrosta paikallistettiin ne vaiheet, joihin sää vaikuttaa, ja löydettiin mielekäs biologinen vaikutusmekanismi. T. H. Järven vanhat muikkutyöt myös kattoivat monien vuosien ajan, mutta niiden taustana olevat aineistot eivät yleensä olleet kovin suuria eivätkä otantaominaisuuksiltaan riittäviä pitkälle menevään analyysiin.

Loppupäätelmät

Arvioidessaan Windermere-järven aikasarjaa Mills ja Hurley (1990) laskivat, että vuoteen 1990 mennessä aineiston keräämiseen oli käytetty ainakin 100 henkilötyövuotta, ja toiset 80-100 vuotta oli kulunut aineistojen analysointiin ja julkaisemiseen. Tuloksena oli ollut 72 varsinaista julkaisua, joista viimeisten kymmenen vuoden ajalta useimmat perustuivat juuri aikasarjan pituuteen. Jo olemassa oleva aineisto tarjosi vielä paljon uusia analyysimahdollisuuksia. Sarjan jatkaminen katsottiin silti välttämättömäksi. Kalayhteisössä ei ollut päädytty mihinkään tasapainotilaan, joten uusi informaatio oli jatkuvasti



Kuva 5. Muikkusaalis pyyntimuodoittain (nuotta, rysä, verkot) Säskylän Pyhäjärven (T.L.) vuosina 1980-1990 (Hirvonen ym. 1992).

arvokasta. Jokainen jakso toi mukanaan uusia yllätyksiä, uusia tulkintoja ja ideoita, joiden perusteella aikaisempia päätelmiä jouduttiin muuttamaan. Samansuuntaisia kokemuksia on Säskylän Pyhäjärven muikkuseurannasta, jossa sekä säätekijöiden että petojen tärkeys paljastui vasta jakson loppupään yllätyksellisten vuosien ansiosta. Pitkän ajan kattaville aineistoille voi löytyä uusia, odottamattomia käyttömahdollisuuksia. Windermereen aineistoa on käytetty myös radioisotooppien pitoisuuksien ja mahdollisen rikastumisen selvittämiseen analysoimalla iänmäärittystä varten säilytettyjä operculum- ym. luita. Jo olemassa olevia pitkiä sarjoja pitääkin ehdottomasti jatkaa. Jos voimavaroista on pulaa, aineiston käsittelyä, analysointia ja julkaisua voidaan lykätä, kunhan riittävä perusmateriaali tallennetaan jatkuvasti.

Pitkien seurantaohjelmien ylläpitämiseen parhaat mahdollisuudet on valtion tutkimuslaitoksilla, sillä yliopistotutkijoiden on Suomessa ja monissa muissa maissa hyvin vaikea saada tutkimusrahoitusta kolmea vuotta pitemmäksi ajaksi. Vaikka näin tulosvastuun aikakaudella seurantoihin kohdistuu monenlaisia paineita, on muistettava niiden keskeinen merkitys erityisesti yhteiskunnan kannalta tärkeiden, laajan mittakaavan kysymysten ratkaisemisessa. Pitkäaikaisen seurannan tulee kuitenkin olla jatkuvan tarkastelun kohteena. Pelkkä ajallinen jatkuvuus ei riitä, vaan tiedon laatu on myös oleellista. Seurantaan tulee sisältyä tutkittavan ilmiön kannalta olennaisia muuttujia. Esimerkiksi kalakantojen vaihtelua seurattaessa pelkkä saalisseuranta ei riitä (vrt. kuvat 4 ja 5), vaan tarvitaan vähintään tieto pyyntiponnistuksesta ja saaliin ikäryhmäkoostumuksesta. Ihannetapauksessa seuranta kattaa kalalajin elinkierron kaikki kriittiset vaiheet, jotka on siis ensin tunnistettava. Tiedon tulee olla mahdollisimman harhatonta ja siksi sen kerääminen vaatii hyvää ennakkosuunnittelua ja jatkuvaa tulosten arviointia. Seuranta-aineiston on täytettävä tietyt tilastollisen edustavuuden vähimmäisvaatimukset, jotta tulokset olisivat käyttökelpoisia. Kun tämä otetaan huomioon, erityyppisistä ympäristöistä kertyvä tieto antaa tulevaisuudessa hyvät mahdollisuudet ratkaista tärkeimpien kalalajiemme kannansäätelyn mekaniimit.

Kirjallisuus

- Aebischer, N. J., Coulson, J. C. & Colebrook, J. M. 1990. Parallel longterm trends across four marine trophic levels and weather. *Nature* 347, s. 753–755.
- Auvinen, H. 1994. Intra and interspecific factors in the dynamics of vendace (*Coregonus albula* (L.)) populations. *Finn. Fish. Res.* 15, s. 49–58.
- Briffa, K. R., Bartholin, T. S., Eckstein, D., Jones, P. D., Karlén, W., Schweingruber, F. H. & Zetterberg, P. 1990. A 1400year tree-ring record of summer temperatures in Fennoscandia. *Nature* 346, s. 434–439.
- Böhling, P., Hudd, R., Lehtonen, H., Karás, P., Neuman, E. & Thoresson, G. 1991. Variations in yearclass strength of different perch (*Perca fluviatilis*) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, s. 1181–1187.
- Elliott, J. M. 1985. Population regulation for different lifestages of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 196683. *J. Anim. Ecol.* 54, s. 617–638.
- Harris, G. P., Davies, P., Nunez, M. & Meyers, G. 1988. Interannual variability in climate and fisheries in Tasmania. *Nature* 333, s. 754–757.
- Hartmann, J. 1984. 11 year cycle of spawning time and growth of the whitefish (*Coregonus lavaretus*) of Lake Constance. *Schweiz. Z. Hydrol.* 46, s. 163–170.
- Helminen, H., Auvinen, H., Hirvonen, A., Sarvala, J. & Toivonen, J. 1993. Yearclass fluctuations of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, southwest Finland, during 1971–90. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, s. 925931.
- Helminen, H. & Sarvala, J. 1994. Population regulation of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, southwest Finland. *J. Fish Biol.* 45, s. 387–400.
- Henderson, B. A. & Brown, E. H., Jr., 1985. Effects of abundance and water temperature on recruitment and growth of alewife (*Alosa pseudoharengus*) near South Bay, Lake Huron, 195482. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, s. 1608–1613.
- Hirvonen, A., Helminen, H. & Sarvala, J. 1992. Säkylän Pyhäjärven ekologinen tila ja kalastus 1980-luvulla. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja 6, 65 s.
- Järvi, T. H. 1942. Die Bestände der kleinen Maränen (*Coregonus albula* L.) und ihre Schwankungen. 2. Ober und MittelKeitele. *Acta Zool. Fennica* 33, s. 11–45.
- Kawasaki, T., Tanaka, S., Toba, Y. & Taniguchi, A. (toim.) 1991. Longterm variability of pelagic fish populations and their environment. Proceedings of the international symposium, Sendai, Japan, 14–18 November 1989. Pergamon Press, Oxford.
- Kitchell, J. F. (toim.) 1992. Food web management: a case study of Lake Mendota. New York. 553 s.
- Lehtonen, H. & Lappalainen, J. 1994. The effects of climate on the year-class variations of certain freshwater fish species. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 121, s. 37–44.
- Lind, E. A. & Peiponen, V. A. 1985. Muikun, *Coregonus albula* (L.), kannanvaihtelun riippuvuus veden laadusta ja auringon aktiivisuudesta. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 71, s. 221–232.

Mills, C. A. & Hurley, M. A. 1990. Longterm studies on the Windermere populations of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Freshwat. Biol.* 23, s. 119–136.

Mills, C. A. & Mann, R. H. K. 1985. Environmentally induced fluctuations in yearclass strength and their implications for management. *J. Fish Biol.* 27 (Supplement A), s. 209–226.

Nauwerck, A. 1986. Der Lachsfang in der Kinzig. In: Die Ortenau. Veröffentlichungen des Historischen Vereins für Mittelbaden. Verlag des Historischen Vereins für Mittelbaden. Offenburg/Baden. s. 499–525.

Reckahn, J. A. 1986. Longterm cyclical trends in growth of lake whitefish in South Bay, Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115, s. 787–804.

Salojärvi, K. 1992. The role of compensatory processes in determining the yield from whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) stocking in inland waters in northern Finland. *Finnish Fish. Res.* 13, s. 130.

Sandlund, O. T., Jonsson, B., Naesje, T. F. & Aass, P. 1991. Yearclass fluctuations in vendace, *Coregonus albula* (Linnaeus): Who's got the upper hand in intraspecific competition?. *J. Fish Biol.* 38, s. 873–885.

Schlesinger, M. E. & Ramankutty, N. 1994. An oscillation in the global climate system of period 6570 years. *Nature* 367, s. 723–726.

Siren, G. & Hari, P. 1972. Longterm geophysical cycles in Scandinavia (based on the analysis of tree rings and postglacial clay deposits in Lapland, south Finland and Estonia). *J. Interdisciplinary Cycle Res.* 3, s. 425–427.

Steele, J. H. 1985. A comparison of terrestrial and marine ecological systems. *Nature* 313, s. 355–358.

Valkeajärvi, P. & Bagge, P. 1995. Larval abundance, growth and recruitment of vendace (*Coregonus albula* L.) at high and low stock densities in Lake Konnevesi, Finland, in 1979–1992. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 46, s. 203–209.

Viljanen, M. 1988. Population dynamics of vendace (*Coregonus albula* L.) in Finland. *Joensuun yliopiston luonnontieteellisiä julkaisuja* 12, 19 s.

Konneveden kalakantojen kehitys vuosina 1969-1993

Pentti Valkeajärvi¹

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus ja vesiviljely, 41360 Valkola

Sisällysluettelo

Johdanto	27
Aineisto ja menetelmät	27
Tulokset	29
Muikku ja kuore taantuneet.....	29
Ahven ja särki runsastuneet.....	32
Siikakanta pysynyt melko vakaana	34
Lajisuhteissa voimakas muutos.....	35
Muikut isoja - ahvenet pieniä	36
Ahvensaalis paras heinäkuussa	37
Kalansaalis pudonnut puoleen.....	37
Seurannan jatko.....	39
Kiitokset.....	39
Kirjallisuus	39

Konneveden kalakantojen kehitys vuosina 1969-1993

Neljännesvuosisadan kestäneen Konneveden kalakantojen seurannan aikana kalaston runsaussuhteissa on tapahtunut huomattava vaihtelua. Erityisesti muikkukannan vaihtelut ovat olleet ääreviä. Yli kymmenen vuotta kestänyt muikkukato ei ole Etelä-Konnevedellä täysin hellittänyt vielääkään (1995). Ahven- ja särkikannat moninkertaistuivat 1980-luvun lopulla ja ne levittäytyivät siian ohella muikulta vapautuneille selkävesille. Siikakanta on pysynyt suhteellisen vakaana, mutta hauki ja kuore näyttävät paikoin taantuneen. Madekannassa on esiintynyt pitkäjaksoista vaihtelua. Palautuminen parempaan suuntaan on kuitenkin tapahtumassa, sillä ahvenkannan huippu lienee sivuutettu ja muikkukanta on elpymässä.

Johdanto

Pitkät aikasarjat ovat välttämättömiä arvioitaessa kalakantojen muutoksia ja niihin vaikuttavia säätelymekanismeja (Sarvala 1995). Tunnetuin kohde lienee englantilainen Windermere-järvi, jonka hauki- ja ahvenkantoja on seurattu jo runsaat viisikymmentä vuotta (Mills & Hurley 1990). Kotimaassa kalakantojen seurantatutkimuksiksi ovat kehittyneet monet 1970-luvulla aloitetut hankkeet kuten mm. Säkyjän Pyhäjärvi, Karjalan Pyhäjärvi, Oulujärvi ja Inarijärvi (Mutenia & Ahvonen 1991, Helminen ym. 1993, Salojärvi 1992, Auvinen 1994, Sarvala 1995).

Konnevedellä kalakantojen ja kalastuksen seuranta alkoi vuonna 1969 ensimmäisten joukossa. Järvi todettiin luonnontilaisuutensa ansiosta sopivaksi vertailujärveksi arvioitaessa luonnontilan muutoksia muissa vesistöissä (Toivonen 1972). Vuosien kuluessa Konneveden kalakannoista onkin kertynyt runsaasti tietoa (mm. Valkeajärvi 1984, 1988, 1993, 1995, Valkeajärvi & Bagge 1995). Parhaan käsityksen Konneveden ja koko Rautalammin reitin vesiluonnon tutkimuksista saa tutustumalla aihetta käsittelevään kirjallisuusluetteloon (Valkeajärvi ym. 1995). Kuluneen yli kahdenkymmenen vuoden aikana varsinkin kalankasvatus ja hajakuormitus ovat lievästi rehevöittäneet Konnevetä (Eloranta & Palomäki 1985, Herve 1995). Tästä nuhraantumisesta huolimatta Konneveden aikasarjoilla on edelleen yleistä merkitystä kalakantojen muutosten ilmentäjinä.

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos on pääosin vastannut Konneveden kalataloudellisesta seurannasta. Tavoitteena on ollut aikasarjojen kerääminen kalastuksen ja kalakantojen muutoksia ilmentävistä tunnusluvuista kuten kalansaaliista, yksikkösaaliista, lajisuhteista, kasvusta ja vuosiluokkien runsaussuhteista. Parhaiten tavoite on toteutunut muikun osalta. Rutiiniseurannan ohessa on ajoittain vedetty laajempia projekteja yhteistyössä mm. Jyväskylän ja Kuopion yliopistojen, Keski-Suomen ja Kuopion maaseutuelinkeinopiirien sekä Konneveden Kalatutkimus ry:n kanssa. Projektit ovat saaneet arvokasta taustatietoa seurannasta, mikä on osa koko seurantaideaa. Tämä kirjoitus esittelee pääasiassa kalastuskirjanpidon ja koekalastusten perusteella kalakantojen kehitystä Konnevedessä runsaan kahdenkymmenen viime vuoden aikana.

Aineisto ja menetelmät

Konneveden (187 km²) kalakantojen seuranta perustui aluksi koekalastukseen, joita jatkettiin yhtäjaksoisesti yhdeksän vuotta (1970-1978). Vuodesta 1978 lähtien kalastuskirjanpito on muodostanut seurannan perustan. Menetelmän muutoksesta johtuen 1970-luvun ja myöhempien aikojen vertailu on vaikeaa, ja se onkin rajoittunut lähinnä muikkuun.

Koekalastukset on tehty sekä Etelä- että Pohjois-Konnevedellä vakiopaikoilla avovesi-kauden (touko-marraskuu) aikana. Tässä käsitellään vain Etelä-Konnevettä, missä pyyntivuosi on kertynyt enemmän. Koekalastuspaikkana on ollut Savolaisella Etelä-Konneveden keskivaiheilla. Verkkosarja (13 monofiliverkkoa) jaettiin pintajataan (7-9 m:n syvyydessä välivedessä) ja pohjajataan (5-20 metrin syvyydessä rannasta lähtien). Koekalastusten yhteydessä tehdyt vesipatsaan lämpötilamittaukset osoittivat harppauskerroksen sijaitsevan 10-15 metrin syvyydessä, mikä on Etelä-Konnevedelle tyyppillistä (Toivonen & Valkeajärvi 1981).

Pintaverkkojen solmuvälit olivat 10, 12, 14, 17 ja 21 mm ja pohjaverkkojen 24, 27, 30, 35, 40, 45, 50 ja 65 mm. Verkot olivat 30 m pitkiä ja 2,1 m korkeita. Vuoden 1991 kalastuksissa verkot olivat kuitenkin 1,8 m korkeita ja 14 mm verkko oli korvattu 15 mm verkolla. Muutosten vaikutukset katsottiin vähäisiksi, eikä tuloksia ole siltä osin korjattu. Koko verkkosarjalla kalastettiin vuosina 1970-1978 ja 1991. Lisäksi vuosina 1980 ja 1981 kalastettiin pintajadalla.

Koekalastus toistettiin yleensä kahden viikon välein ja verkot olivat pyynnissä yli yön. Koentakertoja kertyi vuosittain 9-12 (koko 1970-luvulla 100). Vuonna 1991 verkkosarja koettiin kuitenkin 2-3 kertaa viikossa (koentakertoja 59). Tuloksissa on verrattu 1970-luvun keskimääräistä tilannetta vuoteen 1991.

Kalastuskirjanpitäjiä on ollut Konnevedellä vuodesta 1978 lähtien 10-15. Kalastajien ilmoituksista laskettu yksikkösaalis (kg/kokemiskerta tai kg/apaja) kuvaa tietyin rajoituksin niiden kalakantojen kehitystä, joihin normaali kalastus kohdistuu (Gulland 1983, Marjomäki & Huolila 1994). Vuosittainen keskimääräinen yksikkösaalis laskettiin koentakertaa kohden. Hyvärinen (1990) on osoittanut, että verkkojen pyyntitehokkuus heikkenee nopeasti pyynnissäoloajan pidetessä. Tästä syystä vuorokausisaalis ei ole luotettava kannan koon indeksi tapauksissa, joissa verkkojen pyynnissäoloaika vaihtelee huomattavasti.

Yksikkösaalis laskettiin lajeittain tärkeimpien pyydysten ja parhaan pyyntiajan perusteella (ks. alla). Pyyntiaikaa ei kuitenkaan rajattu yksinomaan kutuaikaan (vrt. Hyvärinen 1990), koska kutukalastus ei ollut aina säännöllistä Konnevedellä.

muikku: nuotta ja muikkuverkot, heinä-lokakuu;
 ahven: nuotta ja muikkuverkot, heinä-lokakuu;
 ahven: 27-33 mm verkot, kesä-syyskuu;
 siika: nuotta, heinä-lokakuu; verkot 27-33 mm, heinä-marraskuu;
 kuore ja särki: nuotta, heinä-lokakuu;
 hauki ja taimen: verkot yli 40 mm, touko-marraskuu;
 made: verkot yli 40 mm, tammi-maaliskuu;

Tutkimusjakson aikana talvinuottausta on harjoitettu Konnevedellä epäsäännöllisemmin kuin kesänuottausta, joten sitä ei voitu käyttää kannanvaihteluiden arviointiin (vrt. Helminen ym. 1993). Pyydysten koko ei ole seurantajakson aikana muuttunut siinä määrin, että sillä olisi vaikutusta johtopäätöksiin. Kalastuskirjanpitäjien kesänuotat ovat Konnevedellä 10-15 metriä korkeita. Muikkuverkot ovat 2,4-3 metriä korkeita, siikaverkot (27-33 mm) ovat 1,8 metrisiä ja harvat verkot (yli 40 mm) keskimäärin 3 metrisiä.

Etelä-Konneveden **muikkuvuosiluokkien 1969-1992 suhteelliset runsaudet** arvioitiin verkoista otettujen saalisnäytteiden ja verkkojen yksikkösaaliiden perusteella (ks. Valkeajärvi & Bagge 1995). Vuosiluokkien 1977 ja 1978 runsaus arvioitiin nuottanäytteistä. Vuosiluokat 1969-1976 arvioitiin regressioyhtälön avulla, joka saatiin vuosien 1978, 1980, 1981 ja 1991 koekalastusten yksikkösaaliiden ja aiemmin määritettyjen samojen vuosiluokkien suhteellisten runsauksien avulla. Regressioyhtälö sai muodon $y = 73,9 x$. Laskennassa käytettiin 10 mm:n verkkojen yksikkösaalista (yksilömääriä) vuoden viiveellä, koska tämän verkon antama selitysaste ($r^2 = 0,903$, $P = 0,013$, $n = 4$) oli selvästi parempi muihin solmuväleihin verrattuna. Esimerkiksi vuoden 1980 yksikkösaalis koekalastuksessa vastasi vuosiluokkaa 1979. Menetelmään sisältyvistä epätarkkuuksista

huolimatta pidän tärkeänä, että 1970-luvun ja 1980-luvun muikkukantoja voidaan verrata edes tällä tarkkuudella.

Konneveden kalansaaliin kehitystä ei ole seurattu vuosittain. Kalastustiedusteluita on vuosilta 1969, 1970, 1977, 1986 ja 1989 (Keinänen 1984, Valkeajärvi 1984, 1993, 1995). Tässä esitetään yhteenveto vuosien 1969, 1977 ja 1989 tuloksista.

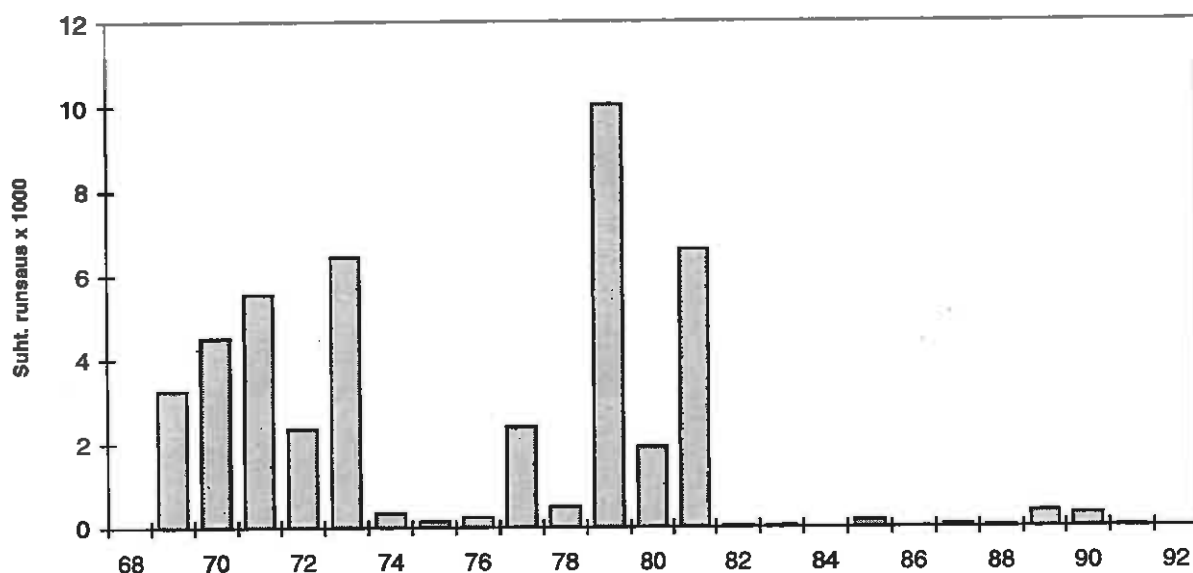
Tulokset

Muikku ja kuore taantuneet

Muikkukannan vaihtelut ovat olleet hyvin voimakkaita seurantajakson aikana. 1970-luvun alun "normaalin" jaksottaisuuden jälkeen vaihtelut tulivat voimakkaammiksi. Etelä-Konnevedellä muikkuvuosiluokat ovat epäonnistuneet vuodesta 1982 lähtien, Pohjois-Konnevedellä vuodesta 1983 eteenpäin (Kuvat 1 ja 2, taulukko 1). Vuosina 1985-1992 Etelä-Konneveden nuotta-apajan muikkusaalis on ollut keskimäärin alle kilon. Koeverk-kosarjan muikkusaalis oli vuonna 1991 keskimäärin neljänneskilon eli vain viidenneksen 1970-luvun keskiarvosta (Taulukko 2). Syytä muikun pitkäaikaiseen taantumaan ei ole tiedossa, mutta runsastuneiden ahvenkantojen on arveltu ainakin hidastaneen kannan elpymistä (Valkeajärvi & Bagge 1995). Aiemmin ainakin vuosina 1943-45 Konneveden muikkukanta lienee ollut poikkeuksellisen heikko, koska pyynti oli kielletty lokakuussa (Anon. 1943).

Kuvien ulkopuolelta todettakoon, että vuosiluokka 1994 oli Pohjois-Konnevedellä jo hyvä ja nuottauskin pääsi käyntiin. Etelä-Konnevedellä ratkaisevaa elpymistä ei ole vielä (1995) tapahtunut.

Kuorekanta on koekalastusten mukaan taantunut Etelä-Konnevedessä merkittävästi 1970-lukua ja 1990-lukua verrattaessa (Taulukko 2). Nuotan yksikkösaaliin kehitys viit-täisi kuitenkin kannan säilyneen lähes ennallaan 1980-luvulla vuosikymmenen puolivälin paria huippua lukuunottamatta (ks. myös Marjomäki ja Huolila 1995). Vaikka verkko-pyynti (pienin solmuväli 10 mm) ei olekaan paras mahdollinen kuorekannan arviointi-menetelmä, suhteellinen muutos siitäkin ilmenee. Nuottaustulosten tulkinnessa on myös

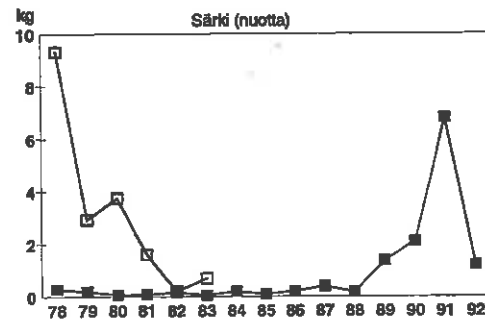
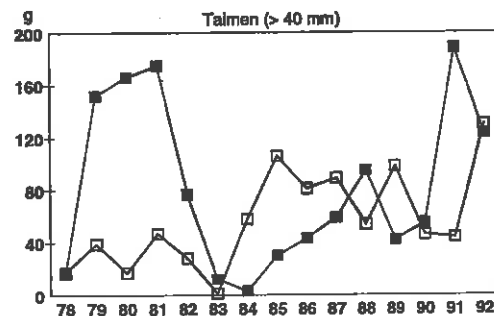
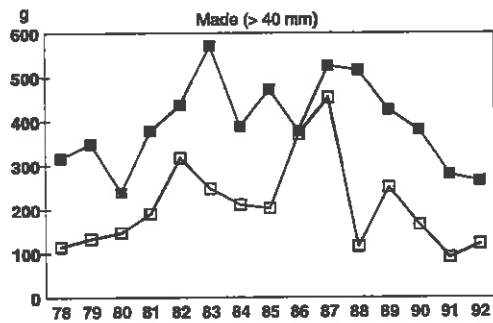
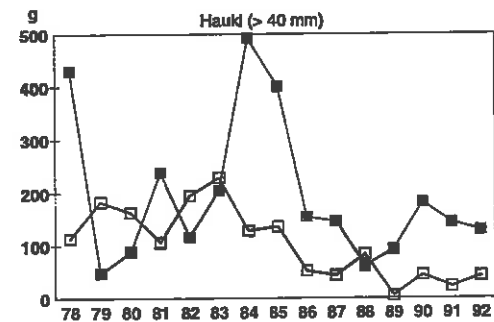
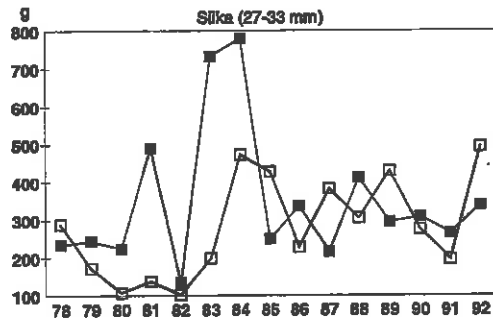
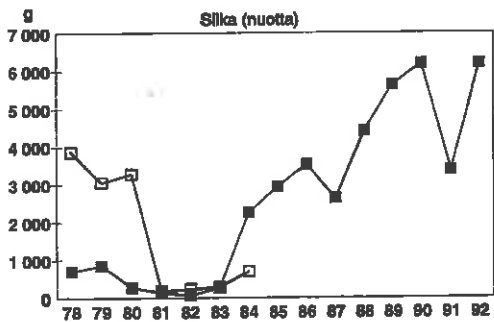
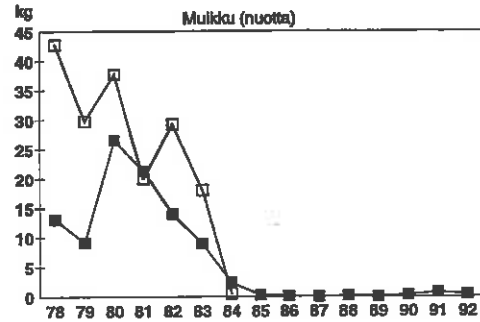
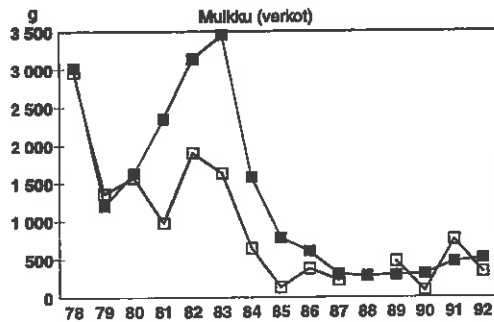
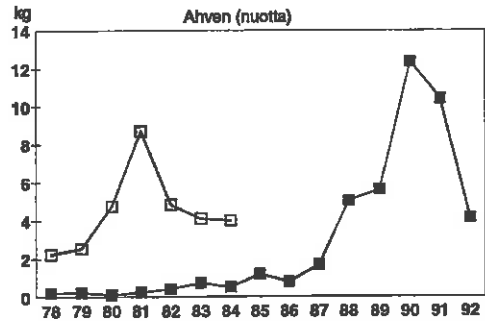
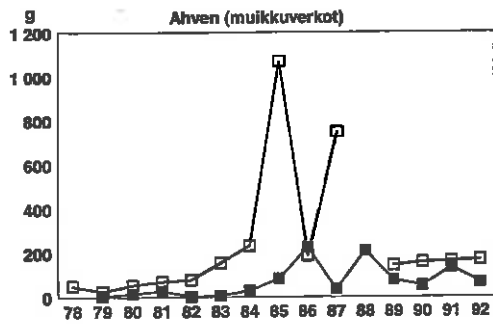


Kuva 1. Etelä-Konneveden muikkuvuosiluokkien suhteelliset runsaudet vuosina 1969-1992



Nuottausta Pohjois-Konnevedellä 1980-luvulla (Pentti Valkeajärvi)

omat ongelmansa tilanteessa, jolloin muikkukanta on heikentynyt ja ulapalle on tullut enemmän tilaa ja ravintoa planktonsyöjille kuten kuoreille, sioille ja pienille ahvenille. Koska tästä huolimatta nuottaustulos ei osoita kuorekannan kasvua, voidaan olla melko varmoja, että 1990-luvun alun kuorekanta on Etelä-Konnevedessä heikompi kuin 1970-luvulla. Runsastunut ahvenkanta ja lisääntyneet taimenistutukset ovat ilmeisesti vaikuttaneet myös kuorekantaan (Jämsä ym. 1993). Kuore ei siis ole täyttänyt ”muikkutyhjiötä” (ks. Vilhunen 1987).



Kuva 2. Ahvenen, muikun, siian, hauen, mateen, taimenen ja särjen yksikkösaaliin kehitys Etelä-Konnevedessä (■) ja Pohjois-Konnevedessä (□) vuosina 1978-1992.

Ahven ja särki runsastuneet

Ahven- ja särkikannat ovat kaikilla menetelmillä mitattuna runsastuneet voimakkaasti. Koeverkkokalastuksen mukaan ahvenkannan muutos on Etelä-Konnevedessä ollut lähes nelinkertainen ja särkikannan kolminkertainen 1970-lukua ja vuotta 1991 verrattaessa (Taulukko 2). Ahvenen yksikkösaaliin kehitys nuottapyynnissä vuosina 1978-92 osoittaa ahvenen kohdalla vielä suurempaa runsastumista (Kuva 2). Muutos ei todellisuudessa ole näin suuri. Ahven on vain levittäytynyt muikulta vapautuneille alueille (ks. Svärdsön 1976, Keinänen 1984). Huomattavan vähäiseen muutokseen viittaa muikkuverkkojen ahvensaalis Etelä-Konnevedellä. Ilmeisesti kalastajien halu välttää ahvenia muikkuverkoissa on onnistunut.

Ahvenen runsastuminen ilmeni Etelä-Konneveden nuottasaaliissa selvästi vuonna 1988 (muikkuverkoissa 1986). Siihen mennessä seitsemän peräkkäistä muikkuvuosiluokkaa oli jo epäonnistunut. Viime vuosikymmenen loppupuolen lämpimät kevät ja kesät ovat pääosin johtaneet runsaiden ahvenvuosiluokkien syntymiseen (ks. myös Helminen & Sarvala 1994). Marjomäen ja Huolilan (1995) mukaan Savolaisselän ulapan kalatiheys on vuonna 1986 alkaneiden kaiku- ja kuoreiden ajan ollut melko pieni ja vakaa. Tämä kertoo kehityksen lähinnä kuoreen ja muikun osalta. Pintavesissä tai rannoilla viihtyvät ahvenet jäävät luotaimen ulottumattomiin.

Muikun taantumisen ja ahvenen runsastumisen eriaikaisuuden takia ahventa ei voida pitää muikkukadon aiheuttajana ainakaan Etelä-Konnevedessä (Valkeajärvi & Bagge 1995). Pohjois-Konneveden osaltakaan on vaikea päätyä erilaiseen johtopäätökseen, vaikka siellä onkin merkkejä ahvenkannan aikaisemmasta runsastumisesta. Ahvenkannan huippu lienee tällä erää ohitettu. 1970-luvulla ahvenkannan epäillään romahtaneen runsaana esiintyneen läikkätaudin ansiosta. Vuonna 1995 taudin yleistymisestä ei ole vielä kantautunut tietoja.

Taulukko 1. Etelä- ja Pohjois-Konneveden (EK/PK) yksikkösaalis (g/kokemiskerta, n = kokemiskerrat) lajeittain eri pyydyksissä vuosina 1978-1992

Vuosi	Ahven (mullikuveikat)			Ahven (nuolta)			Ahven (27-33 mm)			Mulliku (veikat)			Mulliku (nuolta)			Kuore (nuolta)								
	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n						
1978	2	5383	50	2282	2228	268	83	348	409	318	3026	6383	2965	2282	13086	786	42738	268	471	786	2817	268		
1979	6	6464	24	2333	2630	263	194	1692	313	258	1200	6464	1360	2333	9116	646	29784	263	156	646	2439	263		
1980	13	2226	53	647	4762	220	262	1355	301	180	1633	2225	1568	647	26506	1290	37678	220	136	1290	1775	220		
1981	28	2407	69	306	8691	64	163	469	160	147	2349	2407	972	306	21386	1685	19922	64	62	1685	389	64		
1982	3	2599	77	541	407	1023	4836	204	140	74	37	3140	2599	1900	541	13965	1023	29247	204	128	1023	682	204	
1983	6	3501	155	506	700	246	4106	29	235	148	295	113	3454	3501	1629	8921	246	18000	29	558	246	20080	12	
1984	29	2278	233	160	500	210	4000	4	176	238	332	213	2278	639	160	2361	210	520	6	1517	210	32750	4	
1985	82	954	1071	21	1176	100			128	302	344	262	777	954	129	21	261	100		36	100			
1986	225	483	187	153	774	53			104	482	385	253	601	483	373	153	166	53		2283	53			
1987	34	335	750	44	1667	46			113	456	223	122	298	336	220	44	4	45		922	45			
1988	209	43			5034	29			57	281	191	180	279	43		148	29			414	29			
1989	76	144	143	21	6636	11			80	673	293	208	271	144	467	21	0	11		0	11			
1990	51	253	157	7	12346	24			88	704	216	301	301	253	86	7	271	24		625	24			
1991	134	381	163	495	10417	24			68	377	152	298	464	381	751	496	729	24		135	24			
1992	65	567	169	178	4143	21			75	407	219	157	504	567	328	178	357	21		333	21			
Ka.	69	1868	236	550	2903	413	4450	150	130	536	260	203	1326	1868	956	550	6483	413	25413	150	518	413	8690	148
S.D.	68	1857	278	722	3662	509	1843	99	58	409	88	75	1074	1857	775	722	8167	509	12192	98	593	509	10981	101

Vuosi	Silka (nuolta)			Silka (27-33 mm)			Mada (>40 mm)			Hauki (>40 mm)			Taimen (>40 mm)			Särki (nuolta)								
	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n	EK	PK	n						
1978	705	786	3869	268	234	13	288	739	316	816	116	856	431	128	113	725	17	725	271	786	9324	268		
1979	854	646	3055	263	244	516	172	1169	348	664	133	494	47	1417	193	223	39	823	194	646	2942	263		
1980	275	1290	3282	220	224	171	107	422	239	973	147	491	88	1136	153	448	17	448	70	1290	3745	220		
1981	140	1685	178	64	490	54	137	303	377	606	190	134	239	287	166	323	47	323	71	1685	1593	64		
1982	64	1023	230	204	134	112	102	232	437	356	317	150	116	216	195	772	28	772	168	1023	197	204		
1983	271	246	276	29	733	194	199	398	571	462	248	154	205	257	229	205	1	205	48	246	693	29		
1984	2261	210	700	6	780	604	473	871	388	249	211	162	492	383	128	220	3	383	58	220	196	210	1260	4
1985	2948	100			249	465	428	754	472	424	203	186	401	448	136	353	30	448	106	353	88	100		
1986	3525	53			337	725	228	621	377	489	370	129	154	582	52	635	43	582	81	635	208	53		
1987	2629	45			216	652	382	411	526	430	453	163	146	373	43	646	59	373	89	646	391	45		
1988	4414	29			411	394	305	308	516	201	116	86	61	565	83	800	95	565	94	800	172	29		
1989	5636	11			295	751	430	570	426	312	251	274	92	813	5	800	42	813	58	800	1364	11		
1990	6183	24			308	725	275	528	380	666	166	286	182	409	44	755	55	409	46	755	2100	24		
1991	3375	24			265	432	196	424	280	435	91	262	144	485	22	630	188	485	44	630	6792	24		
1992	6190	21			339	655	494	271	265	475	121	462	129	640	42	724	123	640	130	724	1190	21		
Ka.	2631	413	1656	150	351	418	281	535	395	504	209	285	195	542	103	551	82	542	57	591	888	413	2821	150
S.D.	2188	526	1537	105	179	244	129	250	95	202	100	201	134	338	66	221	61	338	36	213	1681	526	2892	105,6

Taulukko 2. Verkkokoekalastuksen keskimääräiset yksikkösaaliit 1970-luvulla (n=100) ja vuonna 1991 (n=59) (g/sarja/kokemiskerta). Suluissa keskiahajonta (SD). Tilastollinen testaus on tehty Mannin-Whitneyn U-testillä (***) = vuosien välinen ero erittäin merkitsevä, * = ero melkein merkitsevä, NS = ei tilastollisesti merkitsevää eroa).

Laji	1970-78		1991		Testitulos
Ahven	1 193	(1 704)	3 925	(3 738)	***
Särki	148	(269)	386	(558)	***
Muikku	1 211	(1 608)	255	(313)	***
Siika	460	(444)	493	(495)	NS
Kuore	20	(25)	3	(7)	***
Hauki	61	(310)	115	(332)	NS
Made	601	(771)	383	(544)	NS
Kuha	5	(47)	22	(60)	NS
Taimen	8	(63)	30	(125)	NS
Kaikki	3 730	(2 531)	5 617	(4 274)	*

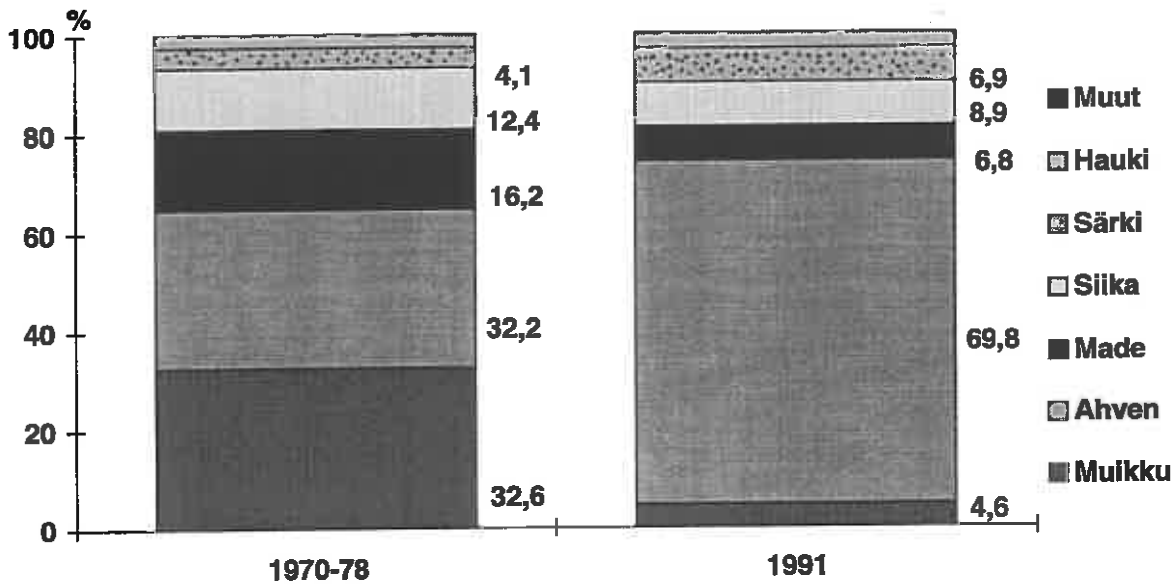
Siikakanta pysynyt melko vakaana

Siikakannan runsaus ei poikkea tilastollisesti merkitsevästi 1970-luvun ja vuoden 1991 välillä koekalastusaineistossa (Taulukko 2). Siikaverkkojen (27-33 mm) yksikkösaaliit osoittavat kuitenkin melko voimakkaita mutta lyhytkestoisia vaihteluita (esimerkiksi vuodet 1983 ja 1984 Etelä-Konnevedellä). Todellisesta kannanmuutoksesta ei ehkä ole kuitenkaan kysymys, koska sama kehitys ei näy nuottasaaliissa (Kuva 2). Säätökijät ja muutokset kalastajien käyttäytymisessä voivat olla syynä tällaisiin yllätyksiin (Hyvärinen 1990). 1980-luvun jälkipuolella tapahtunut nuottasaaliin kasvu lienee jossain määrin harhainen, sillä siian kuten ahvenkin elinalue on vain laajentunut muikulta vapautuneille ulappavesille. Siika häviää muikulle ravintokilpailussa eläinplanktonista (Svärdson 1976).

Petokalojen kannoissa on vaikea nähdä selviä trendejä. Kalastuskirjanpito viittaa melko selvään haukikannan taantumaa Pohjois-Konnevedellä (samoin on käynyt Pohjois-Päijänteellä Granbergin ym. (1994) mukaan) ja yllättäviin, mahdollisesti satunnaisvaihteluihin Etelä-Konnevedellä. Mateen kannassa näyttää myös esiintyvän melko voimakkaita vaihteluita, jossa on pitkäkestoisien jaksollisuuden piirteitä. Sitä tukevat myös 1970-luvun havainnot (Valkeajärvi 1984). Lisäksi vaihtelu on yhdenmukaista järven molemmissa osissa. Viisitoista vuotta on kuitenkin vielä liian lyhyt aika arvioida tarkemmin madekannan vaihtelurytmiä. Taimensaaliin vaihtelut näkyvät istutusten mukaisesti verkkojen yksikkösaaliissa. Koekalastukset eivät osoittaneet tilastollisesti merkitseviä muutoksia hauen, mateen, kuhan ja taimenen kannoissa, mikä ei ole yllättävää, sillä lajien esiintyminen saaliissa oli satunnaista.

Lajisuhteissa voimakas muutos

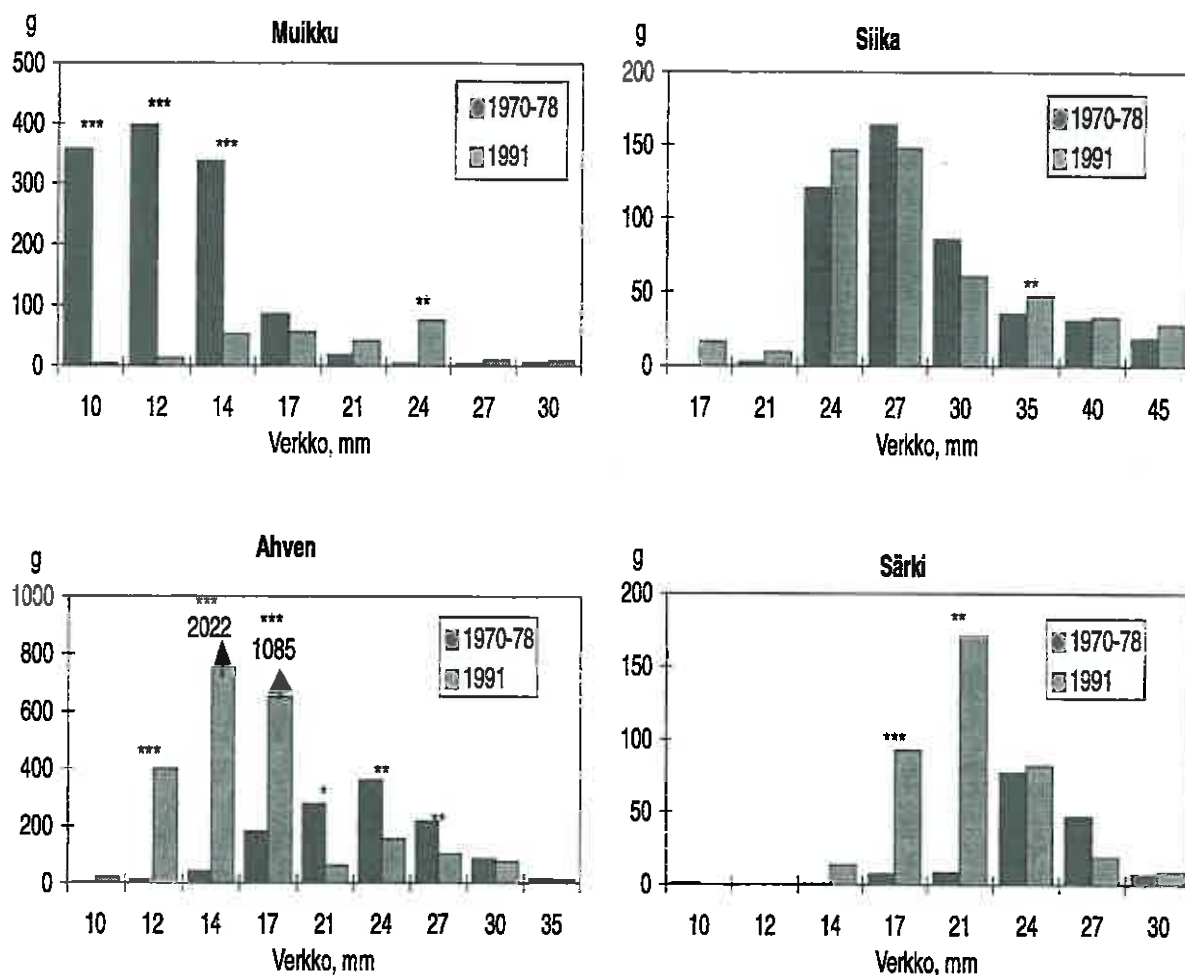
Tutkimusjaksojen (1970-78 ja 1991) vertailu osoittaa lajisuhteiden muuttuneen voimakasti (Kuva 3). Koekalastusten mukaan ahvenesta tuli vallitseva laji (70 % saaliin massasta), kun se aiemmin esiintyi muikun kanssa lähes yhtä runsaana (33 %). Särjen osuus on myös kasvanut. Petokalojen saalistuspaine runsastuneisiin ahven- ja särkikantoihin ei ole kasvanut, koska haukikanta on heikentynyt, ja taimenen tärkeintä ravintoa heikon muikkukannan aikana on kuore (Jämsä ym. 1993). Ahvenen lajinsisäisen säätelyn, karnibalismin lisääntyminen on mahdollista lähi vuosina. Sillä olisi merkittävä vaikutus ahvenkannan kokoon (Mills & Hurley 1990). Lajisuhteiden "vääristyminen" Konnevedessä on tulkittava pääasiassa luonnonmukaiseksi tapahtumaksi, joskin valikoiva kalastus ja lievä rehevöityminen ovat voineet edistää tapahtunutta kehitystä.



Kuva 3. Kalaston lajisuhteet (%) Etelä-Konnevedessä verkkokoekalastusten mukaan vuosina 1970-78 keskimäärin ja vuonna 1991. Kuvan luvut ilmaisevat tarkat prosenttiosuudet.

Muikut isoja - ahvenet pieniä

Harvan muikkukannan yksilöille on tyypillistä runsaasta ravinnosta johtuen nopea kasvu (Valkeajärvi & Bagge 1995). Saalismuikut käyvät kookkaiksi, minkä myös koekalastukset osoittavat Konnevedessä. 1970-luvulla pyytävimpiä muikkuverkkoja Etelä-Konnevedessä olivat 10 - 14 mm:n solmuväliset verkot (Kuva 4), vuonna 1991 24 mm:n verkko antoi eniten saalista.



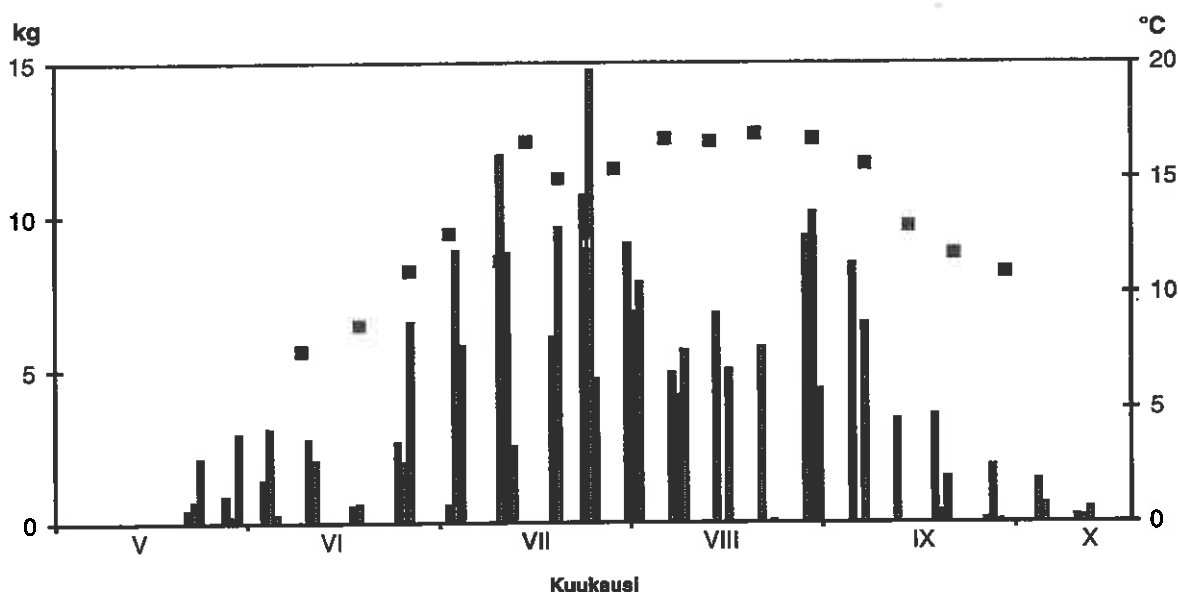
Kuva 4. Muikun, siian, ahvenen ja särjen verkkokohtainen yksikkösaalis (g/verkko) Etelä-Konneveden koekalastuksissa vuosina 1970-78 keskimäärin ja vuonna 1991. Tilastollisesti merkitsevät erot jaksojen välillä on merkitty tähdillä (ks. taulukko 2).

Ahvensaaliin verkoittainen jakautuma on muuttunut päinvastoin kuin muikulla. Pienten yksilöitten osuus on kasvanut huomattavasti. Pyytävimpiä olivat aiemmin 21-27 mm:n verkot, nyt 14-17 mm:n verkot antavat parhaan saaliin. Särjen kohdalla kehitys on ollut samanlainen.

Siikasaaliin verkottaisessa jakaumassa ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia. 24 ja 27 mm:n verkot antavat edelleen eniten saalista, eikä isoja siikoja ollut vuonna 1991 oleellisesti enempää kuin 1970-luvulla. Lisääntymisen turvaamiseksi suositeltavin verkon solmuväli Etelä-Konneveden yleisimmälle siikamuodolle järvisiialle on kuitenkin 30-35 mm ja Pohjois-Konneveden hidaskasvuiselle vaellussiialle 27-30 mm.

Ahvensaalis paras heinäkuussa

Ahvensaaliin kesäaikaista kehitystä seurattiin koeverkkosarjan pintajadassa vuonna 1991. Viileästä alkukesästä 1991 johtuen koeverkkojen ahvensaalis alkoi merkittävästi parantua vasta kesäkuun lopulla lämpötilan nousun myötä ($r^2 = 0,34$, $P < 0,001$), jolloin ahvenia alkoi siirtyä rannoilta ja pohjalta pinta- ja väliveteen. Saalishuippu sattui heinäkuun puoliväliin, mutta käytännössä koko heinä- ja elokuu antoivat hyviä saaliita (Kuva 5). Tuona aikana veden lämpötila pysyi pyyntisyvyydellä (7-9 m) enimmäkseen $15\text{ }^{\circ}\text{C}$:n yläpuolella (vaihtelu $12\text{-}17\text{ }^{\circ}\text{C}$).



Kuva 5. Ahvenen yksikkösaaliin kehitys pintasarjassa (kg/sarja/kokemiskerta) touko-loka-kuussa Etelä-Konnevedellä vuonna 1991. Lämpötilan kehitys 8 metrin syvyydessä on merkitty neliöillä.

Kalansaalis pudonnut puoleen

Kalakantojen muutokset vaikuttavat nopeasti kalastuskäyttämiseen. Muikkukannan taantuminen käytännöllisesti katsoen lopetti nuottakalastuksen Konnevedessä 1980-luvun puolivälissä. Tämä ilmenee selvästi Taulukon 1 koentakertojen määristä. Sama havaittiin myös muikkuverkkojen käytössä, kun taas siikaverkkojen ja solmuväliltään suurten (40 mm) verkkojen käyttö näyttää lisääntyneen. Nuottauksen loppuminen merkitsi samalla loppua myös kuoreen kalastukselle.

Vuotta 1989 koskevan viimeisimmän kalastustiedustelun mukaan kokonaissaalis oli tutkimusvuosien alhaisin (87 tonnia). Muikkusaalis oli vuonna 1989 vain 2,7 tonnia (Taulukko 3), joka on vain murto-osa seurantajakson parhaan vuoden 1981 muikkusaaliista (196 tonnia) (Valkeajärvi 1984, 1995). Ahven- ja särkisaalis ovat kasvaneet, koska niitä on aiempaa enemmän ja niitä saadaan helposti sivusaaliina monilla pyydyksillä. Haukisaaliin tuntuva lisäys johtuu pyynnin tehostumisesta eikä kannan vahvistumisesta, tai-

mensaaliin kasvu on seurausta sekä istutusten lisääntymisestä että pyynnin tehostumisesta. Muikkukannan elpessä on odotettavissa, että nuottaus ja muikun verkkopyynti lisääntyvät ja muiden verkkojen käyttö jälleen vähenee (Konneveden kalastuksesta enemmän artikkelissa Valkeajärvi 1995).



Mateen pystyrysäpyynti on suosittua Etelä-Konnevedellä (Pentti Valkeajärvi)

Taulukko 3. Konneveden kalansaalis vuosina 1969, 1977 ja 1989.

	1969		1977		1989	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Ahven	14 100	0,8	25 390	1,4	29 750	1,6
Siika	4 250	0,2	13 400	0,7	13 270	0,7
Särki	3 540	0,2	9 090	0,5	13 250	0,7
Hauki	8 260	0,4	6 710	0,3	12 410	0,7
Made	5 690	0,3	7 000	0,4	7 760	0,4
Taimen	910	0,0	1 660	0,1	4 200	0,2
Muikku	122 910	6,5	49 250	2,6	2 670	0,1
Lahna	2 450	0,1	1 670	0,1	2 440	0,1
Kuore	650	0,0	4 540	0,2	200	0,0
Kuha	20	0,0	50	0,0	70	0,0
Muut	1 960	0,1	1 500	0,1	1 020	0,1
Yhteensä	164 740	8,8	120 260	6,4	87 040	4,6

Seurannan jatko

Konnevedellä koekalastukset ja kalastuskirjanpito ovat täydentäneet toisiaan ja niiden avulla on saatu melko hyvä käsitys kalakantojen kehityksestä 1970-luvun alusta 1990-luvulle. Nuotan yksikkösaaliiden todettiin liioittelevan ahvenen, siian ja särjen runsastumista. Muikun osalta vaikutus voi olla päinvastainen heikon kannan aikana, koska suuri-kokoiset muikut välttävät hyvin nuottaa. Kalastuskirjanpidon tulisi kuitenkin jatkossakin olla seurannan runkona. Siihen tulisi liittää kalakantanäytteitä myös muista tärkeistä lajeista kuin muikusta. Verkkokoekalastukset puoltavat ajoittain paikkaansa varsinkin muikkukadon aikaan, jos nuotta- tai troolikalastusta ei harjoiteta. Koekalastus edellyttää kuitenkin kymmeniä pyyntivuorokausia avovesikauden aikana, jotta myös harvalukuiset petokalat (hauki, made, taimen, kuha) tulisivat edustetuiksi oikeassa suhteessa. Koska tämä on harvoin mahdollista, kalastuskirjanpito onkin edullisin tapa seurata niitä kalakantoja, joihin kohdistuu tuntuva pyyntipaine, mutta yksikkösaalis on alhainen. Seurannan jatkuvuus pitäisi turvata kalaveden omistajien, tutkijoiden ja viranomaisten yhteistyönä kuten tähänkin asti. Konneveden Kalatutkimus ry on edelleen oikea taho koordinoimaan tätä työtä.

Kiitokset

Tutkimusten monipuolisena avustajana ja koekalastajana 1970-luvulta lähtien on Konnevedellä toiminut Osmo Varis. Kalastuskirjanpitoa ovat hänen lisäksi viime vuosina pitäneet Esa Rytönen, Viljo Stolt, Martti Minkkinen, Antti Oksanen, Taisto Hämäläinen, Väinö Hämäläinen, Jouko Halttunen, Juha Knuutinen, Eero Karhu, Erkki Jämsen ja Pentti Ylönen. Keski-Suomen maaseutuelinkeinopiirin kalatalouden vastuualue järjesti työllisyysvaroja vuoden 1991 koekalastukseen, jota käytännössä johti Tapio Puttonen. Konneveden-Kuusveden sekä Koskelo-Konneveden kalastusalueet ovat osallistuneet seurannan rahoittamiseen. Kiitokset kaikille avustajille.

Kirjallisuus

- Anon. 1943. Muikun rauhoitus Konnevedessä. Suomen Kalastuslehti 50, s. 94.
- Auvinen, H. 1994. Intra- and interspecific factors in the dynamics of vendace (*Coregonus albula* (L.)) populations. Finn. Fish. Res. 15, s. 49-58.
- Eloranta, P. & Palomäki, A. 1985. Phytoplankton in Lake Konnevesi with special reference to eutrophication of the lake by fish farming. Aqua Fennica 16(1), s. 37-45.
- Granberg, K., Palomäki, A. & Salo, H. 1994. Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1993. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Moniste. 35 s.
- Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment. A Manual of Basic Methods. FAO/Wiley series on food and agriculture. Vol 1. John Wiley & Sons. Chichester. 223 s.
- Helminen, H., Auvinen, H., Hirvonen, A., Sarvala, J. & Toivonen, J. 1993. Year-class fluctuations of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, southwest Finland, during 1971-90. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, s. 925-931.
- Helminen, H. & Sarvala, J. 1994. Runsas taimenkanta voi tyhjentää järven pikkumuikuisista. Suomen Kalastuslehti 101 (5), s. 12-14.
- Herve, S. 1994. Veden laadun kehitys Konnevedessä 1965-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar (tässä niteessä).

- Hyvärinen, P. 1990. Yksikkosaaliin vaihtelu ja siihen vaikuttavat tekijät Oulujärvellä. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 9, s. 1-72.
- Jämsä, A., Bagge, P. & Valkeajärvi, P. 1993. Taimenen ravinto, kunto ja kasvu Konnevedessä ja Päijänteessä. Suomen Kalatalous 59, s. 125-137.
- Keinänen, A. 1984. Konneveden kalasto ja kalastus vuosina 1969-70. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 19, s. 1-55.
- Marjomäki, T. J. & Huolila, M. 1995. Puulaveden muikun (*Coregonus albula* (L.)) saalis, kannanvaihtelu, kokonaiskuolevuus ja kasvu vuosina 1984-1992. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 68, s. 37-57.
- Marjomäki, T. J. & Huolila, M. 1994. Etelä-Konneveden Savolaiselän kalatiheys vuosina 1986-1993 kaikuluotauksella arvioituna. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Mills, C.A. & Hurley, M.A. 1990. Long-term studies on the Windermere populations of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). Freshw. Biol. 23, s. 119-139.
- Mutenia, A. & Ahvonen, A. 1991. Inarijärven verkkosarjakoekallastukset vuosina 1968-86. Kalatutkimuksia-fiskundersökningar 22, s. 71-98.
- Salojärvi, K. 1992. The role of compensatory processes in determining the yield from whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) stocking in inland waters in northern Finland. Finnish Fish. Res. 13, s. 1-30.
- Sarvala, J. 1995. Pitkät aikasarjat kalakantojen muutosten ilmentäjinä. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Inst. Freshw. Res. Drott. 55, s. 144-171.
- Toivonen, J. 1972. Konneveden tutkimus. Suomen kalatalous 46, s. 1-2.
- Toivonen, J. & Valkeajärvi, P. 1981. Konneveden kalakannat ja lämpötilaolot vuosina 1970-1978. RKTL, kalantutkimusosasto. Moniste. 39 s.
- Valkeajärvi, P. 1984. Konneveden kalakannat, kalastus ja muikun saalisvarat. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 45-128.
- Valkeajärvi, P. 1993. Taimenen kutukanta, kalastus ja verkkojen valikoivuus Konnevedessä. Suomen Kalatalous 59, s. 43-56.
- Valkeajärvi, P. 1995. Konnevesi. Teoksessa: Kala ja riista kartalla. Riistan- ja kalantutkimus. SVT. Ympäristö - Miljö 1995. 12, s. 75-79.
- Valkeajärvi, P. & Bagge, P. 1995. Larval abundance, growth and recruitment of vendace (*Coregonus albula* L.) at high and low stock densities in Lake Konnevesi, Finland, in 1979-1992. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46, s. 203-209.
- Valkeajärvi, P., Koivurinta, M., Marjomäki, T. J., Pääkkönen, J.-P. & Takkunen, T. 1995. Rautalammin reitin hydrobiologinen kirjallisuus vuoteen 1995. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Vilhunen, J. 1987. Kuoreen lisääntymisbiologiasta sekä kuore- ja muikkukanta-arviot vuosina 1978-85 Etelä-Konnevedellä. Pro-gradu. Jyväskylän yliopisto. 126 s.

Muikun ja siian poikastiheydet Konneveden rantavyöhykkeessä vuosina 1984 -1993

Pentti Valkeajärvi¹ ja Pauli Bagge²

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus ja vesiviljely, 41360 Valkola.

² Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä.

Sisällysluettelo

Johdanto	43
Tutkimusalue ja menetelmät	43
Vaihtelevia kevätsäitä	44
Muikun ja siian poikastiheydet	44
Kuoriutuminen jäänlähdon aikaan	47
Poikasten pituudessa suurta vaihtelua	47
Poikastiheyksien ennustearvo vähäinen	47
Ahven ei aiheuttanut muikkukatoa	48
Kirjallisuus	49

Muikun ja siian poikastiheydet Konneveden rantavyöhykkeessä vuosina 1984 -1993

Konneveden muikkukanta on voimakkaasti taantunut 1980-luvun alkupuolelta lähtien. Kutukannan heikkenemisen seurauksena rantavyöhykkeen poikastiheydet ovat romahtaneet jopa sadasosaan kevään 1984 tilanteesta. Muikkukannan oleellinen vahvistuminen edellyttää poikasten elinmahdollisuuksien selvää paranemista. Varsinkin tiheä ahvenkanta ja runsaat taimenistutukset hidastanevat muikkukannan elpymistä.

Johdanto

Muikun poikasvaiheen tutkimiseen alettiin 1980-luvulla kiinnittää lisääntyvää huomiota. Kiinnostuksen kohteena on ollut erityisesti rekrytoinnin riippuvuus kevään poikastiheydestä sekä poikasten ravinto ja lajinsisäinen ravintokilpailu (mm. Auvinen 1988, Viljanen 1988, Karjalainen 1991, Helminen & Sarvala 1994). Viime vuosina muikunpoikasiin kohdistuva saalistus on saanut yhä enemmän huomiota osakseen (Huusko & Sutela 1992, Helminen & Sarvala 1994, Valkeajärvi & Bagge 1995, Auvinen 1994). Kun poikastutkimus on sisällytetty lähes jokaisen muikkututkijan ohjelmaan, niin siian poikastiheyksiä on esitelty vain muutamissa julkaisuissa (Hakkari & Bagge 1992, Sarvala ym. 1988).

Konnevedellä muikun poikastutkimuksen tavoitteena on ollut poikastiheyden ja rekrytoinnin välisen riippuvuuden selvittäminen, kutukannan vaikutuksen arviointi poikastiheyteen sekä muikun ja siian poikastiheyksien suhteen tarkastelu.

Tutkimusalue ja menetelmät

Vastakuoriotuneiden muikunpoikasten kerääntyminen keväällä rantavyöhykkeeseen on tehnyt mahdolliseksi kohtuullisella vaivalla kerätä poikasaineistoa, mutta myös ulapan poikastiheyksien arviointiin on kehitetty menetelmiä (mm. Viljanen 1987, Auvinen 1988). Konnevedellä (187 km²) muikun ja siian poikastiheyksiä arvioitiin yksinomaan rantavyöhykkeessä poikasnuottausten avulla. Nuottaukset tehtiin vuosina 1984-1993 toukuussa yleensä yhdestä kolmeen viikkoa jäiden lähdon jälkeen (Taulukko 1). Pohjois-Konnevedellä nuotattiin 2-5 päivää aiemmin kuin Etelä-Konnevedellä. Nuottauksiin valittiin 18 ranta-aluetta; 13 järven eteläosasta ja 5 pohjoisosasta (Kuva 1). Kohteita valittiin sekä selkävesillä olevien saarten että mantereen rannoilta tunnettujen kutualueiden läheisyydestä. Pintaveden lämpötila mitattiin nuottauspaikalla.

Vuosina 1984-86 pyynnissä käytettiin raskaalla alapaulalla varustettua poikasnuottaa (solmuväli 1 mm), myöhemmin solmottomasta valoverhokankaasta valmistettua pinnalla uivaa mallia (Viljanen 1987). Molempien nuottien pyyntisyvyys on noin metri ja pyyntiala maksimissaan 100 m². Nuotta levitettiin pyyntiin veneellä tai kahlaten. Jokaisella alueella nuotattiin yleensä kolme vetoa. Vuosille 1984-1993 kertyi yhteensä 474 nuottanvetoa, kokonaisalaltaan 33 300 m².

Kalanpoikaset säilöttiin puskuroituun formaliiniin. Muikun ja siian poikaset eroteltiin koon, ruskuaisen esiintymisen ja kyljen lihasjaokkeiden (myomeerien) perusteella (Hakkari & Bagge 1992, Valkeajärvi & Bagge 1995). Pituus mitattiin noin 30 poikasen otoksesta kultakin alueelta.

Vaihtelevia kevätsäitä

Vuosina 1984-1993 kevään edistyminen vaihteli huomattavasti, mikä ilmeni suurina eroina jäänlähdössä ja rantaveden lämpötiloissa. Jäät lähtivät Konnevedestä 29.4. - 23.5. välisenä aikana, keskimäärin (mediaani) 9.5. Aikaisin vuosi oli 1989, myöhäisin 1985 (Taulukko 1).

Rantaveden lämpötila oli Etelä-Konneveden nuottauspaikoilla toukokuussa keskimäärin 8,8 °C (SD=3,2). Toukokuu 1984 oli muihin vuosiin verrattuna poikkeuksellisen lämmin (17,7 °C). Pohjois-Konnevedessä veden lämpötila oli keskimäärin korkeampi kuin Etelä-Konnevedessä, 9,2 °C (SD=2,4), mikä johtuu matalista, rantavesistä. Juuri nopean lämpenemisen takia Pohjois-Konnevedeltä ei vuonna 1984 löydetty lainkaan siikakalojen poikasia, koska ne olivat nuottausajankohtaan (30.5.) mennessä siirtyneet jo selkävesille.

Taulukko 1. Poikasnuottauksen ja jäänlähdön ajoittuminen vuosittain sekä rantaveden lämpötila pyyntihetkellä tutkimusalueiden keskiarvona. Nuottauspäivä on ilmoitettu Etelä-Konneveden (E-K) mukaan. Pohjois-Konnevedellä (P-K) nuotattiin 2-5 päivää aiemmin.

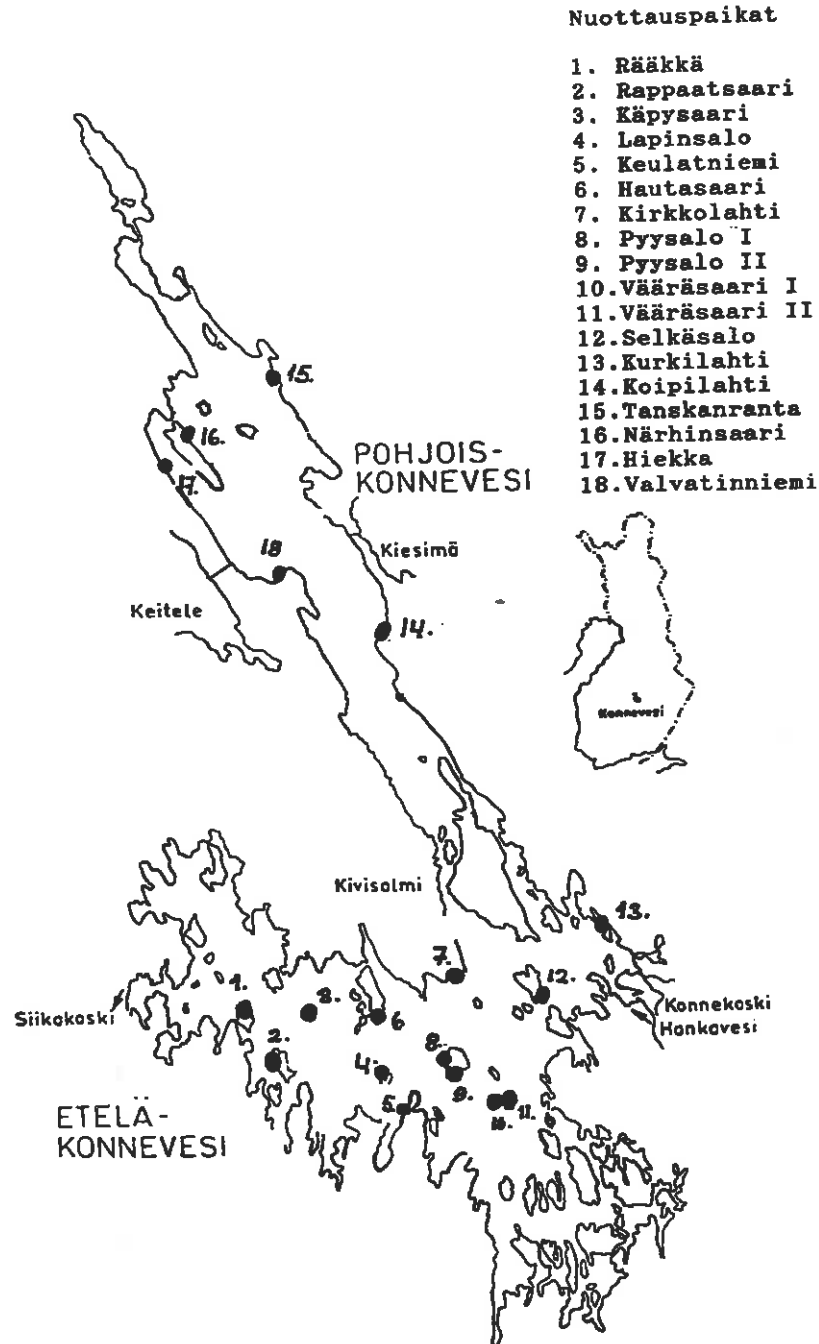
Vuosi	Nuottausaika	Jäänlähtö	Lämpötila P-K	Lämpötila E-K
1984	22.-25.5.	2.5.	-	17,7
1985	30.-31.5.	23.5.	4,5	9,4
1986	21.-22.5.	7.5.	9,5	9,1
1987	26.-27.5.	13.5.	8,8	6,1
1988	30.-31.5.	18.5.	6,8	10,1
1989	18.-19.5.	29.4.	12,2	7,5
1990	17.-18.5.	1.5.	12,5	7,5
1991	21.-22.5.	16.5.	8,5	6,7
1992	21.-22.5.	8.5.	8,6	6,5
1993	17.-18.5.	5.5.	10,1	10,9

Muikun ja siian poikastiheydet

Nuottasaaliissa esiintyi kaksitoista kalalajia, joista muikkua ja siikaa esiintyi melko säännöllisesti kaikilla koealoilla. Satunnaisesti tavattuja lajeja olivat ahven, särki, salakka, mutu, kivisimppu, härkäsimppu, kivenuoliainen, kymmenpiikki, made ja harjus. Kaikki muikut, siiat, härkäsimput ja mateet olivat vastakuoriutuneita poikasia. Muut nuottaan jääneet kalat olivat pienikokoisia, lähinnä 1-2-vuotiaita yksilöitä.

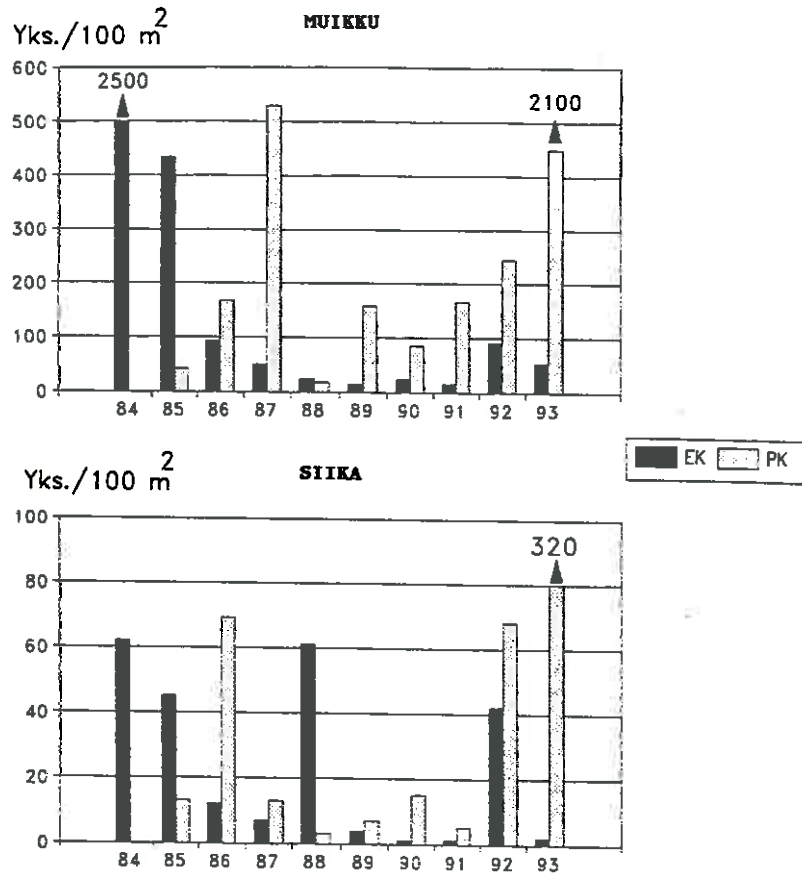
Muikun poikastiheys oli Etelä-Konneveden rantavyöhykkeessä keskimäärin 329 yks./100 m² ja Pohjois-Konnevedessä 392 yks./100 m². Siianpoikasia oli Etelä-Konnevedessä 24 yks./100 m² ja Pohjois-Konnevedessä 57 yks./100 m² (Kuva 2). Siikakalojen saaliista muikun osuus oli vallitseva; Etelä-Konnevedessä 93,2 % ja Pohjois-Konnevedessä 87,3 %.

Tutkimusjakson yleinen tilanne ilmenee paremmin, jos poikkeuksellinen vuosi 1984 jätetään tarkastelun ulkopuolelle. Samalla järven molemmat osat tulevat vertailukelpoisiksi. Muikun poikastiheydeksi saadaan tällöin eteläosassa keskimäärin 89 yks./100 m² ja siian 20 yks./100 m². Poikastiheys oli muikulla Pohjois-Konnevedessä 4,4-kertainen ja siialla 2,9-kertainen Etelä-Konnevedeen verrattuna. Ero on tilastollisesti merkitsevä siialla (Mann-Whitneyn U-testi, P < 0,001), mutta ei muikulla suuresta hajonnasta johtuen.



Kuva 1. Konneveden poikasnuottauspaikat

Vuosien välillä havaitut erot muikun poikastiheyksissä olivat tilastollisesti merkitseviä vain järven eteläosassa (Kruskal-Wallis-testi, $H = 38,7$, $P < 0,001$, vuosi 1984 ei mukana). Erityisesti vuonna 1984 ja vielä 1985 muikun poikastiheys oli huomattavasti jakson keskiarvoa suurempi. Tämä johtui runsaasta kutukannasta, joka vaikuttaa voimakkaasti kevään poikastiheyteen Etelä-Konnevedessä ($r^2 = 0,938$, $P < 0,001$). Pohjois-Konnevedelle



Kuva 2. Muikun ja siian poikastiheydet Konnevedessä vuosina 1984-1993.

kutukannan ja poikastiheyden välistä riippuvuutta ei voitu laskea puutteellisen aineiston vuoksi.

Vuosien 1986-1993 alhaisissa poikastiheyksissä ei ilmene selvää kehityssuuntaa, lukuunottamatta lievää nousua vuonna 1992, joka näyttää kuitenkin pysähtyneen (vuoden 1994 tulokset tiedossa). Poikastiheyden ja rekrytoituneen vuosiluokan välillä ei havaittu yhteyttä ($P > 0,10$). Kaikki vuosiluokat lähes epäonnistuivat tutkimusjakson aikana riippumatta keväisistä poikasmääristä.

Siialla vuosien väliset tiheyserot olivat suuntaa antavia Etelä-Konnevedessä (Kruskal-Wallis-testi, $H = 14,7$, $P < 0,10$), mutta eivät Pohjois-Konnevedessä. Tämän mukaan pohjoisosan siikakanta olisi vakaampi kuin eteläosan kanta.

Pohjois-Konnevedessä muikun ja siian poikasten runsaudentvaihtelut näyttävät noudattavan samaa rytmiä ($r = 0,951$, $P < 0,001$), mutta Etelä-Konnevedessä vaihtelu on vain lievästi samankaltaista ($r = 0,57$, $P < 0,10$).

Alueelliset erot muikun poikastiheydessä olivat tilastollisesti merkitseviä Pohjois-Konnevedessä (Kruskal-Wallis-testi, $H = 9,7$, $P < 0,05$). Närhinsaari ja Tanskanranta erottuvat selvästi muista. Etelä-Konnevedessä alueiden välinen vaihtelu oli vähäisempää. Eniten muikunpoikasia tavattiin yleensä Rääkästä, Keulatniemestä ja Kirkkolahdesta. Siialla nuottauspaikkojen väliset tiheyserot olivat merkitseviä vain Etelä-Konnevedessä ($H = 29,0$, $P < 0,01$). Rantaveden lämpötilan ei havaittu vaikuttavan muikun eikä siian poikastiheyksiin.

Kuoriutuminen jäänlähdön aikaan

Toukokuun puolivälissä muikunpoikasten vararavintoa eli ruskuaista on usein vielä jäljellä. Etelä-Konneveden muikuista oli ruskuaispussillisia keskimäärin 7 % (vuosivaihtelu 0-17%) ja Pohjois-Konneveden muikuista 20 % (0-84 %). Pohjois-Konneveden suurempi osuus johtuu aikaisemmasta pyyntiajankohdasta. Muikunpoikasten kuoriutuminen näyttää ruskuaispussin häviämisen perusteella ajoittuvan melko tarkasti jäänlähdön aikoihin, mutta kuoriutumista tapahtuu jonkin verran myös jään alla. Erityisesti vuonna 1991 tilanne oli tällainen. Mitä myöhempi jäänlähtö on, sitä todennäköisempää on jään alla kuoriutuminen.

Rantaveden lämpötilalla ei havaittu olevan vaikutusta ruskuaisellisten poikasten osuuteen ($r = 0,41$, $P > 0,10$). Tämä onkin odotettua, koska lämpötilakerrostuneisuuden puuttuessa tuuli voi aiheuttaa nopeita lämpötilavaihteluita rannoilla. Jäljellä oleva ruskuaisen määrä kertoo lähinnä pyyntiajankohdan ajoittumisesta kuoriutumiseen nähden.

Ruskuaispussi hävisi muikulla 9 mm:n ja siialla 13 mm:n pituudessa (Kuva 3). Siialla ruskuispussillisten osuus oli Etelä-Konnevedessä keskimäärin 2 % ja Pohjois-Konnevedessä 26 %.

Poikasten pituudessa suurta vaihtelua

Muikun keskipituus oli Etelä-Konnevedessä toukokuussa keskimäärin 9,3 mm (SD = 1,2, vaihtelu 8,6 - 11,8) ja siian 14,8 mm (SD = 2,2, vaihtelu 12,5 - 17,9). Pohjois-Konnevedessä muikun pituus oli 9,4 mm (SD = 1,3, vaihtelu 8,4 - 10,7) ja siian pituus 12,8 (SD = 1,6, vaihtelu 10,5 - 14,9). Vuosien väliset erot olivat merkitseviä kummallakin lajilla (Kuva 3).

Veden lämpötila vaikutti odotetusti muikunpoikasten pituuteen ($r^2 = 0,698$, $P < 0,001$). Lämpöisinä keväänä poikaset olivat kasvaneet selvästi kookkaammiksi kuin kylminä. Sama ominaisuus havaittiin myös siialla ($r^2 = 0,449$, $P < 0,01$).

Poikastiheyksien ennustearvo vähäinen

Muikun rekrytointi on epäonnistunut monissa tunnetuissa muikkujärvissämme 1980-luvun puolivälistä lähtien (Auvinen 1988, Lind & Peiponen 1988, Viljanen 1988). Etelä-Konnevedessä vuosiluokkien melko totaalinen epäonnistuminen koskee yhtäjaksoisesti vuosia 1982-1993 (Valkeajärvi 1988, Valkeajärvi & Bagge 1995). Vuosiluokkien suhteellinen runsaus on jäänyt noin 2 %:iin hyvien vuosiluokkien 1979-1981 runsaudesta. Tilanne on ollut vain vähän parempi Pohjois-Konnevedessä. Muikun kaupallinen kalastus perinteisillä pyyntivälineillä ei ole kannattanut.

Tutkimus osoitti, että muikun keväisistä poikastiheyksistä ei voida luotettavasti ennustaa kalastettavaksi selviytyvän vuosiluokan runsautta (ks. myös Viljanen 1988). Tutkimuksen aikana huonoja muikun vuosiluokkia onkin syntynyt sekä pienistä että suurista poikastiheyksistä. Vahvojen vuosiluokkien syntyä edeltävästä poikastiheydestä ei toistaiseksi ole kokemusta. Viljasen (1988) mukaan vasta kesäkuun poikastiheydet antavat luotettavan kuvan, paljonko syntyneestä vuosiluokasta selviytyy kalastettavaksi. Ensimmäisten elinviikkojen aikana ahven lienee poikasten pahin saalistaja, loppukesällä poikaset ovat puolestaan taimenelle sopivankokoista ravintoa (ks. Helminen & Sarvala 1994).

Konnevedessä on usein syntynyt hyvä vuosiluokka runsaasta kutukannasta (Valkeajärvi 1983) johtamatta poikasvaiheessa tuhoisaan ravintokilpailuun (vrt. Auvinen 1988, Salojärvi 1991). Vahva vuosiluokka olisi normaalin 2-4-vuotisen rytmien mukaan ollut odotettavissa jaksolla 1983-85. On kuitenkin mahdollista, että vuosiluokan 1984 totaalinen epä-

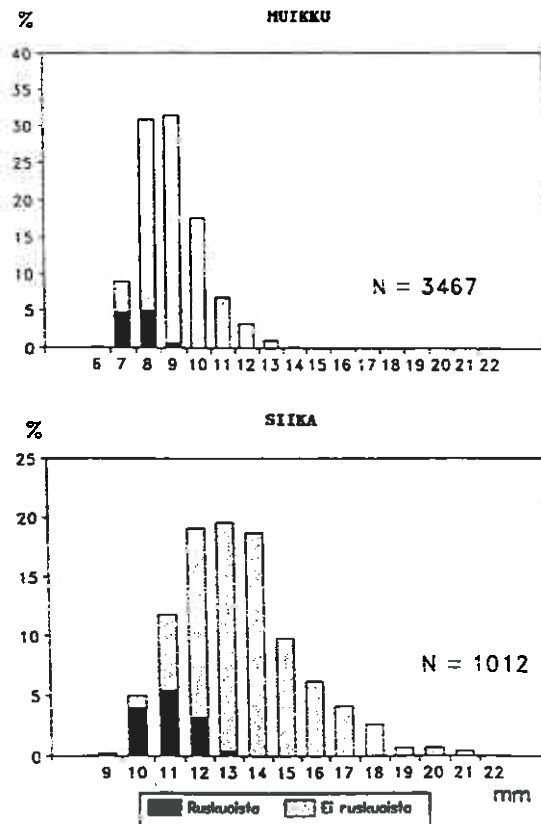
onnistuminen olisi sittenkin johtunut suuren poikasmäärän aiheuttamasta ravintokilpailusta. Muuta selitystä on vaikea löytää.

Muikun poikastiheys on ollut Konnevedessä keskimäärin Keski-Päijänteen tasolla, missä muikkukato on myös vallinnut (Hakkari & Bagge 1992). Siian poikastiheys on sitävastoin ollut selvästi parempi Konnevedessä kuin Päijänteen rehevöityneillä alueilla. Hyvästä muikkukannastaan tunnetussa Säskylän Pyhäjärvestä poikastiheydet eivät ole Konneveden tiheyksiä suurempia (Sarvala ym. 1988), kun taas Karjalan Pyhäjärvestä poikastiheydet ovat sitävastoin olleet monikymmenkertaisia Konneveten verrattuna (Auvinen 1988). Pyhäjärvestä poikaset säilyvät elossa pyyntikokoon paremmin kuin Konnevedessä.

Siian poikastiheys on ollut keskimäärin suurempi Pohjois-Konnevedessä kuin etelässä. Tästä huolimatta siikaverkkojen (27-33 mm) yksikkösaaliissa ei ole ollut merkittävää eroa järven osien välillä (Valkeajärvi 1995).

Ahven ei aiheuttanut muikkukatoa

Viime vuosina puheenaiheeksi on noussut ahvenen rooli kalayhteisössä, ja erityisesti muikun kannalta. Ahvenen tiedetään käyttävän muikunpoikasia ravinnokseen (Huusko & Sutela 1992). Helminen & Sarvala (1994) havaitsivat Pyhäjärvestä runsaan ahvenvuosiluokan vaikuttavan kevään lämpötilan ja ikäryhmien välisen ravintokilpailun lisäksi muikkuvuosiluokan runsauteen. Konnevedessä tuo yhteys on ilmennyt siten, että muikun taannuttua ahvenkanta on runsastunut moninkertaisesti (Valkeajärvi & Bagge 1995, Valkeajärvi 1995). Ahvenen runsastuminen on kuitenkin tapahtunut vasta muikun romahduksen jälkeen mahdollisesti lämpimien keväiden ansiosta, joten ahventa ei voida syyttää



Kuva 3. Muikun- ja siianpoikasten pituusjakaumat toukokuun pyynneissä koko aineiston mukaan sekä ruskuaisellisten poikasten osuus pituusluokittain.



Muikun poikasnuottautta Etelä-Konnevedellä. (Pentti Valkeajärvi)

muikkukadon synnystä. Runsas ahvenkanta voi kuitenkin saalistuksellaan hidastaa muikkukannan elpymistä.

Konnevedessä muikun poikastiheydet ovat olleet vuodesta 1986 lähtien niin alhaisia, että edellytyksiä nopealle muutokselle parempaan ei näytä olevan olemassa. Suurella mielenkiinnolla seuraamme, millainen muikun poikastiheys ja toisaalta ahvenkanta edeltää muikkukannan nousua sitten, kun se tapahtuu. Muikkuun kohdistuvaa saalistuspainetta on pyrittävä vähentämään, joten runsaat taimenistutukset eivät ole suositeltavia tässä tilanteessa.

Kirjallisuus

Auvinen, H. 1988. Factors affecting the year-class strength of vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Lake Pyhäjärvi (Karelia, SE Finland). *Finn. Fish. Res.* 9, p. 235-243.

Auvinen, H. 1994. Intra- and interspecific factors in the dynamics of vendace (*Coregonus albula* (L.)) populations. *Finn. Fish. Res.* 15, s. 49-58.

Hakkari, L. & Bagge, P. 1992. Reproductive success of *Coregonus* species in areas loaded by effluents from paper mills. *Hydrobiologia*, 243/244, s. 405-412.

Helminen, H. & Sarvala, J. 1994. Population regulation of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi (SW Finland). *Journal of Fish Biology*, 45 (3), s. 387-400.

- Huusko, A. & Sutela, T. 1992. Fish predation on vendace (*Coregonus albula* L.) larvae in Lake Lentua, Northern Finland. *Polskie Archiwum Hydrobiologie* 39 (3,4), s. 381-391.
- Karjalainen, J. 1991. Survival, growth and feeding of vendace, *Coregonus albula* (L.), larvae in net enclosures. *J. Fish Biol.* 38, s. 905-919.
- Lind, E. & Peiponen, V. 1988. Population fluctuation as a biological basis for coregonid management in Finland. *Finn. Fish. Res.* 9, s. 291-301.
- Salojärvi, K. 1991. Recruitment mechanisms of the vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Lake Oulujärvi, northern Finland. *Aqua Fennica* 21(2), s. 163-173.
- Sarvala, J., Rajasilta, M., Hangelin, C., Hirvonen, A., Kiiskilä, M. & Saarikari, V. 1988. Spring abundance, growth and food of 0+ vendace (*Coregonus albula* L.) and whitefish (*C. lavaretus* L. s.l.) in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Finn. Fish. Res.* 9, s. 221-233.
- Valkeajärvi, P. 1983. Muikun (*Coregonus albula* L.) kalastus ja kannanvaihtelut Konnevedessä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 7-38.
- Valkeajärvi, P. 1988. Stock fluctuations in the vendace (*Coregonus albula* L.) in relation to water temperature at egg incubation time. *Finn. Fish. Res.* 9, s. 255-265.
- Valkeajärvi, P. 1995. Konneveden kalakantojen kehitys vuosina 1969-1993. (tässä niteessä).
- Valkeajärvi, P. & Bagge, P. 1995. Larval abundance, growth and recruitment of vendace (*Coregonus albula* L.) in high and low stock densities in Lake Konnevesi, Finland. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 46, s. 203-209.
- Viljanen, M. 1987. Evaluation of modified seine and bongo nets for quantitative sampling of vendace (*Coregonus albula* L.) larvae. *Aqua Fennica* 17(2), s. 179-191.
- Viljanen, M. 1988. Relations between egg and larval abundance, spawning stock and recruitment in vendace (*Coregonus albula* L.). *Finn. Fish. Res.* 9, s. 271-289.

Etelä-Konneveden Savolaisselän kalatiheys vuosina 1986-1993

Timo J. Marjomäki¹ ja Markus Huolila¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Luotauksia ja verkkopyyntiä syysöinä.....	53
Kalatiheys melko pieni ja vakaa	54
Kalojen oleskelusyvyyys riippui veden lämpötilasta.....	57
Ahven verkkopyynnin yleisin saaliskala.....	57
Kiitokset.....	58
Kirjallisuus	58

Etelä-Konneveden Savolaisellän kalatiheys vuosina 1986-1993

Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen kalabiologian kenttäkurseilla on vuodesta 1986 lähtien seurattu Etelä-Konneveden Savolaisellän kalatiheyttä kaikuluotaamalla. Seurannan tarkoituksena on ollut menetelmäharjoittelun ohessa tarkkailla alueen kalatiheyden muutoksia, mm. mahdollista muikkukannan elpymistä. Selkeitä kalatiheyden muutoksia ei kuitenkaan ole havaittu, vaan Savolaisellän kalatiheys on ollut koko tutkimusjakson melko pieni ja vakaa. Suurin osa luotaimella havaituista kaloista on todennäköisesti ollut kuoreita.

Luotauksia ja verkkopyyntiä syysöinä

Kaikuluotauksessa käytettiin SIMRAD EY-M -kaikuluotainta ja 70-24-F -värähtelijää. Värähtelijää hinattiin moottoriveneen sivulla 0,5-1 m syvyydellä. Veneen nopeus luodattaessa oli 2-3 m/s.

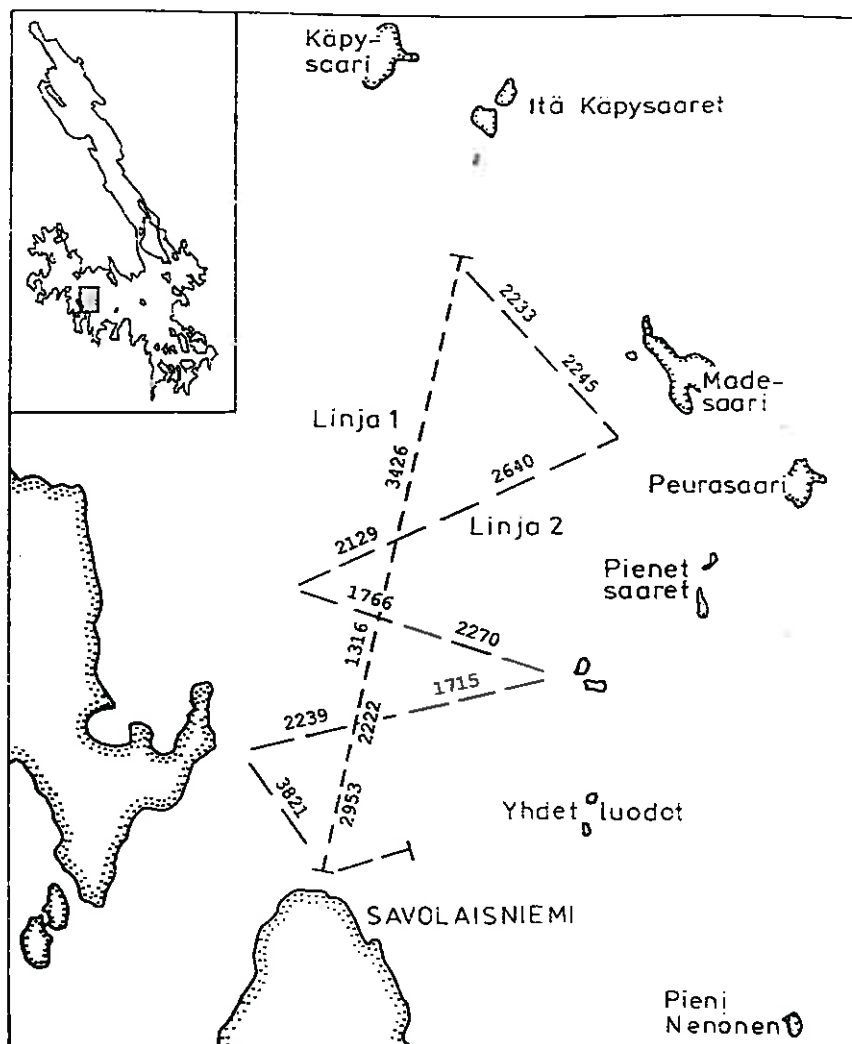
Luotaukset tehtiin vuosittain syyskuussa seuraavina ajankohtina: 8. ja 9.9.1986, 7.-11.9.1987, 6.9.1988, 4. ja 18.9.1989, 11. ja 17.9.1990, 11. ja 17.9.1991, 7. ja 8.9.1992 sekä 22.9.1993. Tässä artikkelissa tarkasteltavat luotaukset tehtiin klo 21.40-00.35 välisenä aikana eli aikaisintaan 1,5 tuntia auringon laskun jälkeen.

Vuosittain luodattiin noin 1,5 km pituinen linja Itä-Käpysaarilta Savolaisniemeen edestakaisin (linja 1 kuvassa 1). Vuonna 1989 tutkittiin myös kalojen horisontaalijakaumaa luotaamalla useampia linjoja ja analysoimalla linjat lyhyempinä jaksoina (Kuva 1).

Keskimääräinen kalatiheys määritettiin linjojen yli 15 m syvyydeltä osalta. Vuosina 1986 ja 1987 määrittäminen tehtiin vesipatsaan 5 m syvemmästä syvyysvyöhykkeestä ja vuodesta 1988 alkaen 2 m syvyydestä lähtien. 2-5 m syvyysvyöhykkeen osuus kokonaiskalatiheydestä vaihteli vuosina 1988-1993 3-28% välillä, keskimäärin 10 % (geom. keskiarvo). Pohjakaiun ja kalakaiujen sekoittumisen estämiseksi yksi metri pohjan yläpuolelta jätettiin analysoimatta.

Vuosina 1986 ja 1987 linjan kalatiheys määritettiin laskemalla yksittäisten kalojen jättämät merkit luotaimen piirturipaperista ja muuntamalla kalamerkkilukumäärät hehtaartitehyksiksi syvyysvyöhykekohtaisten näytetilavuuksien (Jurvelius ym. 1982) perusteella. Vuodesta 1988 alkaen kalakaiut nauhoitettiin äänikaseteille ja kalatiheys sekä kalojen kohdevoimakkuusjakauma määritettiin HADAS-tietokoneohjelmiston (Lindem Data Acquisition) avulla. Tietokoneanalyysissä käytettiin syvyysvyöhykejakoja 2-5, 5-8, 8-10, 10-12, 12-14 m jne. Ohjelmiston tulostamat syvyysvyöhykekohtaiset kalatiheydet muunnettiin vastaamaan keskimääräisen luotauslinjan syvyysprofiilia painottamalla syvyysvyöhykekohtaisia kalatiheyksiä kunkin syvyysvyöhykkeen keskimääräisellä osuudella kaikuluotauslinjassa. Vuonna 1988 yli 5 m syvyysvyöhykkeen kalatiheys arvioitiin sekä laskemalla kaikumerkit paperista että vastaavasta syvyysvyöhykkeestä HADAS-ohjelmiston avulla. Tuloksien ero oli alle 10 %, joten eri menetelmillä saadut tulokset ovat hyvin vertailukelpoisia.

Yksittäisten kalojen osuus kalakaiusta (resoluutioprosentti) oli kaikissa luotauksissa vähintään 87 % ja yleensä yli 95 %. Lyhyen kaikuluotauslinjan vuoksi syvyysvyöhykkeessä 2-10 m havaittiin yleensä vain vähän kalakaiuja, joten syvyysvyöhykkeen kalatiheysarvio on muita syvyysvyöhykkeitä epätarkempi. Kyseisen vyöhykkeen kalatiheys oli yleensä alle 30 % kokonaiskalatiheydestä.



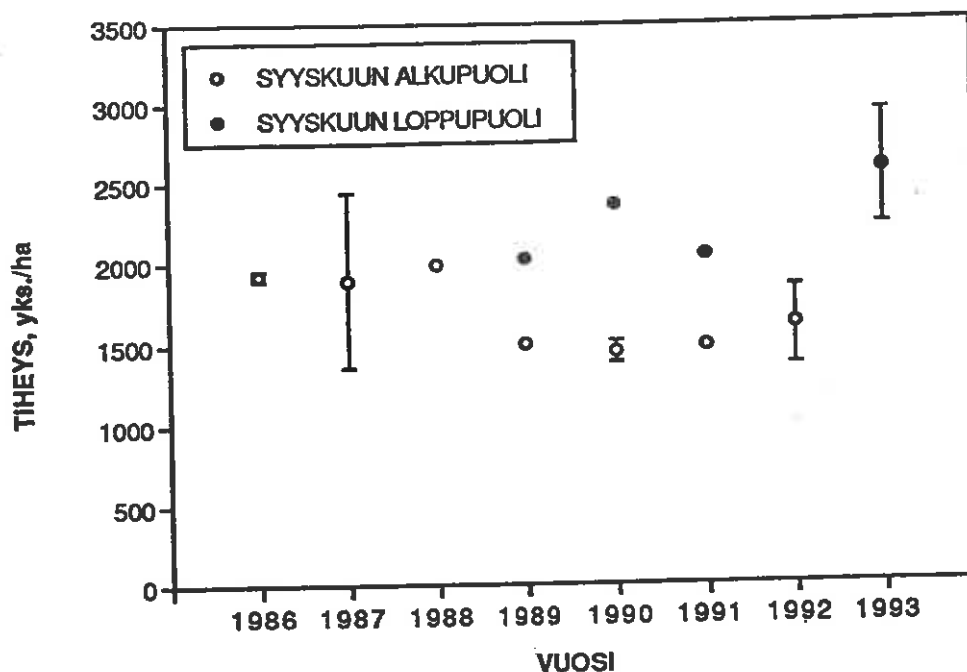
Kuva 1. Tutkimusalue. Kaikuluotauslinjat merkitty katkoviivalla. Kalatiheys (yksilöä/ha) kaikuluotauslinjojen eri osissa vuonna 1989.

Luotauksen yhteydessä tehtiin koekalastuksia verkkosarjalla alueen kalalajiston selvittämiseksi. Verkot laskettiin iltapäivällä n. klo 15 ja koettiin seuraavana päivänä n. klo 10. Verkojen koko oli 1,8*30 m. Pienin koekalastuksissa käytetty verkon solmuväli oli 11 mm. Koekalastus tehtiin eri vuosina erilaisilla verkoilla ja eri syvyyksistä, joten eri vuosien verkkopyyntituloksia ei voitu verrata. Tämän vuoksi saman syvyysvyöhykkeen verkosaaliit eri vuosina yhdistettiin kalojen syvyysjakaumaa tarkasteltaessa.

Tutkimuksen yhteydessä mitattiin myös alueen vertikaalinen lämpötilaprofiili. Lämpötilaprofiilia verrattiin luotaimella havaittuun kalojen syvyysjakaumaan. Tässä vertailussa syvyysvyöhykekohtaisia kalatiheyksiä ei painotettu syvyysvyöhykkeiden linjaosuuksilla.

Kalatiheys melko pieni ja vakaa

Savolaisselän keskimääräinen kalatiheys tutkimusjaksolla oli 1898 yksilöä/ha (vuotuisten keskiarvojen keskiarvo, keskivirhe 108, vaihteluväli 1603-2576, variaatiokerroin 16 %). Kalatiheys on ollut vuodesta toiseen melko vakaa (Kuva 2). Eri vuosien keskimääräiset kalatiheydet eivät poikenneet toisistaan tilastollisesti merkittävästi. Kalatiheys oli syyskuun loppupuoliskolla suurempi kuin alkupuoliskolla (Mann-Whitneyn U-testi, $p=0,025$). Kalatiheyden kasvu syyskuun aikana saattaa johtua kalojen siirtymisestä pin-



Kuva 2. Savolaisselän kalatiheys vuosina 1986-1993 syyskuun alku- ja loppupuolella. Jana=keskiarvon keskivirhe, jos havaintoja enemmän kuin 1.

nan tuntumasta syvemmälle. Suurin kalatiheys havaittiin vuonna 1993, mutta tällöin myös luotausajankohta oli kaikkein myöhäisin.

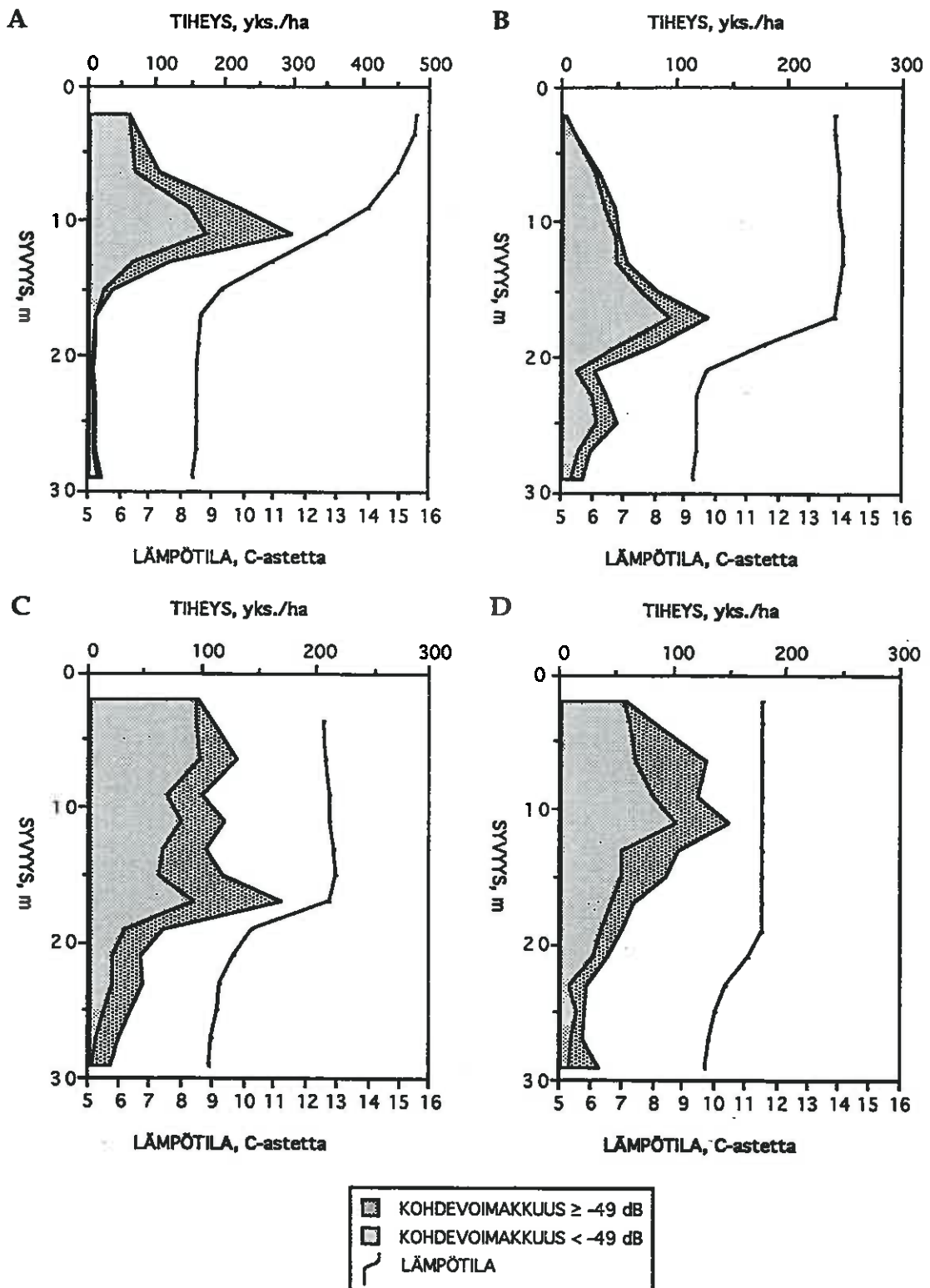
Suurin osa (keskimäärin 63 %) luotaimella havaituista kaloista kuului kohdevoimakkuusluokkaan alle -49 dB, joka vastaa suurin piirtein alle 10 cm pituusluokkaa (mm. Marjomäki & Huolila 1994). Kokoluokkajakaumassa ei ollut vuosien välillä merkittävää vaihtelua.

Savolaisselän kalatiheyttä on tutkittu kaikuluotaamalla myös runsaan muikkukannan aikana vuonna 1981 (Jurvelius & Tuunainen 1983). Tuolloin alueen havaittiin olevan yhtenäisen parven peitossa, joten kalatiheys lienee ollut moninkertainen nykyiseen verrattuna.

Valkeajärven (1995) mukaan ahvenen yksikkösaalis Etelä-Konnevedellä on moninkertaistunut vuoden 1987 jälkeen. Nuotan yksikkösaalis oli erityisen suuri vuosina 1990 ja 1991, noin kuusinkertainen vuoteen 1987 verrattuna. Ahventiheyden kasvu ei kuitenkaan näy luotauksissa kalatiheyden kasvuna. Ilmeisesti ahvenet oleskelivat pimeän aikana lähellä pintaa tai pohjan tuntumassa, josta niitä ei voi havaita luotaimella.

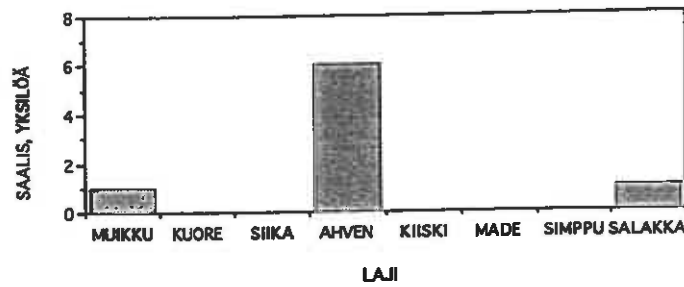
Savolaisselällä havaittu kalatiheys vastaa suuruusluokaltaan mm. Päijänteen Asikkalanselän (Salo 1991) ja Etelä-Kallaveden (Miinalainen 1986) ulappa-alueilla kaikuluotauksella arvioitua kalatiheyttä sekä Puulaveden ulappa-alueiden keskimääräistä kalatiheyttä muikkukadon aikana (Marjomäki & Huolila 1994).

Tarkasteltaessa kalojen horisontaalijakaumaa voidaan todeta, että kalatiheys oli suurin ulapan reuna-alueilla ja pieneri ulapan keskiosaan mentäessä (Kuva 1). Syynä tähän saattaa olla se, että luotaukset tehtiin melko varhain illalla, jolloin kalat eivät olleet vielä ehtineet levittäytyä ulapan reunamilta keskemmälle.

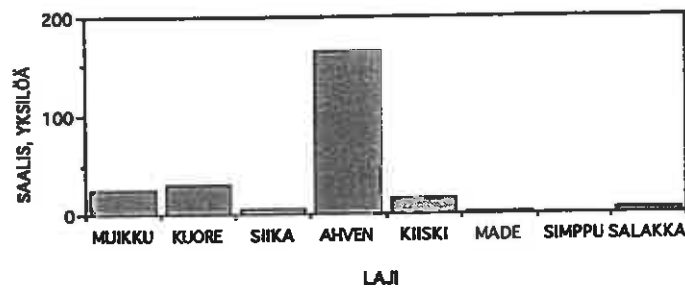


Kuva 3. Kalojen syvyysuuntainen tiheysjakauma verrattuna lämpötilakerrostuneisuuteen. A. 6.9.1988, B. 11.9.1990, C. 17.9.1990, D. 17.9.1991.

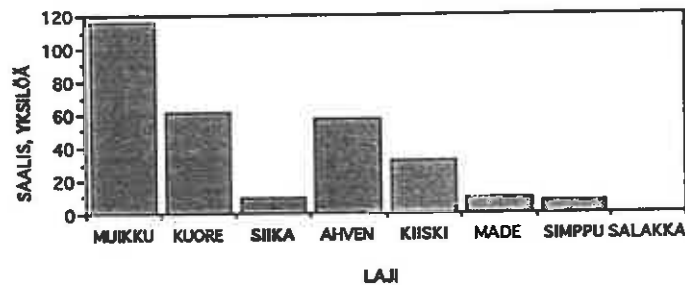
A. 5-7 m



B. 10-20 m



C. YLI 20 m POHJAPYYNTI



Kuva 4. Koverkkopyynnin saaliin lajijakauma syvyysvyöhykkeittäin. A. 5-7 m, B. 10-20 m ja C. yli 20 m syvyys. Saman syvyysvyöhykkeen verkkosaaliit eri vuosina on yhdistetty.

Kalojen oleskelusyvyys riippui veden lämpötilasta

Veden lämpötila vaikutti kalojen syvyysjakaumaan. Kun päällysveden lämpötila oli yli 13 °C, kalatiheys oli suurin harppauskerroksen tienoilla n. 13 °C lämpötilassa (Kuva 3 a ja b). Kun päällysveden lämpötila oli tätä alempi, suurin kalatiheys havaittiin päällysvedessä (Kuva 3 c ja d). Suuri osa luotaimella havaituista kaloista näyttää siis kuuluvan kylmää vettä suosiviin lajeihin (kuore, muikku, siika). Kalojen pienen koon perusteella voidaan arvella, että useimmat kalat olivat kuoreita.

Ahven verkkopyynnin yleisin saaliskala

Verkkosarjan yleisin saaliskala 5-7 m ja 10-20 m syvyydessä oli ahven (Kuva 4 a ja b). Yli 20 m syvyydessä yleisin saaliskala oli muikku, mutta myös kuoretta ja ahventa esiintyi runsaasti (Kuva 4 c). Verkoilla ei saatu alle 10 cm pituisia kaloja muutamaa kiiskeä lukuunottamatta. Suurin osa Etelä-Konneveden kuoreista on niin pieniä (esim. Vilhunen 1987), etteivät ne tartu solmuväliltään 11 mm verkkoihin, joten niiden runsaudesta ei saada käsitystä verkkopyynnillä. Verkot valikoivat piikkikäitä kaloja kuten ahvenia, joten niiden osuus saaliissa on suurempi kuin kalayhteisössä.

Kiitokset

Tämän tutkimuksen aineiston keruuseen ja käsittelyyn osallistuivat Jyväskylän yliopiston kalabiologian kenttäkurssin ja pelagiset kalakannat -kurssin opiskelijat vuosina 1986-1993. Lausumme kaikille osallisille parhaat kiitoksemme.

Kirjallisuus

Jurvelius, J., Louhimo, J. & Riikonen, R. 1982. Kalakaikuluotaustutkimus Orivedellä elokuussa 1979. Joensuun korkeakoulu, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 47, s. 1-20.

Jurvelius, J. & Tuunainen, P. 1983. Troolaus ja kaikuluotaukset Konneveden kalakanta-arvioinneissa. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 111-121.

Marjomäki, T. & Huolila, M. 1994. Puulaveden ulappa-alueiden kalatiheys vuosina 1986-1992 kaikuluotauksen perusteella arvioituna. Käsikirjoitus, 36 s.

Miinalainan, O. 1986. Etelä-Kallaveden selkävesien kaikuluotaustutkimuksen tulokset. Kuopion yliopisto, fysiikan laitos. Moniste. 14 s.

Salo, H. 1991. Asikkalanselän kalasto- ja kalataloustutkimus. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Moniste. 20 s.

Valkeajärvi, P. 1995. Kalakantojen kehitys Konnevedessä vuosina 1969-1993 (tässä niiteessä).

Vilhunen, J. 1987. Kuoreen lisääntymisbiologiasta sekä kuore- ja muikkukanta-arviot vuosina 1978-85 Etelä-Konnevedellä. Pro gradu-tutkielma. Jyväskylän yliopisto biologian laitos. Moniste. 126 s.

Konneveden kivikkorantojen kalasto

Markku Laitinen¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio-ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto	61
Aineisto ja menetelmät	61
Kivenuoliainen ja mutu valtalajit kivikkorannoilla.....	61
Rannan suojaisuus, pohjan laatu ja kalojen käyttäytyminen vaikuttavat tiheyksiin	62
Kivikkorantojen lajit veden laadun ilmentäjinä	64
Kirjallisuus	66

Konneveden kivikkorantojen kalasto

Järvien kivikkorantojen kalat ovat yleensä pienikokoisia, usein kivien alla piilottelevia, hämärä- tai yöaktiivisia lajeja, jotka ovat vaikeasti havaittavia ja pyydystettäviä. Kivikkorantojen kalastoa on tutkittu melko vähän, vaikka myös monien arvokalojen poikaset oleskelevat rantavyöhykkeessä nuoruusvaiheessaan. Konneveden kivikkorantojen kalastoa tutkittiin sähkökalastusmenetelmällä touko-elokuussa 1983 ja seuranta on jatkettu vuosittain Jyväskylän yliopiston kalabiologian kenttäkurseilla. Kivikkorantojen kalasto Konnevedessä on tyypillinen puhtaalle vedelle; valtalajeina ovat avoimilla rannoilla kivenuoliainen ja muttu, suojaisilla rannoilla kivenuoliainen ja kymmenpiikki.

Johdanto

Virtavesitutkimuksissa käytetty sähkökalastus on menetelmä, jossa veteen johdettu tasavirta aiheuttaa kaloille pakkosuuntautumisreaktion sähköhaavia kohti. Tultuaan riittävän lähelle haavia kala taintuu. Näin voidaan saada saaliiksi myös pienikokoiset kivien alla piilottelevat kalat. Sähkökalastuksen periaatteesta ja työskentelytavoista ovat tarkemmin kirjoittaneet mm. Vibert (1969) ja Eloranta (1985a). Järvien kivikkorantojen kalastoa on sähköpynnerein tutkittu 70 luvulta lähtien, mm. Sauvonsaari (1971) Päijänteellä ja Pälkäneellä, Eloranta (1985b) Kuohijärvellä ja Mills & Eloranta (1985) Konnevedellä. Bagge & Hakkarinen (1985, 1992) ovat tutkineet kivikkorantojen kalastoa suhteessa veden korkeudenvaihteluihin ja likaantuneisuuteen Saimaalla ja Päijänteellä. Tämä tutkimus on osa Konneveden kivikkorantojen ravintoketjututkimusta, jossa selvitettiin kivikkorantojen kalastoa, pohjaeläimistöä ja vesihyönteisten emergenssiä järvessä ja Siikakosken luusussa. Aineistosta on aiemmin julkaistu mm. Kojolan (1986) mäkärätutkimus, Laitisen (1986) kivenuoliaistulokset ja Baggen (1987, 1992) vesiperhostulokset.

Lisäksi Konneveden kivikkorantojen kalastoa on tutkittu syksystä 1983 alkaen vuosittain Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen kalabiologian kenttäkurssilla.

Aineisto ja menetelmät

Sähkökoekalastukset tehtiin avoimilla (tuulille alttiilla $n=5$) ja suojaisilla ($n=6$) kivikkorannoilla Etelä-Konnevedellä touko-syyskuussa 1983 (Kuva 1). Laitteistona oli Honda 800 W polttomootorigeneraattori ja Lugab-L1000 tasavirtamuuttaja. Koeruudut (25-37,5 m²) kalastettiin yleensä kahdesti noin 15 minuutin välein ilman sulkuverkkoja 600-800 V:n jännitteellä. Kunkin pyynnin yhteydessä kalat poistettiin koeruudulta ja kuljetettiin laboratorioon jossa ne mitattiin ja punnittiin sekä otettiin näytteet ravintoanalyyseiksi ja iänmäärittämistä varten.

Kalatiheydet ja biomassat laskettiin nk. minimiestimaattina, jossa kahden pyyntikerran yhteenlaskettu saalis on jaettu koeruudun pinta-alalla. Suojaisten ja avoimien rantojen tiheyksien tilastolliseen vertailuun käytettiin Mannin-Whitneyn U-testiä. Konneveden kivikkorantojen lajistoa verrattiin Saimaan ja Päijänteen eri alueisiin ryhmittelyanalyyseillä.

Kivenuoliainen ja muttu valtalajit kivikkorannoilla

Koeruuduilta tavattiin yhdeksän kalalajia ja lisäksi ympyräsuisiin kuuluvan nahkiaisen ammocoetes-toukkia. Lukumääräisesti valtalajeina olivat suojaisilla rannoilla kivenuoliainen (*Nemacheilus barbatulus* (L.)) ja kymmenpiikki (*Pungitius pungitius* (L.)), avoimilla rannoilla muttu (*Phoxinus phoxinus* (L.)) ja kivenuoliainen (Kuva 2). Biomassasta

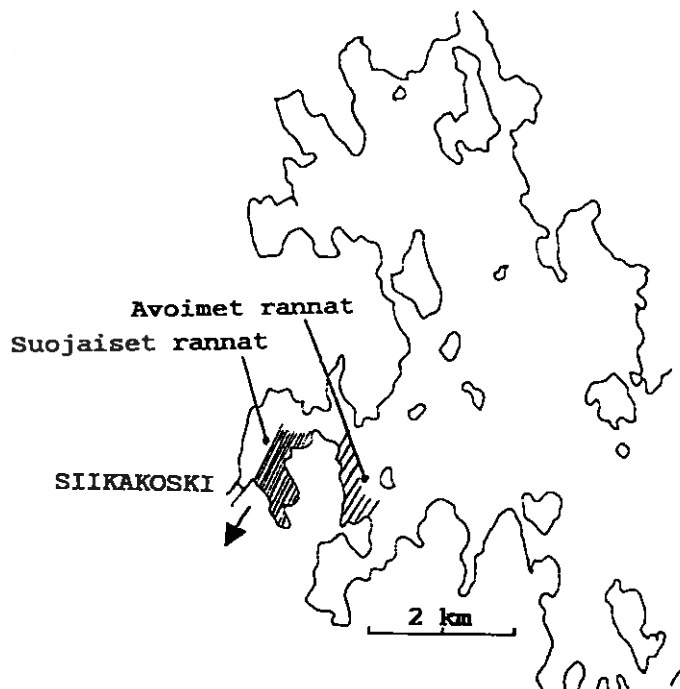
muodostivat suojaisilla rannoilla valtaosan made (*Lota lota* (L.)) ja kivennuoliainen, avoimilla rannoilla kivennuoliainen ja muttu (Kuva 3). Koko aineistosta laskettu keskimääräinen kalatiheys oli suojaisilla kivikkorannoilla $0,64 \text{ yks} \cdot \text{m}^{-2}$ ja avoimilla kivikkorannoilla $1,67 \text{ yks} \cdot \text{m}^{-2}$, ja biomassat vastaavasti $1,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ja $2,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$. Kalatiheys oli kummallakin rantatyypillä korkein elokuussa, kun nuorimman ikäryhmän yksilöt tulivatpyyntikoisiksi.

Kivennuoliaista tavattiin kalastuksissa tasaisimmin kummaltakin rantatyypiltä kaikilla pyyntikerroilla. Kymmenpiikkiä tavattiin touko-heinäkuussa vain niukasti, mutta elokuussa se oli suojaisilla rannoilla kivennuoliaisen jälkeen selvästi runsain laji. Avoimilla rannoilla muttu oli valtalaji alkukesällä ja tutkimusjakson lopussa - heinäkuun kalastuksessa sitä tavattiin niukasti.

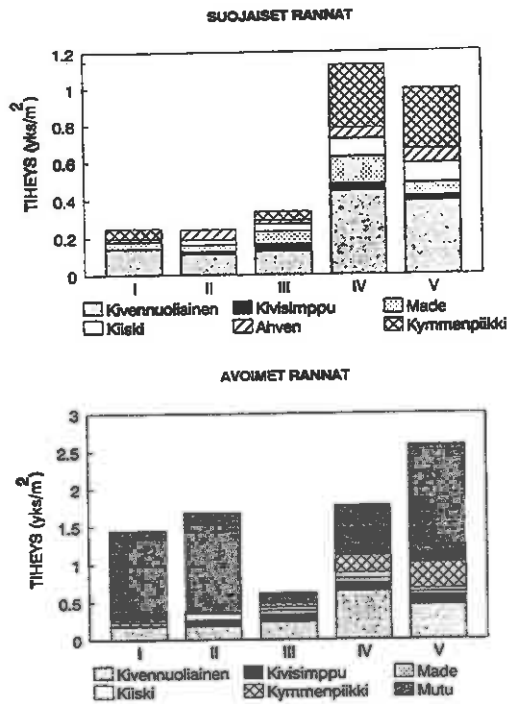
Edellämainittujen lajien lisäksi tavattiin molemmilta rantatyypeillä kivisimpun, ahvenen, kiiskan, ja särjen poikasia ja suojaisilta rannoilta hauen poikasia (Kuva 4). Kalabiologian kenttäkurseilla tehdyissä sähkökalastuksissa suojaisilla kivikkorannoilla ovat kivennuoliainen ja kymmenpiikki olleet valtalajeja vuodesta toiseen (Kuva 5).

Rannan suojaisuus, pohjan laatu ja kalojen käyttäytyminen vaikuttavat tiheyksiin

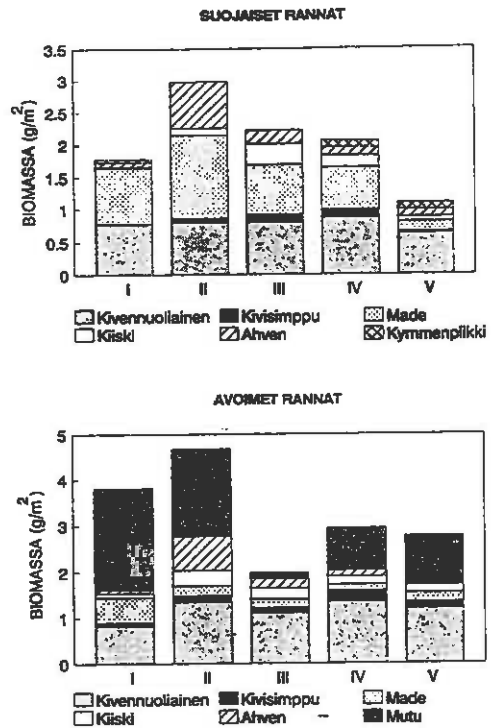
Esiintymisensä tasaisuuden ja runsauden vuoksi kivennuoliaista voidaan pitää Konneveden kivikkorantojen yleisimpänä lajina. Mudun esiintyminen painottui selvästi avoimille kivikkorannoille, joskin sitä on kalakurssien tekemisessä koekalastuksissa tavattu myös suojaisilta rannoilta. Hauen esiintyminen vain suojaisilla rannoilla liittyy runsaampaan rantakasvillisuuden tarjoamaan suojaan - varsinaista vesikasvillisuutta koeruuduilla ei ollut. Koeruutujen pohjan kivikoko oli hyvin vaihtelevaa; rantaviivan tuntumassa oli usein suuria lohkaraita ja syvemmällä vaihtelevan kokoista pienempää kivikkoa. Samoin rantojen jyrkkyys vaihteli loivasta pienikivisestä rannasta jyrkkään kalliorantaan.



Kuva 1. Pyyntialueiden sijainti Etelä-Konnevedessä



Kuva 2. Valtalajien tiheydet suojaisilla ja avoimilla kivikkorannoilla touko-elokuussa 1983. I=24.5.-8.6., II=20.-29.6., III=12.-20.7, IV=3.-9.8., V=18.-24.8.



Kuva 3. Valtalajien tuoremassat suojaisilla ja avoimilla kivikkorannoilla touko-elokuussa 1983 (yksityiskohdat kuten kuvassa 2).

Varsinaista luokittelua rannan jyrkkyyden ja pohjan laadun mukaan ei tehty, mutta jotkut lajit selvästi suosivat tiettyntyyppistä rantaa. Ahvenia ja kiiskiä tavattiin runsaimmin jyrkiltä ja suurikivisiltä rannoilta. Kivenuoliainen ja kivisiimppu suosivat loivia rantoja joiden pohjalla oli monenkokoisia kiviä, mutua esiintyi runsaimmin rannoilla joilla oli runsaasti halkaisijaltaan > 20 cm:n kiviä. Kaikkien valtalajien nuorimman ikäluokan yksilöitä tavattiin runsaimmin loivilta pienikivisiltä rannoilta. Tulokset ovat samansuuntaisia Baggen & Hakkarin (1985,1992) havaintojen kanssa.

Kalatiheyksien kesänaikaista vaihtelua tarkasteltaessa on muistettava, että kullakin pyyntikerralla poistettiin kaikki kalat, joten koeruutujen kalasto korvautui sinne muualta siirtyneillä yksilöillä. Kivikkorantojen kalojen vaelluksista ei ole tutkimustietoa, mutta kesällä 1983 ja 1984 tehtyjen merkintäkokeiden perusteella kivenuoliainen vaikuttaa melko paikalliselta lajilta (Laitinen 1986). Avoimien kivikkorantojen valtalaji mutua on vilkkaasti uiva parvikala, jonka tiheysarviot vaihtelevat sen mukaan sattuuko parvi olemaan koeruudulla kalastushetkellä. Myös kalojen kutukäyttäytyminen vaikuttaa niiden esiintymiseen ja runsauteen rantavyöhykkeessä. Mudun puuttuminen heinäkuun lopun saaliista johtuneen lajin siirtymisestä syvempään ja viileämpään veteen. Kudun päättymisen aikoihin heinäkuussa kalojen kunto on alhaisimmillaan (Mills & Eloranta 1985) ja rantaveden lämpötila korkeimmillaan (Laitinen 1986). Kainulainen-Immosen (1980) mukaan kymmenpiikki kutee Suomessa kesä-heinäkuussa, joten lajin puuttuminen kivikkorannoilta kesäkuun lopussa johtuneen kalojen siirtymisestä kutemaan syvempään veteen jossa on myös pohjakasvillisuutta.

Mateen 1-vuotiaat ja sitä vanhemmat yksilöt poistuivat litoraalista kesäkuun jälkeen ja pienet 0+- ikäryhmän kalat tulivat tilalle. Syksyllä veden viilentyessä isommat mateet siirtyvät jälleen syvemmältä litoraaliin (Eloranta 1985b), mikä on todettu myös kalabiologian kurssien tekemisissä kalastuksissa syyskuussa.

Loppukesällä kaikkien lajien saaliista valtaosan muodostivat 0+-ikäryhmän yksilöt, kun ne saavuttivat sähkökalastukselle riittävän suuren koon (noin 40 mm).

Kivikkorantojen lajit veden laadun ilmentäjinä

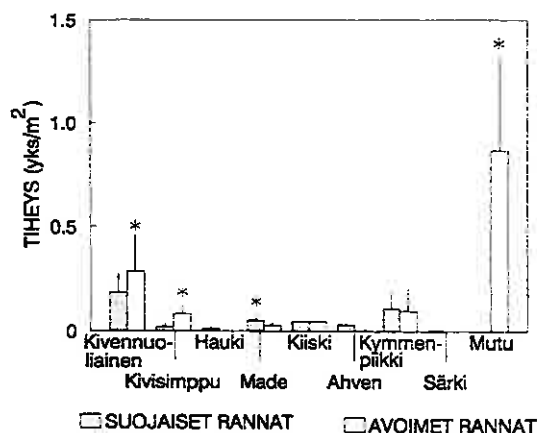
Voisiko kivikkorantojen kalasto kertoa jotain järven veden laadusta? Kivikkorannoilla koko elämänsä viettävien kalojen fysiologiaa ja vasteita eri ympäristömuuttujiin on tutkittu varsin vähän. Kivennuoliasien tiedetään olevan herkin mm. sinkin myrkkövaikutuksille (Solbe & Fook 1975). Bagge & Hakkari (1985, 1992) havaitsivat mudun esiintyvän vain puhtailla Saimaan ja Päijänteen kivikkorannoilla ja vastaavasti kiiskan, ahvenen ja mateen suosivan reheviä tai lievästi likaantuneita alueita.

Valtalajien runsaussuhteiden perusteella tehdyn ryhmittelyanalyysin mukaan Saimaan ja Päijänteen eri alueisiin (Bagge & Hakkari 1985, 1992) verrattuna Konnevesi muistuttaa kalastoltaan eniten puhtasvetistä Puruvettä (Kuva 6). Ryhmittelyanalyysin lajeista (ahven, made, kivennuoliainen, kivisimppu ja mutua) mutuja tavattiin Konneveden ja Puruveden lisäksi vain Päijänteen puhtaimmalla alueella.

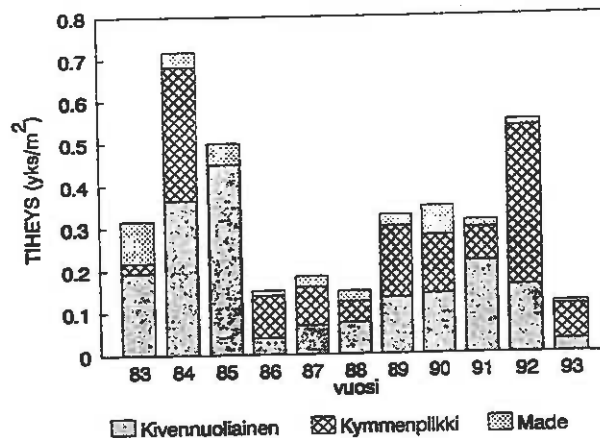
Konnevedessä ja Puruvedessä lajien keskinäiset runsaussuhteet olivat lähes identtiset - Päijänteen puhtaalla alueella kivisimpun osuus saaliista oli merkittävästi suurempi. Päijänteen likaantunein alue poikkeaa muista kivikkorannoista ahvenien suuren osuuden (65%) vuoksi (Bagge & Hakkari 1992). Vertailtaessa kivikkorantojen kalastoa eri järvien välillä on huomioitava, että jonkin lajin puuttuminen saattaa johtua siitä, ettei se ole kyseiseen järveen levinnyt. Lajin tai lajien puuttuminen järven kalastosta vaikuttaa muiden lajien runsauteen kilpailutilanteen muuttumisen myötä. Bagge & Hakkari (1985) havaitsivat kiiskan esiintyvän Saimaalla runsaimmin lievästi likaantuneilla alueilla. Päijänteessä (Bagge & Hakkari 1992) ja Konnevedessä kiiskan osuus saaliista oli alle 4%.

Sensijaan Kokemäenjoen vesistön puhtaimpiin vesialueisiin kuuluvassa Kuohijärvessä kiiskan osuus saaliissa oli 31 % (Eloranta 1985b). Kuohijärven kalastosta puuttuvat kuitenkin kivennuoliainen ja mutua, joten kilpailu suojapaikoista ja ravinnosta on erilainen.

Veden laadun lisäksi kalojen esiintymiseen ja runsauteen vaikuttaa oleellisesti pohjan laatu, eli kuinka paljon sopivia suojapaikkoja eri kokoisille kaloille on tarjolla. Kapealla rantavyöhykkeellä vedenkorkeuden vaihtelut vaikuttavat suoraan kalojen elintilaan ja aiheuttavat tiheyden vaihtelua. Tulvat voivat myös muuttaa kivikkorantojen kalojen lisääntymistä (Bagge & Hakkari 1985). Lisäksi kalojen käyttäytyminen kuten parvessa uiminen (mutua, särki) ja väliaikainen siirtyminen pois litoraalista (mutua, kymmenpiikki) aiheuttavat suurta kesänaikaista vaihtelua tiheyksissä. Kalat esiintyvät lisäksi rannoilla laikuittain mikä lisää tuloksiin hajontaa (Bagge & Hakkari 1992).

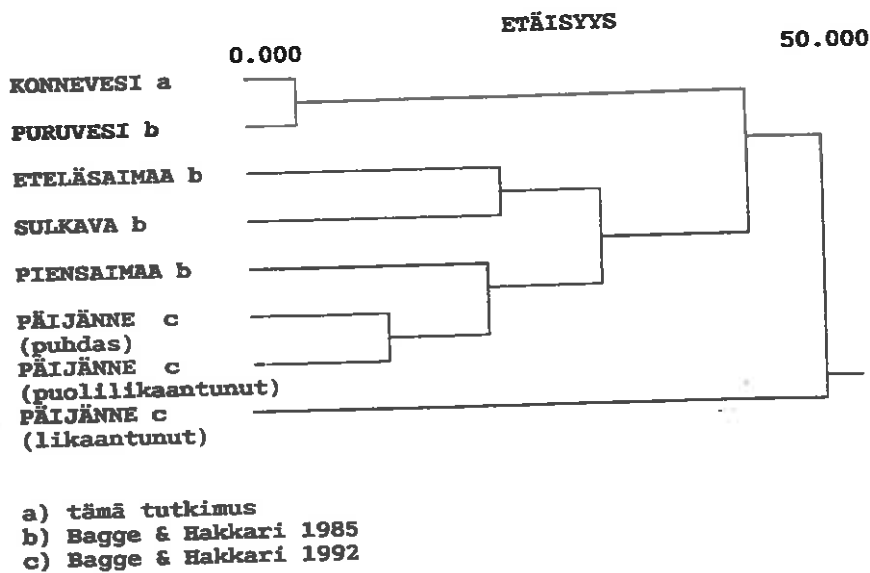


Kuva 4. Eri lajien keskimääräinen tiheys ($\bar{x} \pm SD$) suojaisilla ja avoimilla kivikkorannoilla. * = ero tilastollisesti merkitsevä (Mannin-Whitney U-testi, $P < 0,05$).



Kuva 5. Valtalajien tiheys suojaisilla kivikkorannoilla syyskuussa 1983-1993.

Kivikkorantojen kalaston seuranta voisi olla eräs biomonitorointimenetelmä tutkittaessa veden laadun muutoksia. Edustavien ja vertailukelpoisten näytteiden saamiseksi olisi pysyttävä määrittelemään mm. sopivin ajankohta koekalastuksille, koeruutujen lukumäärä ja pinta-ala, rannan jyrkkyys, pohjan raekoko yms. seikat jotka vaikuttavat tuloksiin. Tämän tutkimuksen perusteella paras näytteenottoajankohta on elokuun loppu, jolloin kaikki kivikkorantojen lajit esiintyvät matalassa rantavedessä, ja lisäksi nuorin ikäryhmä on kasvanut pyyntikokoon.



Kuva 6. Ryhmittelyanalyysi Konnevedestä sekä Saimaan ja Päijänteen eri alueista kivikkorantojen ahvenen, mateen, kivenuoliaisen, kivisimpun ja mudun keskinäisten runsaus-suhteiden perusteella.

Kirjallisuus

- Bagge, P. 1987. Emergence and distribution of Hydroptilidae in the littoral and outlet biocoenoses of Lake Konnevesi (Central Finland). Teoksessa: M. Bourmard & H. Tachet (toim.). Proc. of the 5th Int. Symp. on Trichoptera. Dr. W. Junk. Publ. Hollanti s. 337-341.
- Bagge, P. 1992. Communities and habitats of filter feeding caddisflies in the lake outlet biocoenoses of Central Finland. Teoksessa: C. Tomaszewski (toim.). Proc. of the 6th symp. on Trichoptera. Adam Mickiewicz Univ. press. s. 95-99.
- Bagge, P. & Hakkari, L. 1985. Fish fauna of stony shores of Lake Saimaa (Southeastern Finland) before and during the floods (1980-1982). Aqua Fennica 15(2), s.237-244.
- Bagge, P. & Hakkari, L. 1992. Effects of paper mill effluents on the fish fauna of stony shores of Lake Päijänne. Hydrobiologia 243/244, s. 413-420.
- Eloranta, A. 1985a. Sähkökalastus tutkimusmenetelmänä erityisesti järven kivikkorannassa. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 30, s. 37-70.
- Eloranta, A. 1985b. Mateen (*Lota lota* (L.)) tiheys, biomassa ja tuotanto sekä muu kivikkorantakalasto Kuohijärvässä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 30, s. 110-139.
- Kainulainen-Immonen, T. 1980. Kymmenpiikin (*Pungitius pungitius* L.) elinkierron ekologiasta Inarin-, Muddus- ja Kevojärvässä. Turun yliopisto, Biologian laitos. Raportti 84 s.
- Kojola, I. 1986. *Simulium* (*Wilhelmia*)*equinum* L. (*Diptera*, *Simuliidae*) esiintymisestä ja fekunditeetista Konneveden eteläosissa v. 1983. Pro-gradu-tutkielma, Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. 36 s.
- Laitinen, M. 1986. Kivenuoliaisen (*Nemacheilus barbatulus* (L.)) biologiasta Konnevedessä. Pro-gradu tutkielma, Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. 74 s.
- Mills, C. A. & Eloranta, A. 1985. The biology of *Phoxinus phoxinus* (L.) and other littoral zone fishes in Lake Konnevesi, central Finland. Ann.Zool. Fennici 22, s. 1-12.
- Sauvonsaari, J. 1971. Biology of the stone loach (*Nemacheilus barbatulus* L.) in the lakes Päijänne and Pälkänevesi, southern Finland. Ann.Zool.Fennici 8, s. 187-193.
- Solbe, J.F. & Fook, V.A. 1975. Studies on the toxicity of zink sulphate and of cadmium sulphate to stone loach *Nemacheilus barbatulus* (L.) in hard water. J. Fish.Biol. 7, s. 631-637.

Siian loiset Konnevedessä 1970- ja 1990-luvuilla

E. Tellervo Valtonen¹ ja Pentti Valkeajärvi²

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

² Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus ja vesiviljely, 41360 Valkola

Sisällysluettelo

Johdanto	69
Aineisto ja menetelmät	70
Kolme siikamuotoa Konnevedessä	71
Samat loiset kaikilla siikamuodoilla	71
Kidustäi ja lokkilapamato ovat lisääntyneet	73
Kiitokset.....	75
Kirjallisuus	75

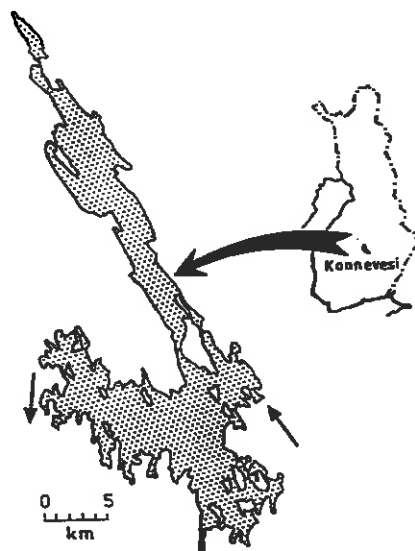
Siian loiset Konnevedessä 1970- ja 1990-luvuilla

Konneveden siikamuotojen loiskantoja ja niissä tapahtuneita muutoksia tutkittiin 1970- ja 1990-luvun aineistoja vertaamalla. Kaikilta järven kolmella siikamuodolta löydettiin samat kymmenen siioille tyypillistä loislajia. Niistä ei kuitenkaan ole kalataloudellista haittaa. Muikkukannan romahtaminen ja ahventen runsastuminen ovat vaikuttaneet siihen, että muutamit siian loislajit ovat lievästi runsastuneet, toiset taas vähentyneet. Kohutuullinen siikakanta, vähäiset istutukset ja vieraiden siikamuotojen välttäminen on edesauttanut Konneveden siikakannan säilymistä terveenä. Loistutkimuksemme osaltaan vahvisti yleistynyttä käsitystä, että Suomessa on vain yksi alkuperäinen siikalaji.

Johdanto

Luonnonvesien kalakantojen hoidossa loisiin on kiinnitetty hyvin vähän huomiota. Vasta ongelmien ilmettyä on saatettu epäillä, että esimerkiksi istutuksin on oltu luomassa ylitheittä ja hidashasvuisia siikakantoja, ja samalla edistetty loisten lisääntymistä. Siika on ollut kolmekymmentä vuotta eniten istutettu kalalaji Suomessa. Ei liene epäilystä, etteikö myös lajin loiskantoihin ole vaikuttettu. Konnevedellä (kuva 1) siian istutukset ovat olleet viime vuosiin asti suositusten mukaan kuitenkin melko vähäisiä (Valkeajärvi ym. 1984). Näin alueen alkuperäiset siikamuodot on pyritty pitämään mahdollisimman puhtaina. Vuodesta 1989 lähtien on voitu istuttaa vuonna 1984 viljelyyn saatua Konnekosken planktonsiikaa. Konneveden siikamuotojen kantoja voidaan pitää eräinä puhtaimmista Suomessa ja siikojen loiskantoja siten myös varsin luonnonmukaisina.

Mitä enemmän loisten isäntälajit ruokailevat samalla alueella ja syövät samoja ravinto-kohteita, sitä enemmän eri lajeilla on samoja loisia (Leong & Holmes 1981). Siikakalojen (Coregonidae) ja varsinkin eri siikamuotojen loislajistosta pitäisi myös löytyä yhtäläisyyksiä. Koska monet loiset ovat kehittyneet hyvin lajispesifisiksi eli voivat esiintyä ja kehittyä vain tietyissä isäntälajeissa (mm. Valtonen & Julkunen 1994), voidaan loislajiston perusteella arvioida myös siian taksonomiaan liittyviä kysymyksiä.



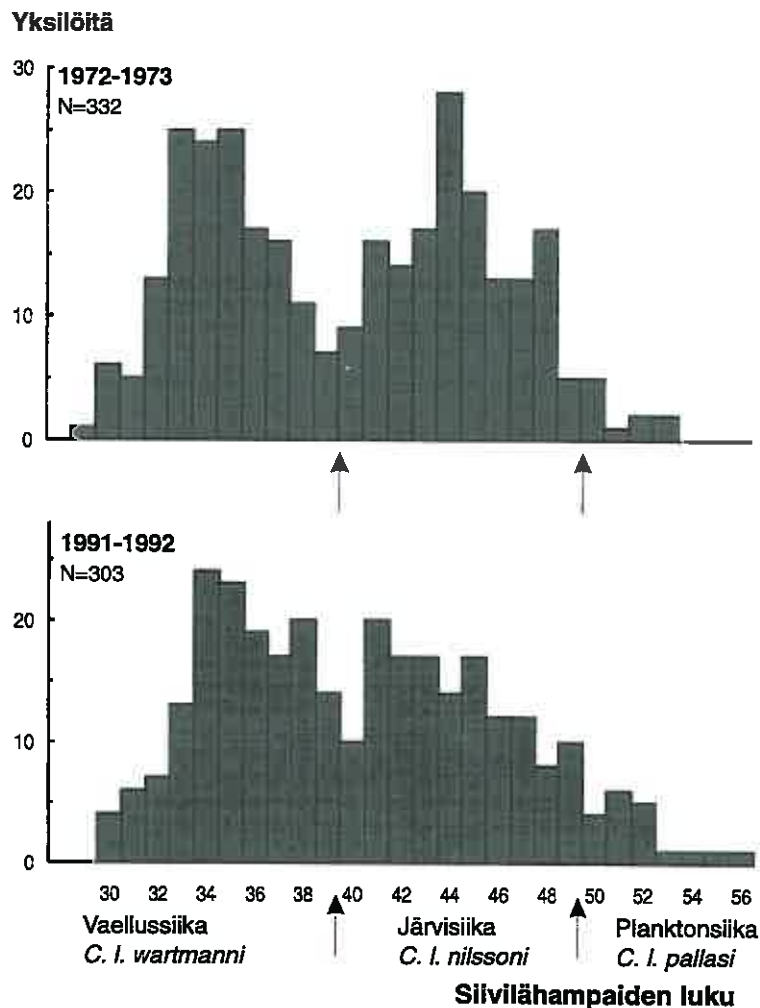
Kuva 1. Konnevesi

Tämän tutkimuksen tarkoituksen oli kartoittaa Konneveden siikojen loislajistoa ja saada tietoa erityisesti loisten merkityksestä arvioitaessa siikamuotojen ekologisia ja taksonomisia eroja. Lisäksi aineisto antoi mahdollisuuden tarkastella 20 vuoden aikana sekä loislajistossa että niiden runsaussuhteissa tapahtuneita muutoksia.

Aineisto ja menetelmät

Konneveden siikojen loisaineiston kerääminen aloitettiin vuosina 1972-73, jolloin hankittiin verkoilla pyydettyjä siikoja näytteeksi yhteensä 332 yksilöä. Vuosina 1991-1992 näytesiikoja kerättiin vastaavalla tavalla 303 yksilöä. Tässä tutkimuksessa aineistot yhdistettiin vuosipareittain, koska tilastollisesti merkitsevää eroa ei havaittu peräkkäisten vuosien loislajistoissa ja esiintymisrunsauudessa (Log-likelihood-testi, $P > 0,10$). Samasta syystä myös Etelä- ja Pohjois-Konneveden aineistot yhdistettiin. Näytekalat pyydettiin kesä-joulukuun aikana, ja ne jakautuivat melko tasaisesti kaikille kuukausille painottuen kuitenkin syksyyn. 1970-luvulla kalat säilöttiin formaliiniin, vuoden 1992 näytteet pakastettiin.

Kaikki näytekalat mitattiin, punnittiin ja ikä määritettiin suomuista. Siivilähampaat laskettiin siikamuotojen tunnistamiseksi. Kullekin siikamuodolla käytetyt siivilähampasraajat ilmenevät kuvasta 2. Ne eivät täysin vastaa kutupopulaatioista saatua jakaumaa (vrt. Valkeajärvi 1984).



Kuva 2. Siikojen siivilähampasjakaumat vuosilta 1972-1973 ja 1991-1992. Nuolet osoittavat siivilähampasraajat, joita käytettiin eri siikamuotojen erotteluun niiden loiskantoja verrattaessa

Makroskooppiset ulkoloiset kerättiin iholta, kiduksista ja eviltä sekä sisäelimestä rakkulan sisällä olevat loisten toukkavaiheet. Loiset kerättiin myös suolesta. Vuoden 1992 kaloille tehtiin tarkempi loisanalyysi. Niiden maksa, munuainen, perna, ja sydän tutkittiin puristamalla kukin elin pala palalta kahden lasilevyn väliin. Näin esille tulleet loiset määritettiin ja laskettiin. Myös lihaksisto sekä silmän linssi tutkittiin. Lihaksisto pilkottiin puolen sentin siivuihin ja silmän linssi tutkittiin mikroskooppisesti 10-kertaisella suurennuksella kuten valtaosa muistakin loisista.

Kolme siikamuotoa Konnevedessä

Konneveden (187 km²) vedenlaatua ja kalakantoja on tutkittu monipuolisesti 1960-luvulta lähtien. Järvi on säilynyt melko luonnontilaisena, vaikka lievää rehevöitymistä onkin havaittu (Herve 1994). Kalaston runsaussuhteissa on kuitenkin tapahtunut huomattavia muutoksia sitten 1970-luvun. Koekalastusten massaosuuksien perusteella muikku oli 1970-luvulla runsaslukuisin kalalaji, joskin ahvenia oli lähes yhtä paljon. Seuraavaksi eniten oli madetta, siikaa ja särkeä. 1990-luvun alkuun mennessä ahvenen osuus oli nousut lähes 70 prosenttiin ja muikun osuus pudonnut muutamaan prosenttiin (Valkeajärvi 1995). Myös kuoreen ja paikoin hauen kannat näyttävät taantuneen. Siikakanta on yksikösaaliiden mukaan säilynyt kuitenkin lähes ennallaan.

Siian lajikysymys on jakanut tutkijoita moneen leiriin. Viime aikoihin asti maassamme on käytetty Svärdsönin (1979) esittämää viiden alkuperäisen siian jaottelua. Tuoreimman ja varsin uskottavan käsityksen mukaan Pohjoismaissa esiintyy kuitenkin vain yksi siika *Coregonus lavaretus* (L.) (Vuorinen ym. 1986, Bodaly ym. 1991, Himberg & Lehtonen 1994). Siikojen erottelu muodoiksi tai alalajeiksi on kuitenkin hyödyllistä kalavesien hoidon kannalta. Konnevedessä esiintyvät luontaisesti vaellussiika (murokas) *Coregonus lavaretus wartmanni*, järvisiika *C. l. nilssonii* ja planktonsiika *C. l. pallasi*. Ne eroavat toisistaan siivilähampaiden lukumäärän, kutukäyttäytymisen ja kasvun perusteella (Valkeajärvi 1984).

Vaellussiialla on keskimäärin 35 siivilähammasta, se kutee marraskuun alussa matalilla rannoilla, kasvaa kolmesta siikamuodosta hitaimmin ja esiintyy runsaimpana muotona Pohjois-Konnevedessä. Järvisiian siivilähampasluku on keskimäärin 44, se on Etelä-Konneveden yleisin siika, ja sen osapopulaatio kutee jo lokakuun puolivälissä Konnekoskessa, mutta valtaosa kuitenkin rannoilla marraskuussa. Kasvu on vähän nopeampaa kuin vaellussiialla. Planktonsiialla on keskimäärin 50 siivilähammasta, se kutee joulukuussa virtavesissä ja kasvaa Konneveden sijoista parhaiten (Valkeajärvi 1984 ja julkaisematon aineisto).

Vaellussiian ja järvisiian kannat ovat elinvoimaisia. Vain planktonsiian kanta on Rautalammin reitillä luokiteltu uhanalaiseksi (Kallio-Nyberg & Koljonen 1990). Istutusten käynnistyminen 1980-luvun lopulla parantaa sen säilymismahdollisuuksia, mutta ilman verkkopyynnin rajoituksia kutukannan toipuminen on kyseenalaista.

Siikamuotojen runsaussuhteissa on tapahtunut jonkin verran alueellisia muutoksia 20 vuoden aikana. Etelä-Konnevedessä vaellussiika on lisännyt osuuttaan järvisiian kustannuksella. Pohjois-Konnevedessä muutos on ollut lievästi päinvastainen. Planktonsiikojen osuus on istutusten vaikutuksesta hiukan kasvanut molemmilla alueilla. Etelä- ja Pohjois-Konneveden yhdistetyssä aineistossa muutosta ei voida juuri havaita (Kuva 2). Vuosien 1972-1973 aineistossa vaellussiian, järvisiian ja planktonsiian osuudet olivat 48, 47 ja 5 %, vuosina 1991-1992 vastaavasti 47, 42 ja 8 % (vrt. Valkeajärvi 1984).

Samat loiset kaikilla siikamuodoilla

Samat kymmenen loislajia löydettiin kaikilta kolmelta siikamuodolta vuoden 1992 näytteistä (Taulukko 1). Merkitseviä eroja loislajien määrissä eri siikamuodoilla ei havaittu,

joskin vaellussiialla oli keskimäärin eniten loislajeja yhtä tutkittua kalaa kohti (4,15). Jokaisella kalayksilöllä oli ainakin kaksi loislajia, enimmillään niitä löydettiin seitsemän kaikkien alalajien kalaa kohti. Loisyksilöiden määrä oli suurin myös vaellussiialla (keskimäärin 104 yks./kala) ja alhaisin planktonsiialla (64 yks./kala) (Taulukko 2).

Taulukko 1. Vuonna 1992 Konneveden sioista löytyneet loislajit ja niiden yksilömäärät (l = toukkamuoto).

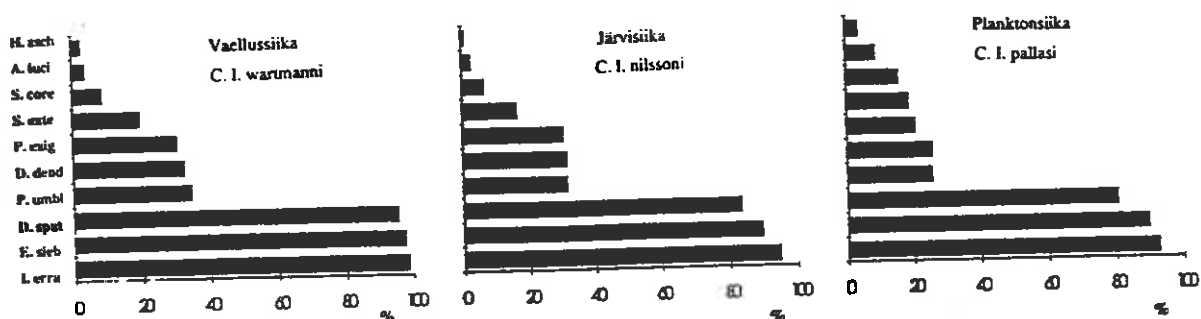
Laji ja ryhmä	Yksilöä/kala		Esiintymispaikka kalassa
	Keskiarvo	Vaihtelu	
Myxosporea			
<i>Henneguya zschokkei</i> (kystejä)	0,3	(0-33)	Lihaksisto
Trematoda			
<i>Ichthyocotylurus erraticus</i> (l)	35,1	(0-554)	Sydän, ym.
<i>Diplostomum spathaceum</i> (l)	12,5	(0-81)	Silmän linssi
<i>Phyllodistomum umblae</i>	1,0	(0-22)	Virtsajohdin
Cestoda			
<i>Diphyllobothrium dendriticum</i> (l)	2,4	(0-100)	Mahan pinta
<i>Proteocephalus exiguus</i>	0,5	(0-3)	Suoli
Acanthocephala			
<i>Acanthocephalus lucii</i>	0,5	(0-42)	Suoli
Copepoda			
<i>Ergasilus sieboldi</i>	40,6	(0-299)	Kidukset
<i>Salmincola coregonorum</i>	0,1	(0-3)	Kidukset
<i>Salmincola extensus</i>	0,2	(0-4)	Evät

Taulukko 2. Vuonna 1992 Konneveden siikamuodoilla havaitut loisten laji- ja yksilömäärät.

Siikamuoto	kpl	Loislajeja		Loisia/kala	
		x	vaihtelu	x	vaihtelu
Vaellussiika, <i>C. l. wartmanni</i>	10	4,15	(2-7)	104,2	(8-661)
Järvisiika, <i>C. l. nilssoni</i>	10	3,78	(2-7)	82,8	(3-433)
Planktonsiika, <i>C. l. pallasi</i>	10	3,98	(2-7)	63,8	(15-290)

Silmiinpistävin piirre vuoden 1992 tuloksissa oli kolmen loislajin hallitseva asema (Kuva 3). Imumadot *Ichthyocotylurus erraticus* ja *Diplostomum spathaceum* sekä kidusta *Ergasilus sieboldi* dominoivat kaikilla siikamuodoilla. Imumatojen toukat tunkeutuvat vedestä suoraan kalan kiduksiin. Paritelleet *E. sieboldi*-naaraat siirtyvät vedestä suoraan kiduksille. Näiden kolmen lajin yksilörunsaus oli myös suurin. *I. erraticusta* esiintyi hyvin tasaisesti keskimäärin 33-36 yksilöä kalaa kohti kaikilla siikamuodoilla. Enimmillään sitä tavattiin 554 yksilöä yhdellä vaellussiialla.

Kidustain lisäksi löydettiin kaksi muuta loisyriäistä, *Salmincola extensus*, joka kiinnittyy eviin ja *S. coregonorum* kiduksiin. Molemmat lajit olivat kuitenkin suhteellisen harvinaisia ja harvalukuisia kaikilla siikamuodoilla.



Kuva 3. Loisten esiintymisfrekvenssit (%) eri siikamuodoilla vuosina 1991-1992.

Monet kalojen ravinnokseen käyttämistä planktonäyriäisistä ovat kalojen heisimaton väli-isäntiä. Heisimatoja löydettiin siioilta kaksi lajia, *Diphyllbothrium dendriticum* ja *Proteocephalus exiguus*. *D. dendriticum*in eli lokkilapamadon plerokerkoidi-toukat esiintyvät ruokatorven tai mahan pinnalla rakkuloissa joskus suurinakin rykelminä. *P. exiguus* sitävastoin aikuistuu siian suolessa. Imumatoihin kuuluva *Phyllostomum umblae* päätyy ravinnon kautta siian virtsajohtimiin, kun kala on ensin syönyt loisen toukan. Sen väli-isäntänä ovat simpukat. Edellä mainitun kolmen loisen esiintyminen eri siikamuodoilla oli samankaltaista. Neljäs ja harvinaisin ravinnon kautta siikaan joutuva loinen oli väkäkärämatoihin kuuluva *Acanthocephalus lucii*, joka elää kalan suolessa. Kala saa loisen syömällä vesisiiraja (*Asellus aquaticus*).

Alkueläinloisista tutkittiin vain rakkuloina lihaksistossa esiintyvää ja rakkoloision nimellä tunnettua itiöeläintä *Henneguya zschokkeita*. Tätä loista esiintyi vain satunnaisesti kaikilla siikamuodoilla. *Henneguyan* rakkula voi näkyä myös päällepäin ihon pullistumana. Kun rakkula puhkeaa, sisältä purkautuu maitomaista, runsaasti itiöitä sisältävää nestettä. Itiöitä vapautuu ympäristöön myös petokalojen ulosteissa esimerkiksi hauen syötyä loisitun siian (Dykova & Lom 1978). Tällä hetkellä ei ole tietoa, onko *H. zschokkeilla* jokin harvasukamato (*Oligochaeta*) väli-isäntänä kuten on osoitettu joillekin itiöeläimille (El-Matbouli ym. 1992), vai tartuttavatko itiöt suoraan uusia siikoja jouduttuaan esimerkiksi hengitysveden mukana siian elimistöön.

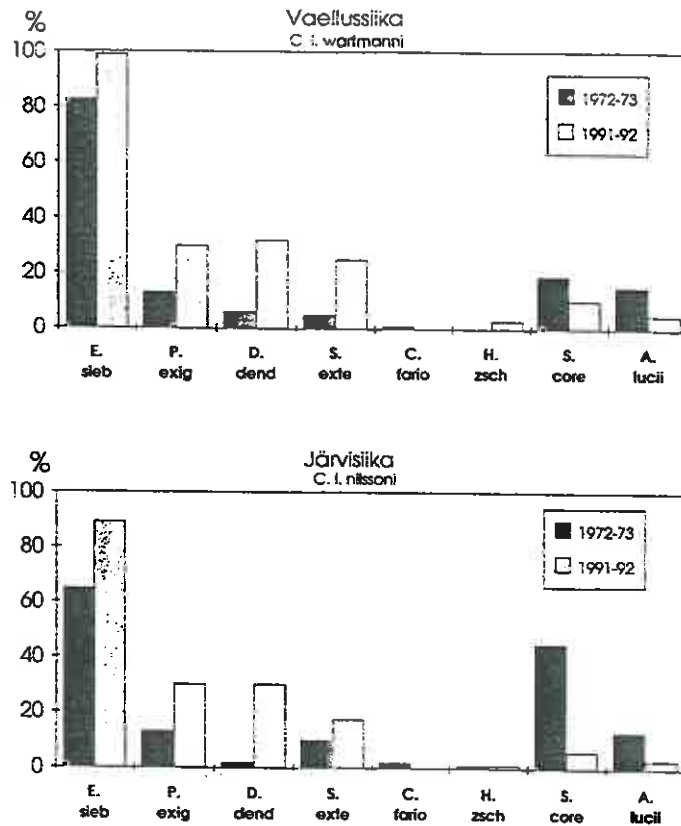
Samankaltaisuusindeksi (percentage similarity index) osoitti loisyhteisöjen homogeenisuuden suureksi sekä kunkin siikamuodon yksilöitten että myös siikamuotojen välillä. Yksilöiden välinen samankaltaisuus oli suurin vaellussiialla (60,1) ja alhaisin planktonsiialla (49,9). Siikamuotojen välinen samankaltaisuus oli suurin vaellussiian ja järvisiian välillä (53,5).

Kalojen iän lisääntyessä loisten esiintymisfrekvenssi kaloissa usein kasvaa. Konneveden siioilla tämä havaittiin lokkilapamadon *D. dendriticum* ja väkäkärämato *A. luci*in kohdalla. Ensin mainitulla loisella ikäryhmiä 1-2, 3-4 ja yli 4 vuotta vastaavat esiintymisfrekvenssit olivat 0, 33 ja 50 % ja jälkimmäiselle lajille 0, 9 ja 25 %.

Kidustäi ja lokkilapamato ovat lisääntyneet

Imumatojen *I. erraticus*, *D. spathaceum* ja *P. umblae* osalta tutkimusjaksojen välistä vertailua ei voitu tehdä, koska näitä lajeja ei määritetty 1970-luvun aineistosta. Muiden lajien osalta 20 vuoden välein tapahtunut tarkastelu on mahdollista.

Selviä muutoksia loisten esiintymisessä näyttää todella tapahtuneen (Kuva 4). Kidustäi *E. sieboldi* ja toinen loisäyriäinen *S. extensus* ovat lisääntyneet sekä vaellussiialla että järvisiialla. Myös lokkilapamato *Diphyllbothrium dendriticum* esiintyy jälkimmäisellä tutkimusjaksolla aiempaa runsaampana. *S. coregonorum*-äyriäislöinen ja väkäkärämato



Kuva 4. Vaellussiian (*C. l. wartmanni*) ja järvisiian (*C. l. nilssoni*) loisten esiintymisfrekvenssit (%) 1970- ja 1990-luvuilla.

A. lucii ovat sitävastoin vähentyneet. 1970-luvulla harvalukuisena esiintynyttä, uimarakossa loisivaa sukkulamatoa *Cystidicola farionis* ei nyt tavattu ollenkaan.

Loiskannoissa tapahtuneisiin muutoksiin voidaan etsiä selityksiä erityisesti kalakantojen ja ravintokohteiden runsaussuhteiden muutoksista. Vaikka siian biomassassa ei olekaan tapahtunut oleellisia muutoksia tutkimusjakson aikana, voivat muiden lajien kannanmuutokset välillisesti vaikuttaa siian elintapoihin ja loiskantoihin. Merkittävin tekijä siian kannalta lienee muikku, jonka kanta on voimakkaasti taantunut. Siiioille on ollut aiempaa enemmän tarjolla loisten väli-isäntiä eli sopivia hankajalkaisäyriäisiä (esim. *Eudiaptomus*) (ks. Hakkarinen & Bibiceanu 1995). Myös mahdollinen loppikannan runsastuminen on pidettävä mielessä. Siitä ei kuitenkaan ole selvää näyttöä. Konneveden kaikkien siikamuotojen pääravintona on yleensä eläinplankton (Valkeajärvi, julkaisematon). 1970-luvulla kerätyn maha-aineiston mukaan vaellussiika söi erityisesti Etelä-Konnevedessä runsaasti myös pohjaeläimiä mutta ei lainkaan esimerkiksi Hakkarin (1972) muikun pääravinnoksi mainitsemaa *Bosmina obtusirostris*-vesikirppua, jota sitävastoin Pohjois-Konneveden vaellussiikojen mahoissa esiintyi eniten. Tämä osoittaa eläinplanktonin heijastuvan nimenomaan vaellussiian ravinnonvalintaan, joka harvasiivilähampaisena ei ole yhtä tehokas planktonin syöjä kuin muut siikamuodot ja muikku. Planktonin käytön lisääntyminen selittää ravinnon kautta kulkeutuvien heisimatoiden kuten loppilapamadon runsastumisen Konneveden siiioissa.

Kidustai *E. sieboldi* on yleinen monilla kalalajeilla, erityisesti ahvenen kiduksissa (Tuuhainen ym. 1992). Kidustaita esiintyy Konneveden siiioissa huomattavasti runsaammin kuin muissa vesissä (Valtonen ym. 1988). Ahvenkannan runsastuminen on voinut edistää loisen leviämistä. Konnevedellä ahventa esiintyy runsaasti myös pelagiaalissa (Valkeajärvi 1995).

A. lucii-väkäkärämädän vähentyminen siiioissa johtuu myös ruokavalioiden muutoksista ja liittyy pohjaeläinten, nimenomaan vesisiiran osuuden vähentymiseen siikojen ravinnossa. *S. extensuksen* lisääntyminen ja toisen copepodin *S. coregonorum*in vähentyminen on vaikeammin selitettävissä ja voi johtua satunnaisvaihtelusta.

Konneveden sioissa esiintyi vähemmän heisimatolajeja kuin monien muiden järvien sioissa ja yksilörunsaudetkin olivat kohtuullisia (Bauer 1970, Valtonen ym. 1988). Siian heisimatojen väli-isäntiä ovat hankajalkaisäyriäiset (Copepoda), joita vain 4 % Konneveden vaellussioista oli käyttänyt ravinnokseen (Valkeajärvi, julkaisematon). Tämä selittää vielä nytkin suhteellisen alhaiset heisimatokannat, mikä on tietysti ilahduttavaa myös kalataloudellisesti, vaikka lokkilapamadon toukat ja *P. exiguus*-aikuiset poistuvatkin perkauksen yhteydessä. Toistaiseksi ei siian lihaksistossa loisivaa haukimadon (*Tri-aenophorus crassus*) toukkaa ole Konneveden sioista löytynyt lainkaan. Haukimato on varsinkin Saimaan alueella haitannut siian markkinointia (Pulkinen 1994), vaikka haitta siitä on vain esteettinen.

Sukkulamadon *Cystidicola farionis* puuttuminen vuoden 1992 näytteistä voi johtua satumasta; eihän laji ollut 1970-luvullakaan yleinen. Puuttuminen tai joka tapauksessa niukuus voi johtua kuorekannan taantumisesta, sillä tämän sukkulamadon suosituin pääisäntä on juuri kuore (Valtonen & Valtonen 1978, Valtonen & Julkunen 1994). Loiset väliisäntä on valkokatka (*Monoporeia affinis*).

Siikamuotojen loiskannat eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi joskin siivilähampaiden lukumäärän kasvaessa loisten lukumäärä ja yksilömäärä lievästi vähenivät. Planktonsiialla oli siten vähiten loisrasitetta, mikä johtunee muita siikamuotoja yksipuolisemmasta ravinnosta.

Tutkimuksen eräänä tavoitteena oli tarkastella loisten avulla siikamuotojen taksonomista ongelmaa. Konneveden siikojen lähes yhtenevät loiskannat tukevat nykyistä, muun muassa Vuorisen, ym. (1986) ja Himbergin ja Lehtosen (1994) esittämää näkemystä, että Pohjoismaissa on vain yksi alkuperäinen siikalaji.

Loisten aiheuttama haitta Konneveden siikakannalle näyttää tällä hetkellä olevan vähäinen, eikä anna aihetta huolestumiseen. Muutamien kalalajien rajutkin kannanmuutokset ovat heijastuneet siian loiskantoihin vain lievästi. Siikakannan pysyminen hyvänä mutta ei liian suurena lienee vaikuttanut loistilanteen säilymiseen normaalina. Kohtuulliset istutukset ja erityisesti vieraiden siikamuotojen välttäminen on edistänyt Konneveden siikakannan säilymistä terveenä.

Kiitokset

Aineiston hankinnassa ovat avustaneet erityisesti Osmo Varis, Juha Knuutinen ja Tapio Puttonen. Vuoden 1992 aineiston käsittelyn on suurimmaksi osaksi tehnyt Markku Raatikainen ja tilastolliset ajot Markku Julkunen. Taloudellista tukea on saatu Keski-Suomen maaseutuelinkeinopiiriltä ja Konneveden-Kuusveden kalastusalueelta. Esitämme kaikille parhaat kiitoksemme.

Kirjallisuus

- Bauer, O.N. 1984. Parasites and diseases of USSR coregonids. Teoksessa: Biology of coregonid fishes. Toim. C.C.Lindsey & C.S.Woods. Winnipeg. Univ. Manitoba Press. s. 267-278.
- Bodaly, R.A., Vuorinen, J., Ward, R.D., Luczynski, M. & Reist, J.D. 1991. Genetic comparison of New and Old World coregonid fishes. J. Fish. Biol. 38, s. 37-51.
- Dykova, I. & Lom, J. 1978. Histopathological changes in fish gills infected with myxosporidian parasites of the genus *Henneguya*. J. Fish. Biol. 12, s. 197-202.

- El-Matbouli, M., Fischer-Scherl, T. & Hoffmann, R.W. 1992. Present knowledge on the life cycle, taxonomy, pathology and therapy of some Myxosporea spp. important for freshwater fish. *A. Rev. Fish. Dis.*, s. 367-402.
- Hakkari, L. 1972. Konneveden eläinplanktonin merkityksestä muikun ravintona. *Suomen Kalatalous* 46, s. 21-28.
- Hakkari, L. & Bibiceanu, S. 1995. Kalakantojen muutosten vaikutuksista Konneveden eläinplanktoniin vuosina 1970 ja 1992. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar* 100 (tässä niteessä).
- Herve, S. 1995. Veden laadun kehitys Konnevedessä vuosina 1965-1993. (Tämä nide).
- Himberg, M. & Lehtonen, H. 1994. Pohjoismaissa on vain yksi alkuperäinen siika- ja yksi muikkulaji. *Suomen Kalastuslehti* 101, s. 19-21.
- Kallio-Nyberg, I. & Koljonen, M-L. 1990. Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar* 4, 54 s.
- Leong, T.S. & Holmes, J.C. 1981. Communities of metazoan parasites in open water fishes of Cold Lake, Alberta. *J. Fish. Biol.* 18, s. 693-713.
- Pulkkinen, K. 1994. Haukimadon *Triaenophorus crassus* esiintyminen kalaisännissään kolmella alueella Suur-Saimaalla vuosina 1991-1993. Jyväskylän yliopisto. Pro gradu.
- Svärdson, G. 1979. Speciation of Scandinavian *Coregonus*. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 57, s. 1-95.
- Tuuha, H., Valtonen, E.T. & Taskinen, J. 1992. Ergasilid copepods as parasites of perch *Perca fluviatilis* (L.) and roach *Rutilus rutilus* (L.) in Central Finland: seasonality, maturity and environmental influence. *Journal of Zoology* 228, s. 405-422..
- Valkeajärvi, P. 1984. Konneveden kalakannat, kalastus ja muikun saalisvarat. *Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja* 125, s. 45-128.
- Valkeajärvi, P. 1995. Konneveden kalakantojen kehitys vuosina 1969-1993. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar* 100 (tässä niteessä).
- Valkeajärvi, P., Hyvärinen, J., Hakkari, L. & Laukkanen, T. 1984. Konneveden kalatalouden kehittämistoimenpiteet. *Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja* 125, s. 129-156.
- Valtonen, E.T. & Julkunen, M. 1994. The influence of the transmission of parasites from prey fishes on the composition of the parasite community of a predatory fish. Submitted to *Canadian Aquatic Fisheries Sciences*.
- Valtonen, E.T., Brummer-Korvenkontio, H. & Rahkonen, R. 1988. A survey of the parasites of coregonides from three water bodies in Finland. *Finn. Fish. Res.* 9, s. 313-322.
- Valtonen, E.T. & Valtonen, T. 1978. *Cystidicola farionis* as a swimbladder parasite of the whitefish in the Bothnian Bay. *J. Fish. Biol.* 13, s. 557-561.
- Vuorinen, J., Champignuelli, A., Dabrowski, K., Eckmann, R. & Rösch, R. 1986. Electrophoretic variation in central European coregonid populations. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 22, s. 291-298.

Kalakantojen muutosten vaikutuksista Konneveden eläinplanktoniin vuosina 1970 ja 1992

Lasse Hakkari¹ ja Silviu Bibiceanu¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto	79
Miten ongelmaa tutkittiin.....	79
Muutokset eläinplanktonissa.....	80
Biomassa.....	81
Saalistuksen vaikutus eläinplanktonin koostumukseen	83
Kiitokset.....	85
Kirjallisuus	85

Kalakantojen muutosten vaikutuksista Konneveden eläinplanktoniin vuosina 1970 ja 1992

Muikku käyttää ravinnokseen erityisesti planktonäyriäisiä jopa niin tehokkaasti, että sen suosimat ravintokohteet saattavat selvästi vähentyä planktonista. 1970-luvulla Konneveden muikkukanta oli hyvä, mutta 1990-luvun alussa tätä tutkimusta tehtäessä kanta oli usean katovuoden jälkeen edelleen erittäin heikkona. Tutkimuksen tarkoituksena oli verrata runsaan ja heikon muikkukannan aikaista tilannetta eli miten muikkukannan taantuminen on vaikuttanut muikun ravintoreservien määrään ja laatuun. Havaittiin, että Etelä-Konneveden eläinplankton ei ollut merkittävästi muuttunut, mutta Pohjois-Konnevedellä planktonäyriäisten biomassassa oli pienentynyt vuoden 1970 tasosta.

Johdanto

Kalat käyttävät ravinnokseen hyvin vähän rataseläimiä, mutta huomattavassa määrin vesikirppuja ja hankajalkaisia (mm. Hakkari 1978, Sarvala ym. 1988, Karjalainen ja Viljanen 1993). Kalat valitsevat ravintonsa pääasiassa näkönsä avulla (Zaret 1972). Siten erityisesti hyvin näkyvät suuret planktonilajit, vesikirput ja hankajalkaiset, ovat suosittua ravintoa muikulle ja siialle, mutta myös pienikokoinen *Bosmina*-vesikirppu on haluttu ravintokohde (Hakkari 1972, Hakkari ym. 1985).

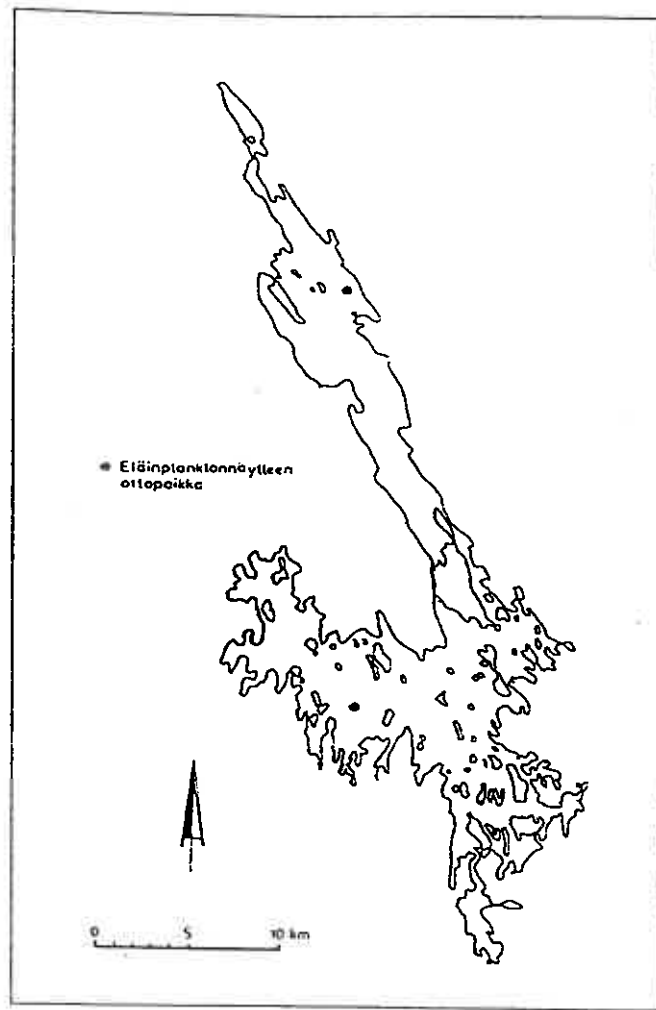
Eläinplanktonbiomassan kasvukauden aikainen vaihtelu voi kuvastaa kalojen predaation vaikutusta. Tavallisimmin äyriäisbiomassan huippu ajoittuu heinä-elokuuhun kuten tapahtui Konnevedessäkin vuonna 1970 (Hakkari 1972). Jos eläinplanktonin biomassaminiimi sijoittuu heinäkuuhun, kalojen aktiivisen ravinnonoton aikaan, syynä saattaa olla kalojen predaatiovaikutus (Helminen ym. 1990). Kesänaikaisiin eroihin kuten vuosien välisiin biomassaeroihin saattaa vaikuttaa myös lämpötila. Korkea lämpötila edistää kasviplanktonin, eläinplanktonin ravinnon tuotantoa ja samalla nopeuttaa suoraan eläinplanktonin omia elintoimintoja.

Valkeajärven (1995) mukaan Konneveden kalastossa on tapahtunut muikun vähenemisen ohella ahvenen runsastuminen noin nelinkertaisesti verrattaessa 1970- ja 1990-lukuja. Myös särkikanta on runsastunut tilastollisesti merkittävästi. Molemmat lajit ovat muikun ravintokilpailijoita.

Miten ongelmaa tutkittiin

Konneveden eläinplanktonnäytteet otettiin 1 metrin pituisella putkinoutimella (malli Sormunen; Hakkari 1978) 0-5, 5-10 ja 10-20 metrin kokoomanäytteinä seitsemän kertaa kesän 1992 aikana: Pohjois-Konnevedestä 26.6., 13.7., 23.7., 10.8., 24.8., 10.9. ja 21.9., sekä Etelä-Konnevedestä 12.6., 8.7., 27.7., 13.8., 31.8., 14.9. ja 30.9.. Näytevesi laskettiin 50 m:n haavin läpi. Eläimet säilöttiin 4 % formaliniiliuokseen. Havaintopaikat olivat samat kuin vuonna 1970 (Hakkari 1972): Etelä-Konnevedellä Savolaiselän syväne ja Pohjois-Konnevedellä Tanskan edustan syväne (Kuva 1).

Näytteet ositettiin Folsom-näytteenjakajalla. Tavallisesti analysoitiin eläinplanktonin määräästä riippuen 1/2 tai 1/4 näytettä, eli 9-37 vesilitran plankton. Näytteet mikroskopoiittiin WILD M 40-planktonmikroskoopilla 150-kertaisella suurennuksella. Aineistosta tutkittiin eri eläinplanktonilajien yksilötiheys ja biomassa tuorepainona eri kehitysvaiheiden keskitilavuuksia käyttäen (Hakkari 1978). Tutkimusmenetelmät vastasivat siten toisiaan vuosina 1970 ja 1992 (vrt. Hakkari 1972).



Kuva 1. Pohjois- ja Etelä-Konneveden eläinplanktonitutkimuksen havaintopaikat vuosina 1970 ja 1992.

Muutokset eläinplanktonissa

Lajisto

Vuonna 1992 Konnevedessä esiintyivät yleisinä seuraavat äyriäislajit:

Cladocera

Daphnia cristata
Daphnia galeata
Bosmina coregoni
Bosmina obtusirostris
Bosmina lilljeborgi
Holopedium gibberum
Leptodora kindtii

Copepoda

Eudiaptomus gracilis
E. graciloides
Hetercope appendiculata
Limnocalanus macrurus
Mesocyclops leuckarti
Thermocyclops oithonoides
Cyclops spp.

Muikku suosii kesällä suuria ravintolajeja, vesikirppuja ja hankajalkaisia, kuten vuoden 1970 muikunravintotutkimuksessa Konnevedessä ilmeni (Hakkari 1972). Samanlaisia tuloksia on todettu mm. Päijänteestä ja Saimaasta (Hakkari 1978, Karjalainen ja Viljanen

1993). Sen vuoksi vertailtiin planktonsyöjälajien tärkeiden ravintokohteiden frekvenssejä järven eri osissa vuosina 1970 ja 1992 (Taulukko 1). Frekvenssi ilmoittaa, kuinka monessa näytteessä (prosentteina näytteiden kokonaismäärästä) ko. laji esiintyi. Jos frekvenssi on suuri, kalojen saalistus ei ole vähentänyt kyseistä lajia merkittävästi. Frekvenssit olivat kummassakin järvenosassa keskimäärin suurempia vuonna 1992 kuin vuonna 1970, mutta erot olivat vähäisiä. Näytteenottoajat erosivat vuosina 1970 ja 1992 toisistaan erityisesti alkukesän ajalta, mikä aiheutti systemaattista eroa vuosien välille. Siksi frekvenssien eroja ei testattu.

Taulukko 1. Eräiden eläinplanktonlajien frekvenssit (% kokonaisnäytemäärästä) Konneveden pohjois- ja eteläosassa vuosina 1970 ja 1992.

	Pohjois-Konnevesi		Etelä-Konnevesi	
	1970	1992	1970	1992
<i>Holopedium gibberum</i>	87	80	13	57
<i>Daphnia cristata</i>	93	95	80	100
<i>Daphnia galeata</i>	27	70	0	45
<i>Bythotrephes longimanus</i>	13	5	7	0
<i>Leptodora kindtii</i>	7	10	0	0
<i>Limnocalanus macrurus</i>	67	40	40	38
<i>Eurytemora lacustris</i>	7	15	47	30
<i>Heterocope appendiculata</i>	13	35	27	14

Biomassa

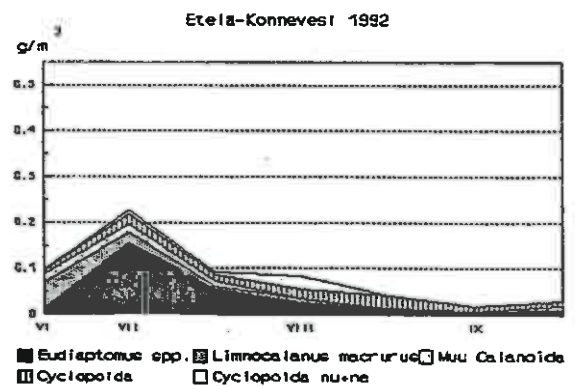
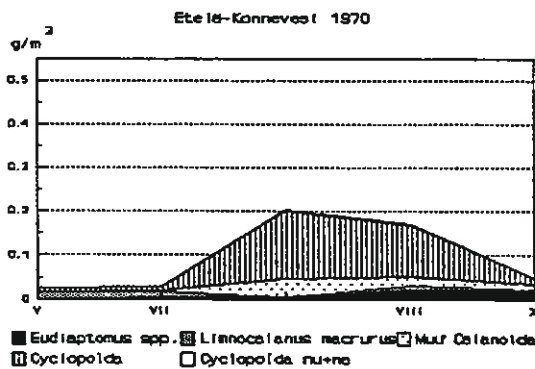
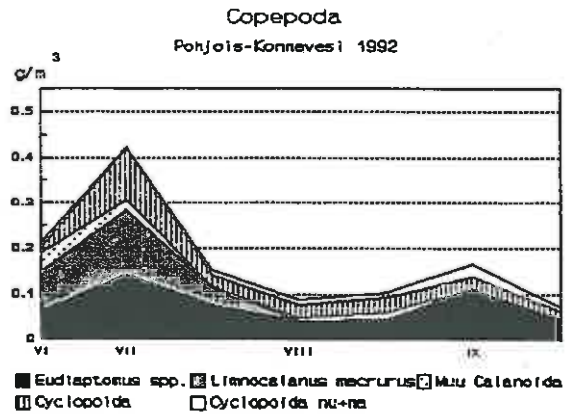
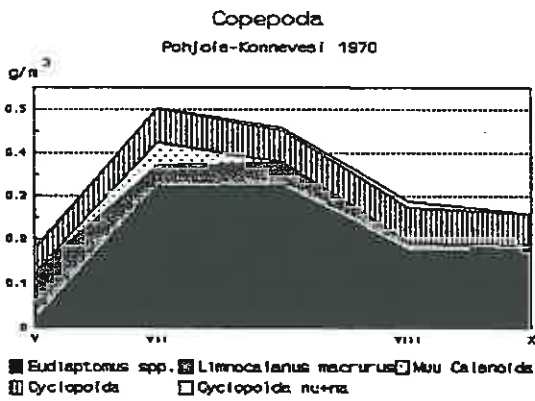
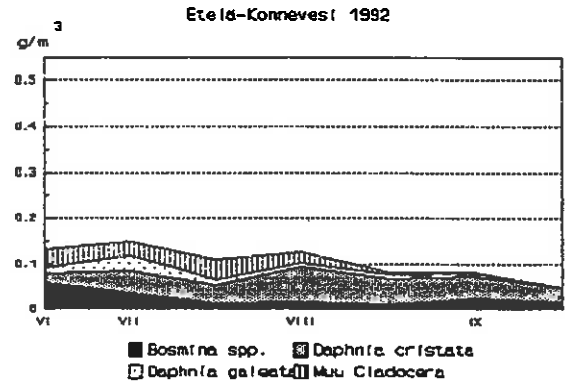
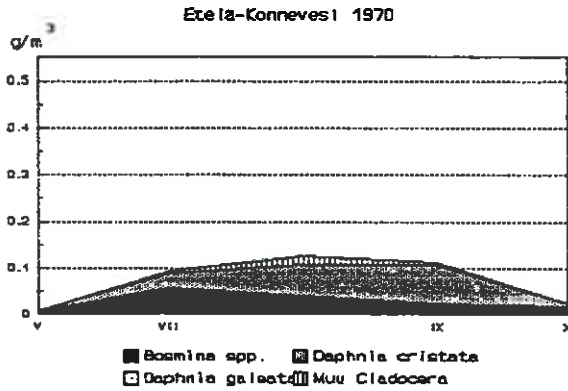
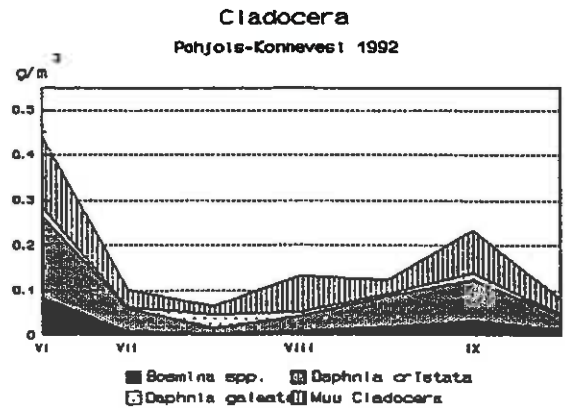
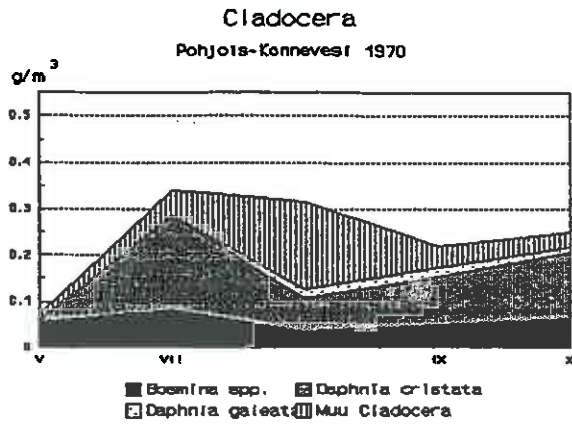
Predaatio- eli saalistuspaineen indikaattorina voidaan käyttää eläinplanktonbiomassan tasoa ja saman järven eri eläinplanktonryhmien suhteiden muutoksia. Testatessa biomassarvojen eroja järvenosien välillä Wilcoxonin parittaiten otosten testillä havaittiin sekä kokonaisbiomassan että äyriäisbiomassan eroavan melkein merkitsevästi järven pohjois- ja eteläosissa vuonna 1992 kuten oli tapahtunut vuonna 1970 ($P = 0,025$) (Taulukko 2).

Taulukko 2. Kokonais- ja äyriäisbiomassojen keskiarvot ja keskihajonnat (g/m^3) vuosina 1970 ja 1992

Alue		1970		1992	
		Ka.	S.D.	Ka.	S.D.
Pohjoisosassa	Kok.-biomassa	0,74	0,27	0,50	0,28
	Äyriäisbiomassa	0,60	0,19	0,34	0,19
Eteläosa	Kok.-biomassa	0,28	0,17	0,24	0,13
	Äyriäisbiomassa	0,15	0,12	0,20	0,10

Pohjois-Konneveden äyriäisbiomassaerot vuosien 1970 ja 1992 välillä olivat Mann-Whitneyn testillä testattuna suuntaa-antavat ($p_{hav} = 0,074$), eli biomassan alenemista tiheän muikkukannan ajasta harvan muikkukannan aikaan näyttää tapahtuneen. Sen sijaan Etelä-Konnevedessä ei mitään muutosta Mann-Whitneyn testituloksen mukaan ole tapahtunut.

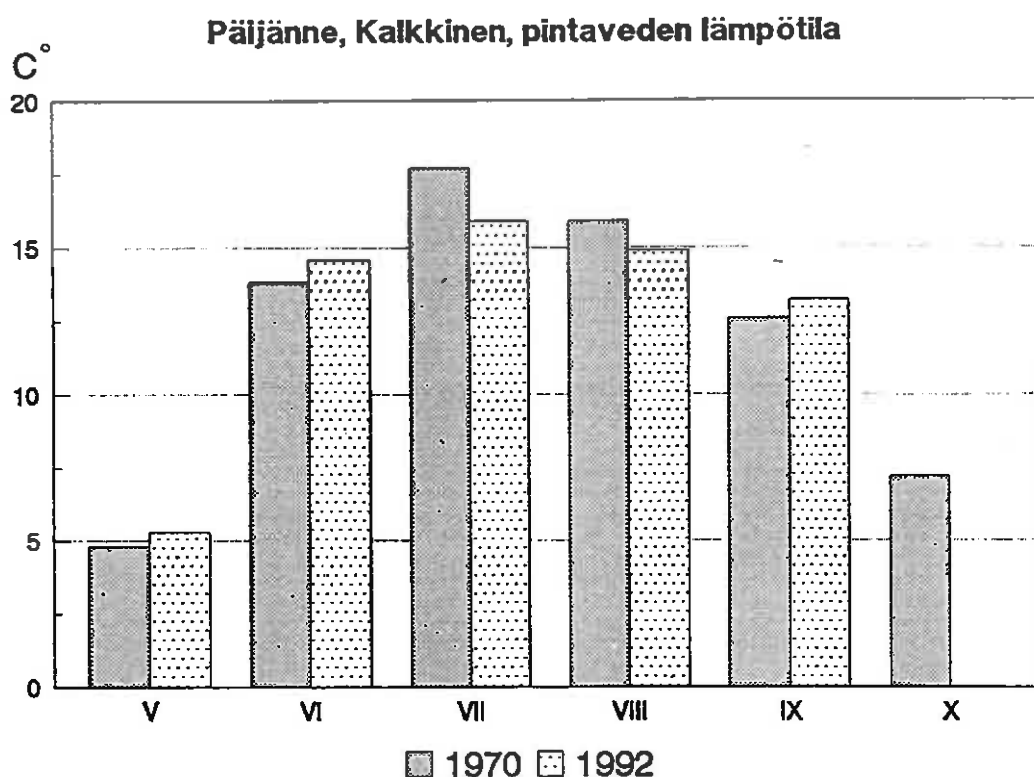
Äyriäisbiomassa alkoi vuonna 1992 laskea kesä-heinäkuun vaihteesta lähtien (Kuva 2). Vesikirppujen, erityisesti *Bosminan*, *Daphnia cristatan* ja *Holopediumin* osalta biomassa



Kuva 2. Vesikerrosten 0-5 m, 5-10 m ja 10-20 m tilavuuksien mukaan painotettu tärkeimpien planktonnäyriäisten biomassa (g/m^3) Pohjois- ja Etelä-Konnevedessä kasvukausina 1970 ja 1992.

aleni Pohjois-Konnevedessä jo kesäkuun aikana. Hankajalkaisbiomassa kasvoi *Eudiap-
tomuksen* ja *Limnocalanus* sukupolvien aikuistuesssa heinäkuun alkuun saakka. Sitä
mukaa kuin *Limnocalanus* syötiin pois kesän aikana, sen merkitys biomassan muodosta-
jana väheni.

Vuosien 1970 ja 1992 väliset lämpötilaerot voivat selittää myös biomassaeroja vuosien
välillä. Hydrologian toimiston kuukausikatsauksissa esitettyjen päivittäismittausten mu-
kaan touko- ja kesäkuu olivat vuonna 1992 vuotta 1970 lämpimämpiä, mutta heinä- ja
elokuu tuntuvasti viileämpiä kuin vuonna 1970 (Kuva 3). Eläinplanktonbiomassan ke-
sänäikaisiin vaihteluihin on myös lämpötilalla osuutensa.



**Kuva 3. Päijänteen Kalkkisten pintaveden lämpötilat (°C) kasvukausien 1970 ja 1992 kuu-
kausikeskiarvoina (Hydrologian toimiston mukaan).**

Saalistuksen vaikutus eläinplanktonin koostumukseen

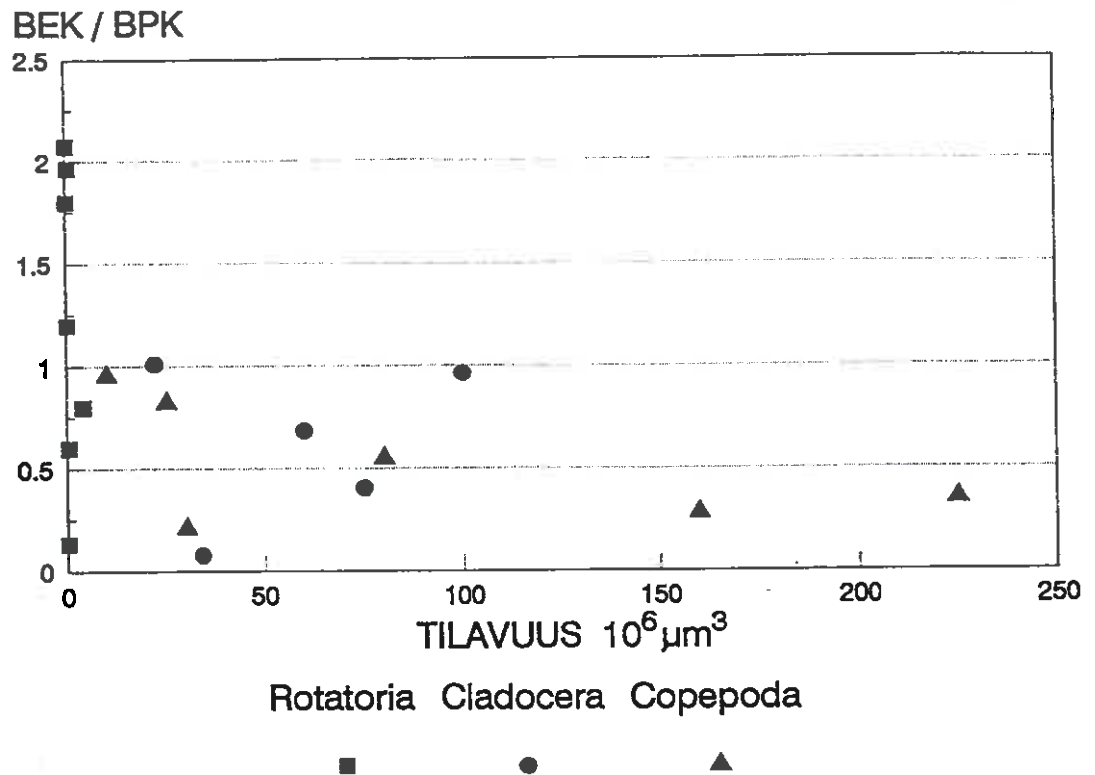
Lähes kaikki kalanpoikaset syövät ravinnokseen ensimmäiseksi alkueläimiä, rataseläimiä
ja hankajalkaisäyriäisten nauplius-toukkia (mm. Karjalainen 1991, Sarvala ym. 1988).
Ahven siirtyy rantavyöhykkeessä planktonista varsin nopeasti pohjaeläin- ja kalaravin-
toon, kun taas ulappavedessä elävät yksilöt käyttävät plankton- (ja pinta-) ravintoa usein
ainakin 12-13 cm:n pituisiksi saakka (Nyrönen 1975, Selin ym. 1981). Muikku ja kuore
syövät eläinplanktonia aikuisinakin, särki ja siika syövät myös pohjaravintoa (Selin ym.
1981, Hakkari ym. 1985).

Planktonsyöjäkalojen saalistus vähentää eläinplanktonin, erityisesti kalojen suosimien
vesikirppujen määrää. Tämä havaittiin Konnevedessä vuonna 1970, jolloin Etelä-Konne-
veden tiheä muikkupopulaatio saalisti vähin erityisesti suuret eläinplanktonilajit, jotka

olivat Etelä-Konnevedessä säännöllisesti vähälukuisempia kuin Pohjois-Konnevedessä (Hakkari 1972). Vuonna 1992 ero oli jossain määrin tasoittunut (Kuva 4). Suurten lajien keskimääräiset biomassat olivat Etelä-Konnevedessä Pohjois-Konneveden vastaavia arvoja pienempiä. Etelä-Konnevedessä Pohjois-Konnevedettä runsaammat lajit olivat yleensä rataseläimiä kuten vuonna 1970, joskin erot järvenosien välillä olivat tältäkin osin vuodesta 1970 tasaantuneet. Rataseläinten suurempi määrä Etelä-Konnevedessä selittyy niihin kohdistuvan predaation vähäisyydellä (Sarvala ym. 1988), ehkä myös vesikirppujen kanssa tapahtuvan ravintokilpailun heikkenemisellä, jolloin rataseläinten käytettävissä oleva ravinto lisääntyy vesikirppujen kulutuksen vähentyessä.

Karjalainen ja Viljanen (1993) havaitsivat Puruveden planktonkoostumuksen muuttuneen radikaalisti muikkukannan harvetessa. *Bosminan*, *Holopediumin* ja *Eudiaptomuksen* keskimääräiset biomassat olivat merkittävästi suurempia harvan kuin tiheän muikkukannan aikana. *Daphnian* ja cyclopidien biomassoissa ei todettu vastaavaa eroa. Sen sijaan *Daphnia galeata* muuttui vallitsevaksi *Daphnia*-lajiksi harvan muikkukannan aikana, kun taas tiheän muikkukannan vallitessa *D. cristata* oli dominoinut selvästi. Konnevedessä näin voimakasta muutosta vuosien 1970 ja 1992 välillä ei ollut havaittavissa.

Suuria eläinplanktonyksilöitä on muikun mahassa lähes säännöllisesti enemmän kuin niiden osuus planktonissa edellyttäisi (mm. Hakkari 1978, Kankaala ym. 1990). Muikut suosivat niitä ravinnossaan ja vaikuttavat tuntuvasti niiden populaatiodynamiikkaan. Pie-nehköistä lajeista kalojen suosiossa on *Bosmina*, jonka biomassa ei keskikesällä pääse nousemaan muikkuvesissä kovinkaan korkeaksi (Helminen ym. 1990). *Bosmina* oli muikun tärkeimpiä ravintolajeja myös Puruvedessä (Hakkari ym. 1985).



Kuva 4. Eräiden rataseläin- (Rotatoria), vesikirppu- (Cladocera) ja hankajalkaislajien (Copepoda) Etelä- ja Pohjois-Konneveden biomassojen suhde (BEK/BPK) verrattuna keskimääräiseen yksilökokoon ($10^6 \mu\text{m}^3$) kasvukaudella 1992.

Konnevedessä Bosminan osuus muikun mahan sisällöstä oli keskimäärin 20 % vuonna 1970. Suurimmat osuudet todettiin keväällä ja syksyllä, kuten Helmisen ym. (1990) mukaan todettiin myös Säkylän Pyhäjärvässä. Myös Pohjois-Konneveden kesäplanktonissa vuonna 1992 Bosmina-maksimi sijoittui kesäkuulle, keskikesällä Bosmina-yksilöitä oli hyvin vähän, kun taas syyskuussa tapahtui lievä biomassan nousu. Keskikesään voi kalojen predaation seurauksena muodostua koko eläinplanktonin biomassaminimi, koska planktonsyöjäkalat pystyvät vaikuttamaan tärkeimpien ravintolajiensa populaatiodynamiikkaan (Helminen ym. 1990).

Planktonsyöjäkalojen runsastumisen vuoksi Pohjois- ja Etelä-Konneveden välillä on tapahtunut predaation tasaantumista siten että Pohjois-Konneveden eläinplanktoniin kohdistuu aikaisempaa voimakkaampi predaatio, kuten eläinplanktonbiomassojen muutoksista voidaan havaita. Ahvenen ja särjen kannoissa tapahtunut vahvistuminen (Valkeajärvi 1995) selittää myös, miksi muutokset eläinplanktonin lajikoostumuksessa ja biomassassa ovat olleet vähäisempiä kuin pelkästään muikkukannan vaihtelun perusteella olisi voitu odottaa.

Kiitokset

Lämpimät kiitokset metsäteknikko Tapio Puttosen johdolla toimineille näytteneottajille, samoin kuin dos. Jukka Särkälle ja FL Pentti Valkeajärvelle, jotka tekivät käsikirjoitukseen arvokkaita parannusehdotuksia.

Kirjallisuus

- Hakkari, L. 1972. Konneveden eläinplanktonin merkityksestä muikun ravintona. Suomen Kalatalous 46, s. 21-28.
- Hakkari, L. 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 4, s. 3-87.
- Hakkari, L., Veijola, H., Bibiceanu, S. & Hakkari, M. 1985: Saimaan muikun ja siian ravinnosta. Vesihallitus, tiedotus 255, s. 169-186.
- Helminen, H., Sarvala, J. & Hirvonen, A. 1990. Growth and food consumption of vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Lake Pyhäjärvi, SW-Finland: a bioenergetics modeling analysis. *Hydrobiologia* 200/201, s. 511-522.
- Kankaala, P., Vasama, A., Eskonen, K. ja Hyytinen, L. 1990. Zooplankton of lake Ala-Kitka (NE-Finland) in relation to phytoplankton and predation by vendace (*Coregonus albula*). *Aqua Fennica* 20, s. 81-94.
- Karjalainen, J. 1991. Survival, growth and feeding of vendace, *Coregonus albula* (L.), larvae in net enclosures. *Journal of Fish Biology* 38, s. 905-919.
- Karjalainen, J. & Viljanen, M. 1993. Changes in the zooplankton community of Lake Puruvesi, Finland, in relation to the stock of vendace (*Coregonus albula* (L.)). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, s. 563-566.
- Nyrönen, J. 1975. Päijänteiden Tehinselällä pelagiaalista pyydettyjen ahventen ja muikun ravinnosta. Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 64, s. 1-15.
- Sarvala, J., Rajasilta, M., Hangelin, C., Hirvonen, A., Kiiskilä, M. & Saarikari, V. 1988. Spring abundance, growth and food of 0+ vendace (*Coregonus albula* (L.)) and whitefish (*C. lavaretus* L. s.l.) in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Finnish Fish. Res.* 9, s. 221-233.

Selin, P., Kokko, H. ja Hakkari, L. 1981. Sulfiittiselluteollisuuden jätevesien likaaman Lievestuoreenjärven pelagiaalin ravintoketjututkimus. Jyväskylän yliopiston Biol. laitoksen Tiedonantoja 26, s. 1-110.

Valkeajärvi, P. 1995. Kalakantojen kehitys Konnevedessä vuosina 1969-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).

Zaret, T.M. 1972. Predators, invisible prey, and the nature of polymorphism in the Cladocera (Class Crustacea). *Limnol. Oceanogr.* 17, s. 171-184.

Ilmaston muutoksen vaikutuksista Rautalammin reitin järvitaimenen viljelyedellytyksiin

Juha Koskela¹ ja Juhani Pirhonen¹

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus ja vesiviljely, 41360 Valkola

Sisällysluettelo

Johdanto	89
Ilmasto ja vedet lämpenevät	89
Kalan elämä sidoksissa lämpötilaan	89
Tärkeät taimenen viljelyalueet Keski- ja Pohjois-Suomessa	90
Aineisto ja menetelmät	90
Kasvatuskokeet	90
Lämpötila-aineisto	90
Ennusteiden laadinta	90
Tulokset ja tarkastelu	91
Taimenen kasvu suhteessa lämpötilaan	91
Ilmastonmuutoksen vaikutus kasvuennusteeseen	92
Johtopäätökset	94
Kirjallisuus	95

Ilmaston muutoksen vaikutuksista Rautalammin reitin järvitaimenen viljelyedellytyksiin

Maapallon hiilidioksidipitoisuus kaksinkertaistuu nykytilanteesta ihmisen toiminnan seurauksena vuoteen 2080 mennessä. Se aiheuttaa paitsi ilmaston myös vesistöjen lämpenemisen 4-6 asteella. Tämän suuruinen lämpötilamuutos vaikuttaa viileää vettä suosivien lohikalojen viljelyedellytyksiin. Viljely tulee vaikeutumaan kesähelteillä Etelä- ja Keski-Suomessa, mutta Pohjois-Suomessa viljelyedellytykset tulevat paranemaan nykyiseen verrattuna.

Johdanto

Ilmasto ja vedet lämpenevät

Maan ilmakehän kaasuilla on suuri vaikutus lämpötilaan maan pinnan tasolla, sillä ne pidättävät maasta takaisin avaruuteen heijastuvaa lämpösäteilyä. Maan pinnan lämpötilaan vaikuttavista kaasuista tärkeimpiä on hiilidioksidi. Ilmakehän hiilidioksidipitoisuus on kasvanut teollisen toiminnan seurauksena ja sen arvioidaan kaksinkertaistuvan nykytilanteeseen verrattuna vuoteen 2080 mennessä.

Ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden kasvusta seuraa maan läheisen ilmakehänosan ja vesistöjen lämpeneminen. On arvioitu, että vesistöjen lämpötila nousisi 0,4 astetta vuosikymmenessä. Pohjoisella pallonpuoliskolla lämpötilan nousu voi olla tätä nopeampaa. Arviot vesistöjen lämpötilan noususta vuoteen 2080 mennessä vaihtelevat 4-6 asteeseen. Myöskin kasvukausi pitenee kevääntulon aikaistuessa ja talven tulon viivästyessä (Huttula ym. 1992, Kauppi ym. 1992, Carter ym. 1993)

Suomen Akatemia käynnisti vuonna 1990 laajan 6 vuotta kestävä tutkimusohjelman, jonka tarkoituksena on selvittää ilmaston lämpenemisen dynamiikkaa ilmakehässä ja vaikutuksia maa- ja vesiekosysteemeissä. Tutkimusohjelmassa toimii yli 50 hanketta, joista kolme käsittelee vaikutuksia kaloihin. Oma hankkeemme selvittää ilmaston lämpenemisen vaikutuksia kalan kasvuun ja viljelyn kapasiteettiin.

Kalan elämä sidoksissa lämpötilaan

Vaihtolämpöisinä eläiminä kalojen elämä on tiukasti sidoksissa elinympäristön lämpötilaan. Niiden eloonjääminen, aineenvaihdunnan taso, kyky kasvaa, syödä ja liikkua riippuu läheisesti veden lämpötilasta (Fry 1971, Brett 1979, Brett ja Groves 1979). Tämän vuoksi elinympäristön lämpötilan nousu voi vaikuttaa suuresti lajien menestymiseen. Eri lajit viihtyvät parhaiten hieman erilaisissa lämpötilaympäristöissä. Lohikalat kuuluvat viileää vettä suosiviin kaloihin ja niiden kasvun lämpötilaoptimi vaihtelee lajista riippuen 13-20 asteen välillä.

Viljely-ympäristössä kalalle voidaan antaa sen tarpeiden mukaiset olosuhteet useimpien elinympäristötekijöiden osalta. Kaloille voidaan antaa ruokaa ja veteen lisätä happea, jotta niiden tarve tulee tyydytettyä. Veden lämpötilaa on kuitenkin käytännössä mahdotonta säätää kalalle sopivaksi. Tämä johtuu veden jäähdyttämisen tai lämmittämisen kalteudesta sekä viljelylaitosten rajallisista mahdollisuuksista saada viileämpää alus- tai pohjavettä. Tämän vuoksi ilmaston lämpenemisen aiheuttama vesielinympäristön lämpeneminen voi muodostua lohikalojen viljelylle merkittäväksi ongelmaksi. Koska taimenen tiedetään olevan lohikaloista lämpötilaherkimpiä (Elliott 1981) tulee ilmaston lämpeneminen ensimmäisenä vaikuttamaan juuri taimenen viljelyedellytyksiin.

Tärkeät taimenen viljelyalueet Keski- ja Pohjois-Suomessa

Taimenkantojen hoito perustuu pitkälti vuosittain tehtävään n. 4 miljoonan kalan istutukseen. Taimenta viljellään istutustarkoituksiin pääasiassa Keski-Suomen (Keski-Suomen, Vaasan ja Kuopion läänit) sekä Pohjois-Suomen (Oulun, Pohjois-Karjalan ja Lapin läänit) alueilla. Näillä alueilla tuotetaan yhteensä n. 90 % istukkaista. Keski-Suomen lääni on suurin poikastuottaja 37 % osuudellaan. Etelä-Suomen alueella tuotetaan vain n. 10 % koko maan taimenistukkaista (RKTL:n tilasto).

Tarkastelemme työssämme miten arvioitu ilmaston lämpeneminen vaikuttaa taimenen kasvuun ja siten sen viljelymenestykseen Suomen eri osissa. Aiemmin olemme raportoineet lämpötilan vaikutuksesta taimenen hapenkulutukseen ja viljelyn vedentarpeeseen sekä ilmaston lämpenemisen vaikutuksesta taimenen viljelyn tuotantomääriin (Koskela & Pirhonen 1994a, 1994b, 1994c).

Aineisto ja menetelmät

Kasvatuskokeet

Vuoden vanhat Rautalammin reitin järvitaimenet saatiin Laukaan keskuskalanviljelylaitokselta, missä tehtiin myös kasvatuskokeet. Korkeiden lämpötilojen (13, 15, 17, 19, 22 ja 24 astetta) kasvatuskokeet tehtiin kesällä 1992 ja matalien lämpötilojen (2, 4 ja 6 astetta) kasvatuskokeet talvella 1993. Koesarjaa täydennettiin kesällä 1993 tekemällä kasvatuskokeet 11- ja 13-asteisessa vedessä vastaavan kokoisilla ja ikäisillä taimenilla.

Lämpötila-aineisto

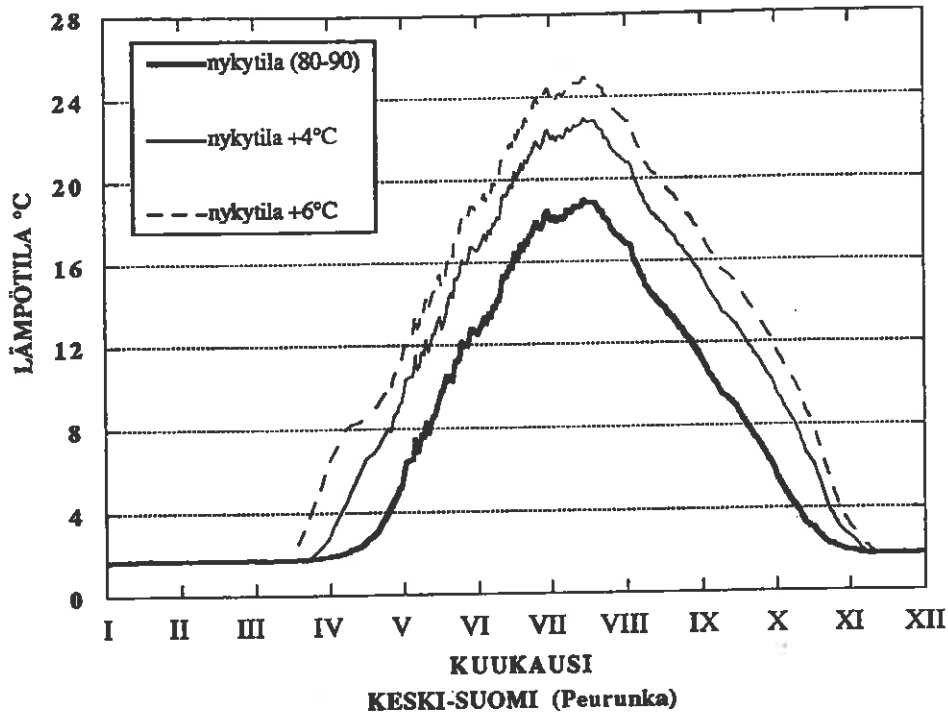
Kasvuennusteiden laadintaa varten hankittiin päivittäiset pintaveden lämpötila-aineistot 11 vuoden ajalta (1980-1990) Pohjois-, Keski- ja Etelä-Suomesta. Pohjois-Suomen lämpötilaoloja edustivat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Pohjois-Suomen toimipaikasta saadut lämpötilatiedot. Laitos sijaitsee Taivalkosken kunnassa ja ottaa veden Ohta-ojasta. Keski-Suomen lämpötilaoloja edustivat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Laukaan toimipaikasta saadut lämpötilatiedot. Laitos sijaitsee Laukaan kunnassa ja ottaa veden Peurunkajärvestä. Etelä-Suomen lämpötilaoloja edustivat Merentutkimuslaitoksen Seilin merialueen havaintopisteen lämpötilatiedot.

Ennusteiden laadinta

Nykytilan kuvaamista varten 11 vuoden lämpötila-aineistosta laskettiin päivittäiset keskiarvolämpötilat. SILMU tutkimusohjelmassa laaditun ennusteen perusteella ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden kaksinkertaistuminen johtaisi vesistöjen lämpenemiseen 4-6 asteella. Tulevan tilanteen ennustamista varten nykyisiin keskilämpötiloihin lisättiin 4 ja 6 astetta. Tulevassa tilanteessa arvioitiin jäiden lähdön aikaistuvan 28 vrk (+4 °C) ja 44 vrk (+6 °C) ja jääpeitteen tulon viivästyvän vastaavasti 8 ja 12 vrk (Huttula ym., 1992). Lämpötilaa nostettiin keväällä ja laskettiin syksyllä 0,5 °C/vrk, kunnes haluttu lämpötilan muutos oli saavutettu (Kuva 1).

Kasvatuskokeiden tulosten perusteella laadittiin malli, joka kuvaa 1-vuotiaan järvitaimenen kasvua 2 °C - 23 °C lämpötiloissa. Kasvuennustetta muokattiin siten, että taimenen havaitussa optimilämpötilassa kasvua kuvaava luku sai arvon 100 % ja pieneni mallin ennustamalla tavalla lämpötilan ollessa kasvun optimilämpötilaa suurempi tai pienempi.

Mallin ja päivittäisten keskiarvolämpötilojen avulla laskettiin joka päivälle kasvuennuste.



Kuva 1. Peurunkajärven pintaveden päivittäinen keskilämpötila nykytilanteessa (1980-1990) ja tilanteessa jossa lämpötila on noussut 4 °C tai 6 °C.

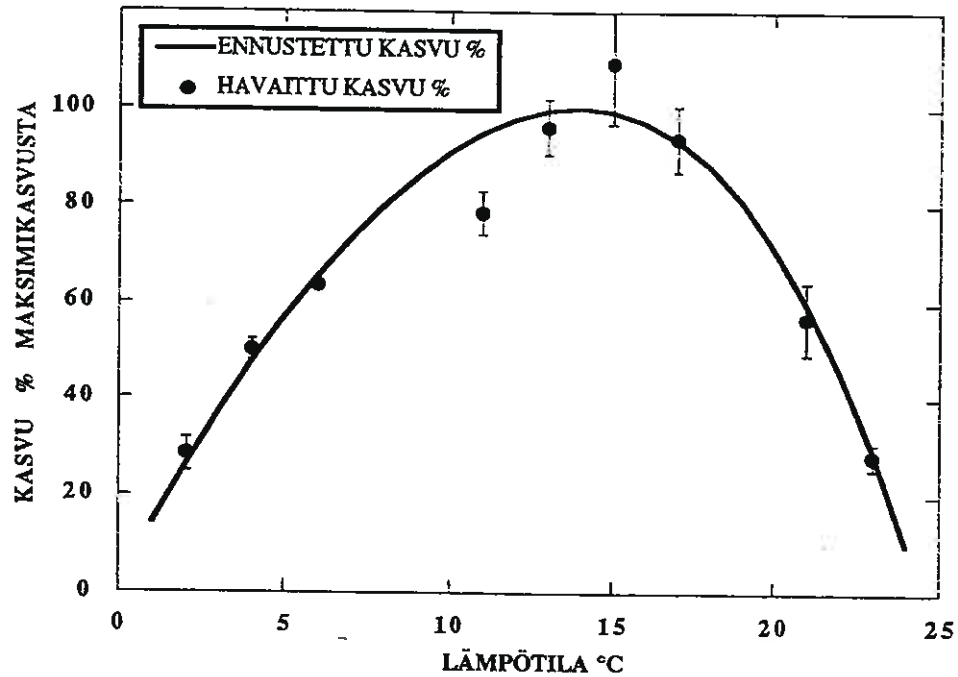
Tulokset ja tarkastelu

Taimenen kasvu suhteessa lämpötilaan

Vuoden vanhan järvitaimenen kasvu suhteessa lämpötilaan noudatti kaloilla yleisesti havaittua käyräviivaista suhdetta. Kasvu kiihtyi lämpötilan noustessa aina 13-14 °C:een saakka ja kääntyi lämpötilan edelleen noustessa laskuun (Kuva 2). Järvitaimenen kasvupotentiaali on hyvä laajalla lämpötila-alueella. Lämpötila-alue, jolla kasvu oli yli 80 % havaitusta maksimikasvusta sijoittui 8-19 asteen välille ja kasvu on vielä 50 % maksimikasvusta 5-21 asteen lämpötila-alueella.

Tulosten perusteella järvitaimen ei ole niin lämpötilaherkkä laji kuin englantilaisella taimenella (Elliott, 1975) saadut tulokset antoivat aiheen odottaa. Kasvun optimilämpötila saavutetaan noin asteen korkeammassa lämpötilassa kuin englantilaisella taimenella. Merkittävämpi ero oli kalan kyvyssä kasvaa korkeissa lämpötiloissa. Englantilaisen taimenen kasvu pysähtyi lämpötilan noustua 18-19 asteeseen kun taas Rautalammin reitin järvitaimen jatkoi kasvua vielä 23 °C:n koelämpötilassa.

Erot kasvu-lämpötilasuhteessa voivat johtua kantojen välisistä eroista, mutta todennäköisempi syy löytyy koeolosuhteissa. Englantilaista taimenta ruokittiin enintään kahden tunnin välein matalaenergisellä ravinnolla (*Gammarus pulex*, 5-7 kJ/g) kun taas kokeissamme käytimme jatkuvaa ruokintaa ja korkeaenergistä kalarehua (22 kJ/g). Todennäköisesti taimen ei ole kyennyt syömään matalaenergistä ravintoa riittävän paljon voidakseen kasvaa korkeissa lämpötiloissa vaan kaikki syöty energia kului perusaineenvaihdunnan ylläpitämiseen.



Kuva 2. Taimenen kasvu suhteessa lämpötilaan. Pisteet ovat kokeissa havaittuja kasvuja ja käyrä mallin avulla laskettu kasvuennuste.

Ilmastonmuutoksen vaikutus kasvuennusteeseen

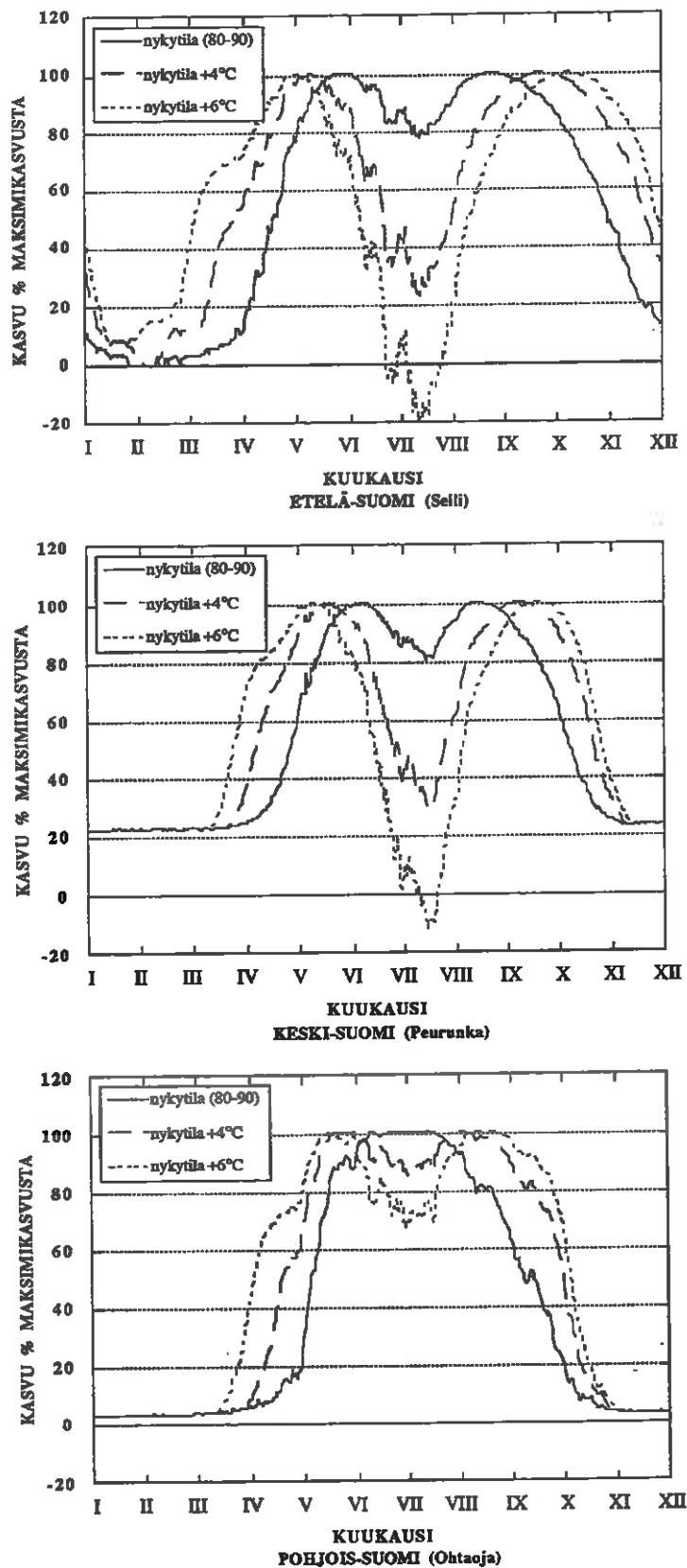
Nykytilanteessa lämpötilasta johtuva taimenen kasvurytmiikka on erilaista Suomen eri osissa (Kuva 3). Etelä- ja Keski-Suomessa taimenen kasvu on selvästi kaksihuippuista. Keskipäivän huippulämpötilojen aikana kasvu heikkenee ja nopeutuu jälleen vesien viiletessä syksyllä. Pohjois-Suomen ilmasto-oloissa koko kesäkauden lämpötilaolot ovat lähellä optimaalista ja kaksihuippuista kasvurytmiikkaa ei ole havaittavissa.

Vesistöjen lämpeneminen 4 tai 6 asteella aikaistaa kasvukauden alkua (Kuva 3). Kasvun kaksihuippuisuus syvenee ja Etelä- sekä Keski-Suomessa taimenen kasvu on keskipäivällä varsin vähäistä. Pohjois-Suomen oloissa ennustettu vesistöjen lämpeneminen aiheuttaa samanlaisen kaksihuippuisen kasvukäyrän kuin nykytilanteessa on havaittavissa Keski-Suomessa.

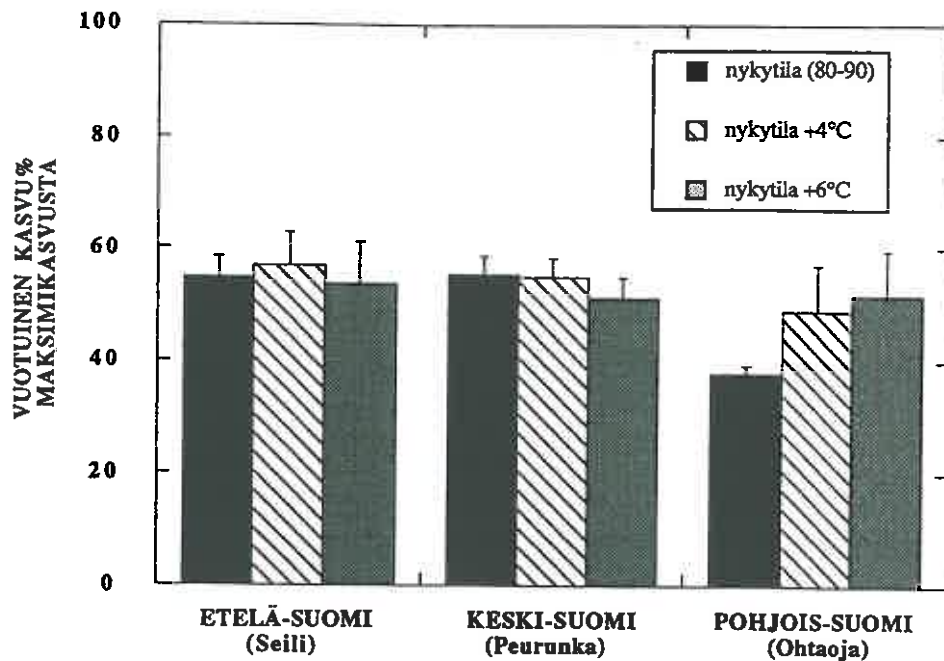
Keskeinen vesistöjen lämpenemisestä aiheutuva muutos on taimenen kasvurytmiikan jakautuminen selkeästi kahteen jaksoon keskipäivän pitenevistä hellejaksoista johtuen (Taulukko 1). Keskipäivän korkeat lämpötilat heikentävät huomattavasti taimenen kasvatus-

Taulukko 1. Kesän hellevuorokausien (pintavesi 20 astetta) määrä kolmella paikkakunnalla nykytilanteessa (1980-1990) ja veden lämmentyä 4 tai 6 astetta.

	Etelä-Suomi (Seili)	Keski-Suomi (Laukaa)	Pohjois-Suomi (Taivalkoski)
Nykytila	0 - 33	0 - 10	0
Nykytila + 4 °C	26 - 87	18 - 67	0 - 28
Nykytila + 6 °C	38 - 111	55 - 80	5 - 45



Kuva 3. Taimenen ennustettu päivittäinen kasvupotentiaali kolmella paikkakunnalla nykytilanteessa ja tulevassa tilanteessa jossa lämpötila on noussut 4 °C tai 6 °C.



Kuva 4. Taimenen ennustettu koko vuoden kasvupotentiaali kolmella paikkakunnalla nykytilanteessa ja tulevassa tilanteessa jossa lämpötila on noussut 4 °C tai 6 °C.

edellytyksiä tärkeällä Keski-Suomen viljelyalueella. Pitkäaikaiset yli 20 asteen hellejaksot ovat taimenelle stressaavia ja niiden alttius sairastua bakteeri- ja loistauteihin kasvaa.

Laskennallinen vuotuinen kokonaiskasvu ei juurikaan muutu Etelä- ja Keski-Suomessa ilmaston lämpenemisen myötä (Kuva 4). Tämä johtuu kevääntulon aikaistumisesta ja syksyn tulon viivästyemisestä. Nämä muutokset kompensoivat keskikesällä heikentynyttä kasvua ja vuotuinen kokonaiskasvu säilyy samansuuruisena kuin nykytilanteessa. Pohjois-Suomessa ilmaston lämpenemisestä on odotettavissa selkeää hyötyä taimenen viljelylle. Vuotuinen kokonaiskasvu suurenee ja vastaa Keski-Suomen kasvutulosta.

Johtopäätökset

Rautalammin reitin järvitaimenen viljely näyttäisi selviävän ilmaston lämpenemisestä vähäisemmin kasvumenetyksin kuin kirjallisuustietojen perusteella oli odotettavissa. Mikäli viljely selviää pitenevien hellejaksojen aiheuttamista riskeistä, voi kalojen kasvutulos säilyä nykyisen kaltaisena ja poikastuotannolle voi olla edelleenkin edellytyksiä Etelä- ja Keski-Suomen ilmasto-olosuhteissa.

Tässä esitettyjen ennusteiden tuloksiin vaikuttaa keskeisesti käytetty ilmaston muutoskenaario. Tällä hetkellä luotettavin skenaariovaihtoehto voi vanhentua jo muutaman vuoden kuluessa kun tutkimus tuo uutta tarkempaa tietoa ilmakehän ja vesistöjen lämpenemisen dynamiikasta. Siksi myös viljelyennusteita on syytä tarkentaa sitä mukaa kun saadaan uutta tietoa ilmaston ja vesistöjen lämpenemisestä.

Vesien ajoittainen lämpeneminen lohikalojen viljelyn kannalta epäedulliseksi on jo nykypäivänä viljelyä kohtaava ongelma. Lämpimänä kesänä veden lämpötila on keskimäärin 1-2 astetta korkeampi kuin 10 vuoden keskiarvolämpötila. Tällöin viljelijä on vastaavassa tilanteessa kuin mihin ilmaston lämpeneminen johtaa 25-50 vuoden kuluessa. Tästä johtuen keinoja, jolla kalanviljely selviää tulevaisuuden ilmasto-oloissa, tarvitaan jo nyt lämpimien kesien aikana.

Kirjallisuus

- Brett, J.R. 1979. Environmental factors and growth. In: W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett (eds.) *Fish Physiology*, volume 8, s. 599-667. Academic Press, London.
- Brett, J.R. & Groves, T.D.D. 1979. Physiological energetics. In W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett (eds.) *Fish Physiology* 8, s. 280-344. Academic Press, London.
- Carter, T., Holopainen, E & Kanninen, M. 1993. Techniques for developing regional climatic scenarios for Finland. *Publications of the Academy of Finland* 2/93. 63 s.
- Elliott, J.M. 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *J. Animal Ecol.* 44, s.805-821.
- Elliott, J.M. 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In A.D. Pickering (ed.) *Stress and Fish*, s.209-245. Academic Press, London.
- Fry, F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: W.S. Hoar & D.J. Randall (eds.) *Fish Physiology*, volume 6, s.1-87. Academic Press, London.
- Huttula, T., Peltonen, A., Bilaletdin, Ä. and Saura, M. 1992. The effects of climatic change on lake ice and water temperature. *Aqua Fennica* 22 (2), s.129-142.
- Kauppi, L, Frisk., T., Forsius, M., Huttula, T., Posch, M., Bilaletdin, Ä., Kämäri, J., Kallio, K., Peltonen, A. ja Saura M. 1992. Ilmastomuutosten, ilman epäpuhtauksien ja valuma-alueen maankäytön vaikutus järviökosysteemiin. Kirjassa, M. Kanninen ja Anttila P. (toim.) *Suomalainen ilmähämömuutosten tutkimusohjelma. Tutkimusten väliraportti, Suomen Akatemian julkaisuja* 2/92. 312 s. VAPK-kustannus, Helsinki.
- Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994a. Does the climate change limit the cultivation possibilities of brown trout (*Salmo trutta* L.) by increasing the oxygen consumption of fish. Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (eds.) *The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Painatuskeskus Oy, Helsinki*, 415 s.
- Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994b. Paljonko tarvitaan happea ja vettä taimenen poikasviljelyssä. *Suomen kalankasvattaja* 23 (3), s.41-42.
- Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994c. Pienentääkö ilmaston lämpeneminen viljelylaitosten tuotantopotentiaalia. *Suomen kalankasvattaja* 23(3), s.32-34.

Rautalammin reitin alaosan kalojen elohopeapitoisuus

Hannu Salo¹ ja Allan Witick¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto.....	99
Aineisto ja menetelmät	99
Hauessa ja mateessa eniten elohopeaa.....	100
Humuskuormitus vaikuttaa Hankavedellä	101
Kalojen ravinto ja kasvu vaikuttavat.....	102
Kirjallisuus	104

Rautalammin reitin alaosan kalojen elohopeapitoisuus

Keski-Suomen järvien kalojen elohopeapitoisuuksia tutkittaessa vuonna 1993 Rautalammin reitiltä kohteina olivat Etelä-Konnevesi, Kynsivesi, Armisvesi, Hankavesi ja Kuuhanavesi. Tutkitut kalalajit olivat hauki, made, ahven ja siika. Pienimmät pitoisuudet mitattiin Konneveden ja Kynsiveden kaloista. Haukeen ja mateeseen kertyy eniten elohopeaa. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin Hankaveden hauista, mikä johtunee muita järviä suuremmasta humuskuormituksesta. Konneveden ja Kynsiveden hauet sisälsivät elohopeaa vähemmän kuin keskisuomalaiset järvet keskimäärin. Armisvedessä ja Kuuhanavedessä pitoisuudet olivat keskimääräistä tasoa. Lääkintöhallituksen suositusarvojen perusteella vain Hankaveden haukien käyttöä ihmisravinnoksi on syytä rajoittaa.

Johdanto

Kalaravinnon osuus väestön elohopean kokonaissaannissa on noin 60 - 80 % (Alfthan 1992). Suomalaisen keskimääräinen elohopea-altistuminen on arvioitu vähentyneen lähes puoleen viimeisten kahden vuosikymmenen aikana (Louekari ym. 1992). Syynä pidetään elohopean vähentymistä saastuneiden sisävesien kaloissa kuin myös hauen ja ahvenen osittaista korvautumista kirjolohella. Vaikka elohopea ei muodosta merkittävää terveysriskiä aikuisväestölle, raskaana oleville ja imettäville naisille on suositeltu järvistä pyydetyn kalan välttämistä (Alfthan 1992).

Keski-Suomen järvien kalojen elohopeapitoisuuksia on tutkittu pääasiassa metsäteollisuuden kuormittamilla vesialueilla kuten Äänekoski-Vaajakoski-vesireitillä sekä Pohjois- ja Keski-Päijänteellä. Lisäksi viime vuosina on selvitetty turvetuotantoalueiden alapuolisten järvien kalojen elohopeapitoisuuksia ja vesi- ja ympäristöhallitus on valtakunnallisten tutkimusten yhteydessä seurannut joidenkin keskisuomalaisen järvien kalojen pitoisuuksia. Muiden järvien kalojen elohopeapitoisuuksia on selvitetty vain satunnaisesti tai yksittäisistä kalanäytteistä.

Tässä tutkimuksessa käsitellään Etelä-Konneveden, Kynsiveden, Armisveden, Hankaveden ja Kuuhanaveden kalojen elohopeapitoisuuksia. Aiempia tietoja on haukien elohopeapitoisuuksista Konnevedessä (Verta 1990) sekä Armisvedessä, Hankavedessä ja Kuuhanavedessä (Salo 1993).

Aineisto ja menetelmät

Keski-Suomen järvien kalojen elohopeatutkimuksessa selvitettiin 36 järven tai vesialueen kalojen elohopeapitoisuudet (Witick & Salo 1994a). Tutkimusjärviksi tai -vesistöiksi valittiin kalataloudellisesti merkittävät järvet, joista ei ollut aikaisempia tietoja kalojen elohopeapitoisuuksista tai tiedot olivat puutteellisia. Rautalammin reitiltä kohdejärviksi valittiin Etelä-Konnevesi ja Kynsivesi sekä reitin sivuhaarasta Kuuhanaveden vesistöalueeseen kuuluvat Armisvesi, Hankavesi ja Kuuhanavesi (Kuva 1).

Näytekalalajeiksi vesialueiden elohopeatasoa kuvaamaan valittiin hauki, siika, made ja ahven. Nämä kalalajit ovat yleisiä tutkimusjärvissä ja ne edustavat ravintoketjun eri tasoja.

Kalojen hankinta aloitettiin Konnevedestä ja Kynsivedestä toukokuussa 1993, ja pääosa kaloista saatiin hankittua kesäkuukausien aikana. Armisveden, Hankaveden ja Kuuhanaveden hauet oli pyydetty keväällä 1993. Osa sioista, mateista ja ahvenista kalastettiin

kaveden hauet oli pyydetty keväällä 1993. Osa siiosta, mateista ja ahvenista kalastettiin syksyn aikana. Paikalliset kalastajat kalastivat näytekalat. Kalat toimitettiin pakastettuina kokonaisina Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskukseen, jossa kaloista määritettiin lihasnäytteen oton yhteydessä pituus, massa, sukupuoli ja sukukypsyyssaste sekä otettiin suomenäyte iänmäärittystä varten. Mateilta iänmäärittys tehtiin otoliitista. Lihasnäytteistä määritettiin kokonaiselohopeapitoisuus atomiabsorptiospektrometrisesti kylmähöyrymenetelmällä.

Näytekalojen massojen vaihtelun vuoksi ja järvien välisen vertailun helpottamiseksi kaloille laskettiin regressioyhtälön avulla järvittäin vakiomassaisen kalan elohopeapitoisuus. Hauen vakiomassana käytettiin yhden kilon kalaa, mateella puolen kilon painoista kalaa ja ahvenella 100 gramman painoista kalaa. Eri järvien siikojen elohopeapitoisuustason vertailussa käytettiin pitoisuuksien keskiarvoja, koska siian elohopeapitoisuuden ja painon välillä ei ollut riippuvuutta. Regressioyhtälö oli seuraava:

$$y = a + b \log(x), \text{ jossa}$$

y = elohopeapitoisuus (mg/kg)
 x = kalan massa
 a ja b = vakio

Haukien kasvunopeuden ja elohopeapitoisuuden riippuvuutta selvitettiin tutkimalla, korreloivatko 3- ja 4- vuotiaiden haukien pituudet ja yhden kilon massaisen hauen elohopeapitoisuus keskenään (Witick & Salo 1994).

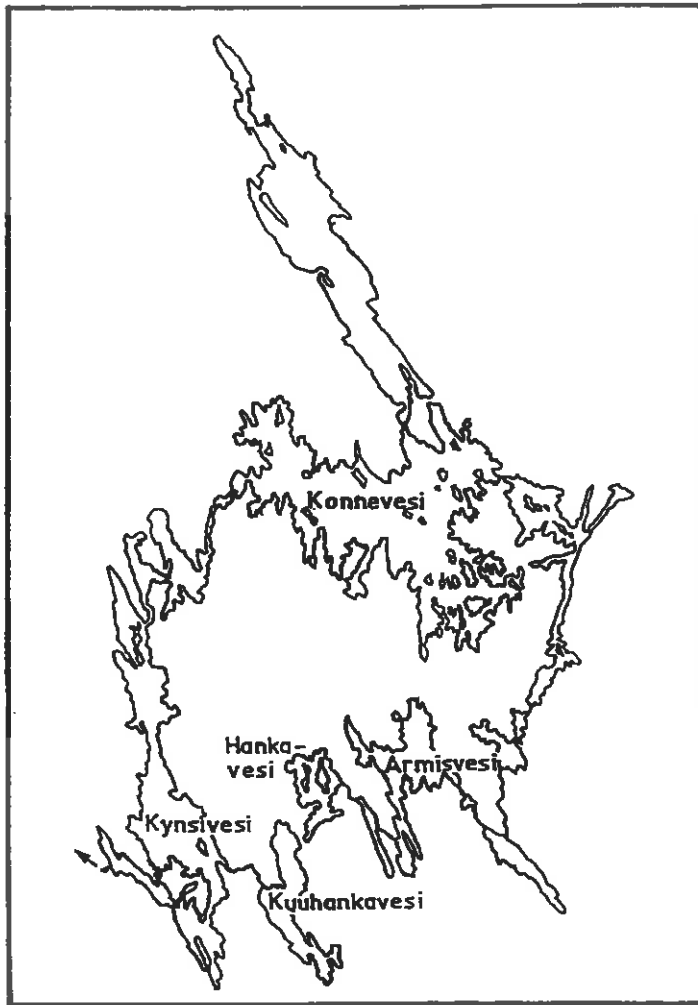
Hauessa ja mateessa eniten elohopeaa

Kalalajien elohopeapitoisuudet olivat odotetun kaltaiset: suurimmat pitoisuudet mitattiin hauesta ja mateesta ja pienimmät plankton- ja pohjaeläinravintoa käyttävästä siiasta (Taulukko 1). Siikojen elohopeapitoisuus oli vain neljännes haukien pitoisuuksista. Ahventen pitoisuudet olivat samaa tasoa kuin mateilla. Havaitut pitoisuudet vastasivat muualta Suomesta mitattuja pitoisuuksia (Liukkonen-Lilja 1993).

Taulukko 1. Eri kalalajien elohopeapitoisuudet (mg/kg) tutkituissa järvissä vuonna 1993. Suluissa on näytekalojen määrä.

Järvi	Elohopeapitoisuus, mg/kg			
	hauki	siika	made	ahven
Konnevesi	0,27 (5)	0,07 (16)	0,36 (11)	0,21 (23)
Kynsivesi	0,28 (10)	0,09 (16)	0,22 (9)	0,16 (10)
Armisvesi	0,46 (13)	0,10 (15)	0,26 (10)	0,26 (25)
Hankavesi	0,58 (6)			
Kuuhankavesi	0,44 (13)			

Luonnontilaisissa etelä- ja keskisuomalaisissa järvissä haukien elohopeapitoisuuden on arvioitu olleen 0,2 - 0,3 mg/kg. Nykyisin Keski- ja Etelä-Suomen reittivesille ja viljely-alueilla sijaitseville järvien haukien taustapitoisuudeksi on esitetty 0,44 mg/kg. Tumma-
 vetisten metsäjärvissä pitoisuudet saattavat olla usein tätäkin arvoa suurempia (Verta ym. 1986). Tutkimiemme järvien haukien elohopeapitoisuudet vastasivat luonnontilaisten järvien arvoja. Konneveden ja Kynsiveden haukien pitoisuuksia voidaan pitää alhaisina verrattuna muihin Keski-Suomen järvien haukien pitoisuuksiin (Witick & Salo 1994b). Suurimmat elohopeapitoisuudet havaittiin Kuuhankajoen vesistöalueella sijaitsevilla järvillä. Hankaveden haukien elohopeapitoisuus nousi yli 0,50 mg/kg, mikä on korkea pitoisuus

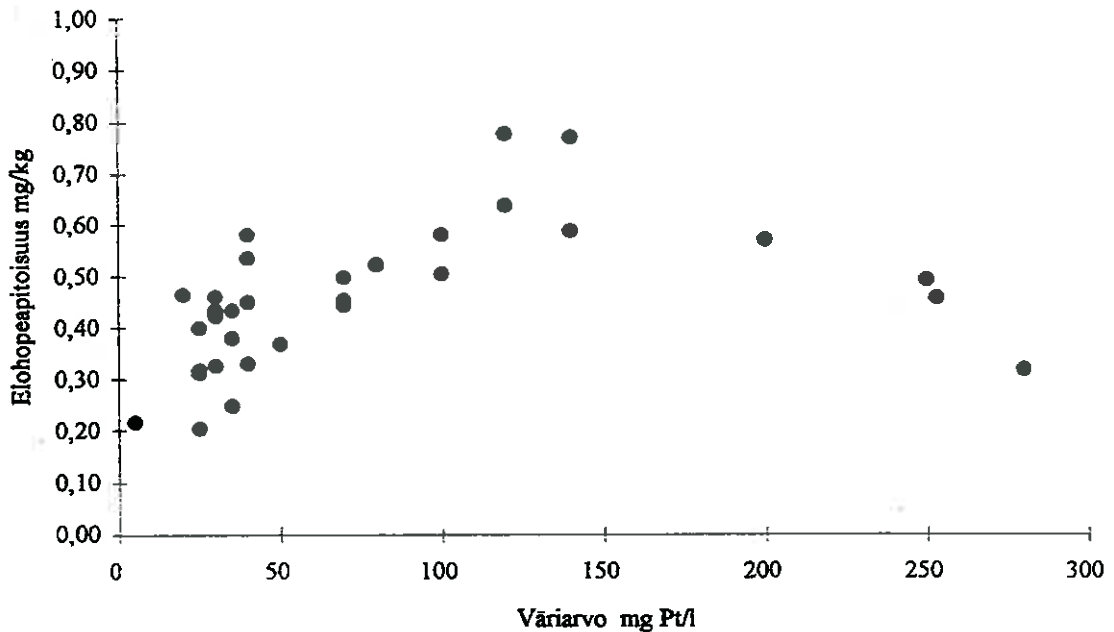


Kuva 1. Tutkimusalue

niissä keski-suomalaisissa suurissa tai keskikokoisissa järvissä, jotka eivät sijaitse teollisuuden likaamilla alueilla.

Humuskuormitus vaikuttaa Hankavedellä

Hankaveden suuremmat elohopeapitoisuudet ovat todennäköisesti yhteydessä järven valuma-alueelta tulevaan humus- ja kiintoainekuormitukseen. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että runsaasti humusyhdisteitä sisältävissä järvissä tavataan korkeimmat kalojen elohopeapitoisuudet (Verta ym. 1986, Driscoll ym. 1994). Veden väri korreloi järveen tulevan humuksen määrästä, mikä riippuu valuma-alueen maaperän laadusta ja käytöstä. Keski-Suomen kalojen elohopeaselvityksessä (Witick & Salo 1994a) havaittiin veden väriarvon ja hauen elohopeapitoisuuden välillä selvä yhteys ($r = 0,80^{***}$), kun järvien veden väriarvot olivat alle 200 mg Pt/l (Kuva 2). Niissä järvissä, jossa veden väriarvot olivat erittäin suuria, haukien elohopeapitoisuudet olivat odotettua pienempiä. Hankaveden väriarvot ovat olleet lähellä 100 mg Pt/l, kun muiden järvien väriarvot ovat vaihdelleet 20 ja 40 mg Pt/l välillä. Myös kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat olleet Hankavedessä suurempia kuin muissa järvissä.



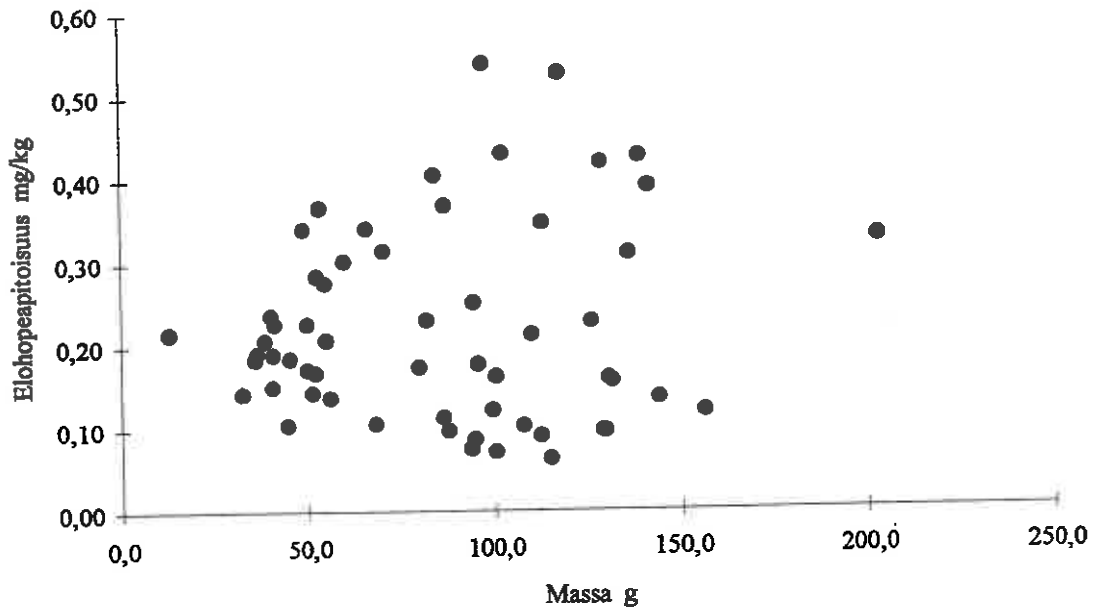
Kuva 2. Veden väriarvon (mg Pt/l) ja hauen elohopeapitoisuuden (mg/kg) välinen riippuvuus (Witick & Salo 1994a)

Elohopeapitoisuuksissa esiintyi suurta vaihtelua paitsi vesialueiden välillä myös saman vesialueen sisällä. Suurin pitoisuuksien vaihteluväli oli ahvenella (Kuva 3) ja mateella, mutta myös hauen elohopeapitoisuuksien vaihtelu oli huomattavaa (Kuva 4). Esimerkiksi Kuuhanaveden haukien elohopeapitoisuudet kasvoivat kalan massan kasvaessa, joskin pitoisuuksien vaihtelu oli suurta. Toista ääripäätä edusti Kynsivesi, jossa elohopeapitoisuus pysyi lähes samana riippumatta kalan massan kasvusta (Kuva 5). Lindqvist ym. mukaan (1991) silloinkin kun kalalajin yksilöt eivät eroa pyyntipaikan, koon, iän ja sukupuolen mukaan toisistaan, elohopeapitoisuuksien vaihtelu on huomattavaa. Elohopeapitoisuuksien vaihteluväli saattaa olla 30 - 40 % keskiarvosta. Tästä seuraa, että järven elohopeapitoisuuksien luotettava selvittäminen edellyttää suurta näytemäärää. Erot elohopeapitoisuuksissa samalla lajilla samassa järvessä saattavat johtua mm. kalojen erilaisesta ravinnosta, ravinnon käytön tehokkuudesta, kalojen iästä ja kasvunopeudesta. Vaihtelua pitoisuuksissa aiheuttavat myös alueelliset erot järven veden laadussa ja elohopeakuormituksessa.

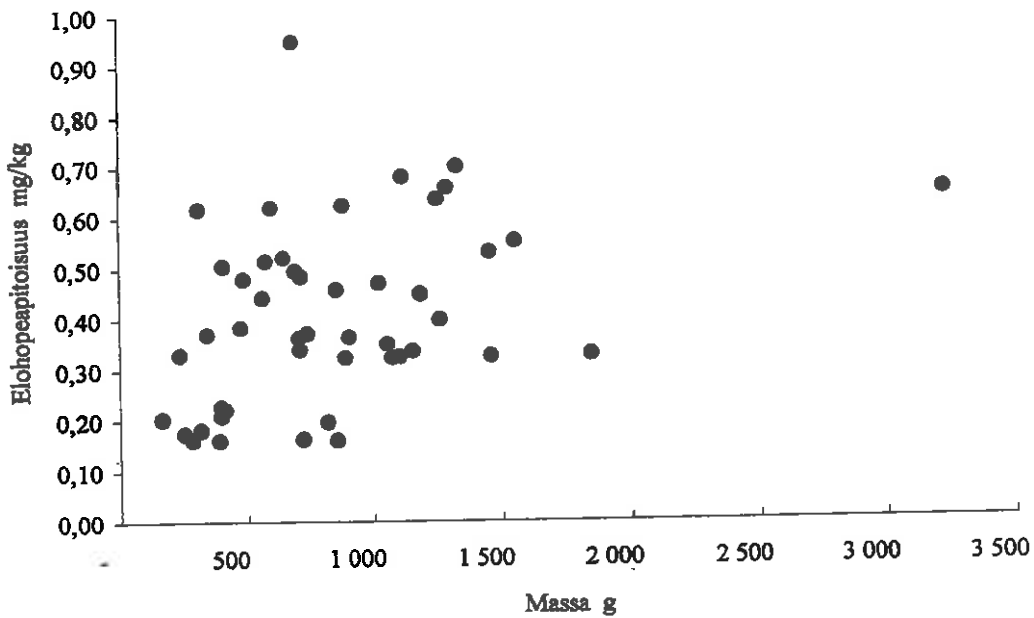
Kalojen ravinto ja kasvu vaikuttavat

Kalat saavat pääosan elohopeasta ravinnon mukana. Pohjoisamerikkalaisten valkosilmäkuhan (*Stizostedion vitreum*) ja kelta-ahvenen (*Perca flavescens*) on todettu saavan noin 90 % metyylielohopeasta ravinnon mukana (Harris & Snodgrass 1993). Koska ravinnon merkitys on elohopean lähteenä suuri, saattaa eri osista järveä pyydytyissä saman kokoisissa ja ikäisissä kaloissa olla eri määrä elohopeaa. Ulapalta pyydytyissä hauissa, jotka ovat syöneet muikkuja, kuoreita, salakoita saattaa olla aivan erilainen elohopeapitoisuus kuin rantavesistä pyydytyissä hauissa.

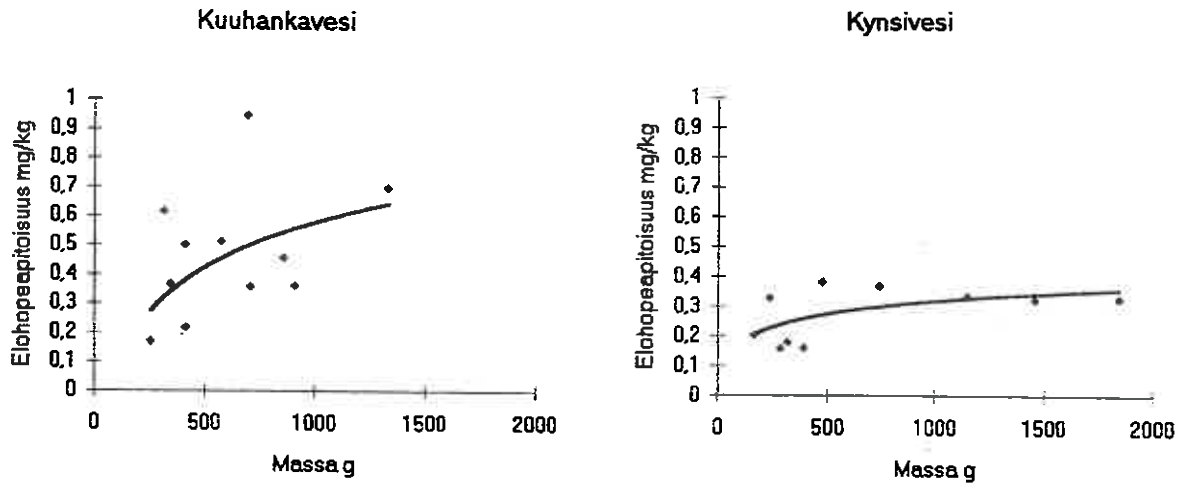
Kalojen hitaan kasvunopeuden on havaittu olevan kalojen elohopeapitoisuutta lisäävä tekijä (Verta & Rekolainen 1985, Driscoll ym. 1994). Tämän on arveltu johtuvan siitä, että kalojen kasvun ollessa hidasta suurempi osuus energiasta kuluu perusaineenvaihduntaan (Göthberg 1983). Saman lajin pienempien yksiköiden on todettu akkumuloivan enemmän elohopeaa kuin suurempien yksilöiden, minkä on arveltu johtuvan pienempien



Kuva 3. Ahventen massan (g) ja elohopeapitoisuuden (mg/kg) välinen riippuvuus tutkimusjärjissä



Kuva 4. Haukien massan (g) ja elohopeapitoisuuden (mg/kg) välinen riippuvuus tutkimusjärjissä



Kuva 5. Kuuhankaveden ja Kynsiveden hauen massan (g) ja elohopeapitoisuuden (mg/kg) välinen riippuvuus

yksilöiden vilkkaammasta aineenvaihdunnasta. Kasvunopeuden ja elohopeapitoisuuden välistä riippuvuutta tutkittiin Konnevedestä ja Kynsivedestä pyydettyillä hauilla. Kasvunopeuden ja elohopeapitoisuuden välillä ei löydetty korrelaatiota. Myöskään yhdistetäessä järvien aineistot ei kasvunopeuden ja elohopeapitoisuuden välillä ollut tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota, vaikka elohopeapitoisuudet olivat hieman pienempiä nopeasti kasvaneilla yksilöillä.

Suomessa kalan elohopeapitoisuudesta on voimassa Kauppa- ja teollisuusministeriön päätös 169/93. Sen mukaan myynnissä olevan petokalan enimmäiselohopeapitoisuus saa olla korkeintaan 1,0 mg/kg. Tutkimusjärvien kaloista ei mitattu näin korkeita elohopeapitoisuuksia. Monissa maissa kaikkien kalojen elohopeapitoisuuden terveysraja-arvona pidetään 0,5 mg/kg. Jos tätä raja-arvoa sovellettaisiin kohdejärvien kaloihin, luokiteltaisiin noin viidesosa hauista, noin kuusi prosenttia mateista ja noin kolme prosenttia ahvenista syömäkelvottomiksi. Lääkintöhallitus on antanut oman suosituksensa kalojen syötävyydestä. Sen mukaan kaloja, joissa elohopeapitoisuus ylittää 0,5 mg/kg, ei tulisi syödä jatkuvasti enempää kuin puoli kiloa viikossa. Jos pitoisuus ylittää 1,0 mg/kg, kalaa ei saisi ohjeen mukaan syödä lainkaan.

Kirjallisuus

- Alfthan, G. 1992. Elohopea hiuksissa ja elohopean terveysvaarat. *Ympäristö ja Terveys* 23 (6-7), s. 398-400.
- Driscoll, C.T., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. & Holsapple, J. 1994. The mercury cycle and fish in the adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.* 28 (3), s. 136-143.
- Göthberg, I. 1983. Intensive fishing - A way to reduce the mercury level in fish. *Ambio* 12, s. 259-261.
- Harris, R.C. & Snodgrass, W.J. 1993. Bioenergetic simulations of mercury uptake and retention in walleye (*Stizostedion vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*). *Water Pollut. Res. J. Can.* 28 (1), s. 217-236.

Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Hovsenius, G., Håkanson, L., Iverfeldt, Å., Meili, M. & Timm, B. 1991. Mercury in the Swedish Environment - Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air and Soil Pollut.* 55, s. 1-261.

Liukkonen-Lilja, H. 1993. Haitta-ainetietokanta I - Elohopea. Elintarvikeviraston tutkimuksia 1, s. 7- 23.

Louekari, K., Verta, M. & Mukherjee, A.B. 1992. Elohopean saanti ravinnosta saatuneilla alueilla vuosina 1967-1990. *Ympäristö ja Terveys* 23 (6-7), s. 418-421.

Salo, H. 1993. Armisveden, Hankaveden ja Kuuhankaveden haukien elohopeapitoisuus. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. *Moniste.* 8 s.

Verta, M. 1990. Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish. *Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksen julkaisu* 6, s. 5-34.

Verta, M. & Rekolainen, S. 1985. Ilmaperäisen elohopean, metsäojituksen ja tekojärvien rakentamisen vaikutus kalojen elohopeapitoisuuteen. *Vesihallituksen monistesarja* nro 320.

Verta, M., Rekolainen, S., Mannio, J. & Surma-aho, K. 1986. The origin and level of mercury in Finnish forest lakes. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisu* 65, s. 21-31.

Witick, A. & Salo, H. 1994a. Keski-Suomen järvien elohopeakartoitus. (käsikirjoitus).

Witick, A. & Salo, H. 1994b. Keski-Suomen läänin järvien kalojen elohopeakartoitus. - *Ympäristö ja Terveys* 7-8, s. 15-19.

Vesiperhosten (Trichoptera) ruokailukillat ja aikuisten emergenssi Konneveden rantavyöhykkeessä sekä Siikakoskessa

Pauli Bagge¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto	109
Tulokset	110
Kokonaissaaliit	110
Ruokailukiltojen esiintyminen ja runsaus eri habitaateilla	111
Laiduntajavesiperhoset	111
Pilkkojavesiperhoset	112
Suodattajavesiperhoset	114
"Petovesiperhoset"	115
Vesiperhosten emergenssi ja lentoaika 1983	116
Kokonaisemergenssi	116
Eri ruokailukiltojen emergenssi	116
Tulosten tarkastelu	118
Kirjallisuus	119

Vesiperhosten (Trichoptera) ruokailukillat ja aikuisten emergenssi Konneveden rantavyöhykkeessä sekä Siikakoskessa

Konneveden rantavyöhykkeen ja Siikakosken vesihyönteispyydyksissä tavattiin kesällä 1983 yhteensä 78 vesiperhoslajia, joista toukkien ruokailutavan perusteella arvioituna 26 lajia oli laiduntajia, 19 pilkkoja, 14 suodattajakerääjiä ja loput petoja tai moniruokaisia. Lajimäärät olivat suurimmat luusuan kivikkorannoilla, missä tavattiin runsaasti sekä järvi- että virtavesilajeja ja alhaisimmat järven hiekkarantapyydyksissä. Myös kokonaissaa- liit olivat joidenkin virtavesilajien massaesiintymisen takia suurimmat luusuassa, erityisesti hiekkapohjan pyydyksissä, mihin hakeutui tuhansittain *Brachycentrus subnubilis* -lajin naaraita. Tämän lajin massaparveilun takia vesiperhosten emergenssissä oli voimakas alkukesän maksimi ja toinen lievempi maksimi heinä-elokuun vaihteessa, jolloin rantaveden lämpötila oli korkea. Monet pilkkojat ja petolajeista *Rhyacophila nubila* olivat runsaita vielä syyskuun saaliissa. Lentoaikojen yksijaksoisuuden perusteella vesiperhosilla esiintyy vain yksi sukupolvi kesän aikana.

Johdanto

Surviaissääskien ohella vesiperhoset eli sirvikkäät ovat järvien ja virtavesien lajirikkain hyönteisryhmä, jolla on huomattava merkitys vesistöjen ravintoketjuissa. Konneveden ja Saimaan pohjaeläintutkimukset (Särkkä 1983, Meriläinen 1985, Varonen 1985) ovat osoittaneet vesiperhostoukkien esiintyvän runsaslukuisina erityisesti matalilla kivikkorannoilla ja vesikasvivyöhykkeissä, mutta satunnaisemmin kasvittomilla pehmeillä pohjilla ja tyystin puuttuvan syviltä pohjilta. Pohjanlaadun, syvyyden ja kasvillisuuden ohella vesiperhosten esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat erityisesti virtausnopeus, ravinnon määrä ja laatu, predaatio ja kilpailu sekä erilaiset fyysiset häiriöt ja vedenlaadun heikkeneminen. Tutkimukseni perustuu ensisijaisesti Konneveden ja sen luusuan rantavyöhykkeestä sekä Siikakoskesta kesällä 1983 kerättyyn aikuisaineistoon, josta pikku- ja suodattajasirvikkäitä olen käsitellyt aikaisemmissa julkaisuissa (Bagge 1987, 1992).

Tutkimuksen tavoitteina oli verrata erilaisten rantojen (kivikko- ja sorarannat) ja Siikakosken vesiperhoslajiston koostumusta ja runsautta sekä tarkastella eri lajien aikuistumista (emergenssiä) ja lentoaikoja. Muina tavoitteina oli tutkia eri ruokailukiltojen (laiduntajat, pilkkojat, suodattajat ja petomaiset lajit) esiintymistä ja runsautta järvi-luusua- koskigradientissa. Tutkimusalue sijaitsee Pohjois-Hämeen luonnonhistoriallisessa maakunnassa boreaalivyöhykkeen etelärajalla. Vertailuihin olen käyttänyt alueelta aikaisemmin julkaistuja havaintoja (Särkkä 1983, Paasivirta 1983) sekä dos. Hans Malickyn heinäkuussa 1992 keräämää laajaa aikuisaineistoa, jonka hän on ystävällisesti luovuttanut käyttööni.

Menetelmät

Aikuiden vesihyönteisten pyynnissä 24.5. - 28.9. 1983 käytettiin kahta pyydystyyppiä (Bagge 1987). Kvantitatiivisesti pyytäviä kelluvia pyydyksiä, joiden ala oli $0,36 \text{ m}^2$ ja jotka oli varustettu etyleeniglykolisäiliöllä, käytettiin järven ja luusuan rantavyöhykkeis- sä (Kuva 1). Näistä 6 sijaitsi matalilla kivikkopohjilla ja 4 hiekka- tai sorapohjalla. Pyydykset koettiin viikon välein. Metallisia rakopyydyksiä (malli Kuusela & Pulkkinen 1978) käytettiin Siikakosken rannoilla. Rakopyydysten leveys oli 1 metri ja ne oli varustettu kourulla, jossa oli säilöntäaineena laimeaa etyleeniglykolia. Pyydykset sijoitettiin ranta-

viivan suuntaisesti ja tyhjennettiin 10 vrk:n väliajoin. Järven ja luusuan pyyntipaikoilla (Taulukko 1) syvyys oli 0,5-1 m ja pohjanlaatu joko sekakivikkoa tai karkeaa soraa. Siikakosken rantapyydysten kohdalla virta oli matala, mutta keskiosassa syvempi ja virtausnopeus suurempi.

Kivikkorannat ovat vallitsevin rantatyyppi Konnevedessä ja sen luusuassa, ja ilmaversoisia sekä kellulehtisiä vesikasveja on alueella niukasti. Rannan kivivyöhyke on yleensä kapea vaihtuen hiekka- ja sorapohjaksi alle 1 metrin syvyydellä. Hiekkapohjilla pohjalehtiset vesikasvit kuten nuotta- ja lahna-ruoho esiintyvät paikoin niittyinä. Siikakoskessa pohjanlaatu vaihtelee, mutta sorapohjia on runsaasti ja varsinkin kosken yläosassa on tiheitä ärviäkaskasvustoja. Tutkitulla alueella vedenlaatu on erinomainen ja ravinnepitoisuudet alhaiset (Heinonen 1984).

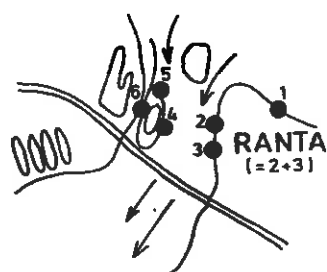
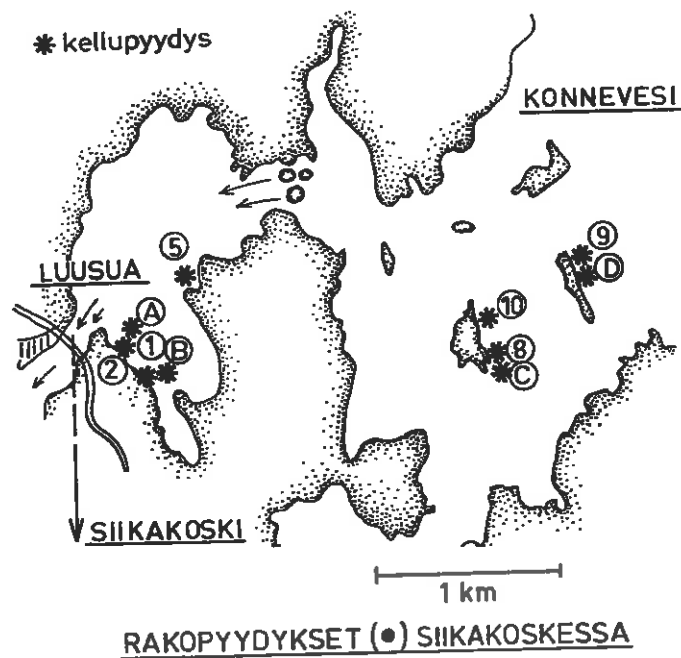
Tulokset

Kokonaissaaliit

Kaikkiaan pyydyksissä tavattiin 23 290 vesiperhosaikuista, joista järvipyydyksissä 3 964, luusuapyydyksissä 15 091 ja rakopyydyksissä 4 235 yksilöä (Taulukko 1). Pääosa järvipyydyksien saaliista saatiin pisteeltä 9, jossa pohjaa luonnehti sekakivikko. Saalis oli erittäin vähäinen hiekkapohjan pisteellä D. Luusuan sorapohjilla saaliit olivat poikkeuksellisen suuret, kun taas lohkarepohjalla (piste 5) yksilöitä oli vähän. Siikakosken matalan rannan rakopyydyksissä (R2 ja R3) saaliit olivat selvästi suuremmat kuin virran keskiosan saaren jyrkillä rannoilla tai luusuan kivikkorannalla (R1). Erityisen niukasti vesiperhosia saatiin puisen uittorännin viereen sijoitetusta pyydyksestä (R6).

Taulukko 1. Pyyntipaikkojen ominaisuudet ja pyydyskohtaiset vesiperhossaaliit toukokuussa 1983

Kelluvat pyydykset (ala 0,36 m ²)			
Konnevesi	Pohjanlaatu, kasvit	Virtaukset	Saalis Σ yks.
10	Hiekka, kivet \varnothing 10-40 cm		448
8	Pikkukivet \varnothing < 10 cm	tuulivirtauksia	452
9	Sekakivikko \varnothing 10-40 cm		2 101
C	Hiekka, <i>Lobelia</i> , <i>Isoetes</i>		760
D	Hiekka		203
Luusua			
5	Isot kivet \varnothing > 40 cm		256
2	Pikkukivet \varnothing < 10 cm		764
1	" \varnothing < 10 cm	hidas	1 435
A	Sora	laminaari	4 543
B	Sora, <i>Lobelia</i> , <i>Isoetes</i>	virtaus	8 093
Rakopyydykset (lev. 1 m)			
Luusua			
R1	Sekakivet \varnothing 10-40 cm	Pyörrevirtauksia	219
Siikakoski			
R2	Sora, kivet	< 0,6 m/s	925
R3	"	< 0,6 m/s	2 327
R4	Pikkukivet, lohkareet	0,6-1 m/s	249
R5 keski-	" "	"	357
R6 osa	Puinen uittoränni	> 1 m/s	158



Kuva 1. Tutkimusalue ja pyyntipaikat

Ruokailukiltojen esiintyminen ja runsaus eri habitaateilla

Laiduntajavesiperhoset

Laiduntajakiltaan (Taulukko 2) on sisällytetty lähinnä leväravintoa toukkavaiheessaan käyttävät hormi-, pikku-, hento- ja riippasirvikkäät sekä putkisirvikkäistä suku *Apatania* ja pitkäsarvisirvikkäistä suku *Ceraclea* (Hickin 1968, Cummins 1973, Wiggins & McKay 1978).

Pyödyksissä tavattiin 26 laiduntajalajia (Taulukko 2), joista 13 esiintyi runsaana tai kohdallaisen runsaana muiden ollessa satunnaisia. Lisäyksenä pyydysaineistoon mainittakoon Paasivirran 1983 Konnevedestä ilmoittama *Agraylea multipunctata* sekä Malickyn heinäkuussa 1992 Kivisalmesta tallettama *Ceraclea alboguttata*. Siikakosken pohjanäytteistä on tavattu *Ceraclea nigronervosa* toukkia syksyllä 1983 (Bagge, ei julk.).

Järvipyydyksissä tavattiin 15 laiduntajalajia, joista runsaina sekä kivi- että hiekkapohjilla esiintyivät *Hydroptila tineoides*, *Oxyethira flayicornis* ja *Tinodes waeneri*. Kivikkorannoilla laiduntajien keskitiheys oli 1 438 yks./m² ja osuus koko habitaatin vesiperhossäiliistä noin 54 %. Hiekkarantapyydyksissä laiduntajia oli vähän. Virtavesilajeista järvipyydyksissä tavattiin mm. *Hydroptila cornuta* ja *Agapetus ochripes*.

Luusuapyydyksissä (1-5, A, B, R1) laiduntajalajeja oli enemmän kuin varsinaisilla järvipisteillä (n=19), mikä johtuu siitä että järvilajien ohella pyödyksissä oli useita virtavesi-

lajeja kuten *Psychomyia pusilla*, *Hydroptila cornuta*, *H. simulans*, *Ithytrichia lamellaris* ja *Oxyethira frici*. Kivikkopohjilla lajuntajien keskitiheys oli 712 yks./m², mutta hiekkapohjan näytteissä vain 160 yks./m² ja osuus koko vesiperhossaaliista 0,9 %.

Siikakosken rakopyydyksissä tavattiin 14 laiduntajalajia, joista rantapyydyksissä runsaana *Agapetus ochripes* ja *Psychomyia pusilla* sekä keskiosan pyydyksissä *Hydroptila cornuta*. Virtavesilajit olivat rakopyyntiaineistossa vallitsevia ja järvilajeja esiintyi satunnaisesti. Suodattajavesiperhosten suurten saaliiden takia laiduntajakillan %-osuudet olivat Siikakoskessa alhaiset.

Piikkojavesiperhoset

Piikkojakiltaan (Taulukko 3) on sisällytetty toukkina lähinnä karkeaa kariketta syövät ruutu- ja putkisirvikkäät sekä Brachycentridae-heimon *Micrasema setiferum* ja pitkäsarvisirvikkäistä suvut *Ylodes* ja *Triaenodes* (Cummins 1973, Wiggins & McKay 1978).

Taulukko 2. Laiduntajavesiperhosten aikuisten esiintyminen Konneveden ja sen luusuan kivikko- (K) ja hiekkarantojen (H) sekä Siikakosken ranta- (R) ja keskiosan (C) pyydyksissä 1983.

	KONNEVESI		LUUSUA		SIIKAKOSKI		
	K	H	K	H	R	C	
Habitaatti							
Σ lajit	15	9	19	13	12	10	
Σ yksilöt	1 628	76	830	116	308	175	
%saaliista	54,3	7,9	31,0	0,9	9,5	23,0	
yks./m ² tai pyydys	1 438	105	712	160	155	58	
Runsaslukuiset	Σ yks.	yks./m ²	yks./m ²	yks./pyydys			
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalm.	943	613	33	198	21	+	1
<i>Oxyethira flavicornis</i> (Pict.)	929	593	19	204	70	3	+
<i>Tinodes waeneri</i> (L.)	400	216	33	121	11	-	-
<i>Agapetus ochripes</i> Curt.	269	-	7	6	4	121	4
<i>Hydroptila cornuta</i> Mos.	161	12	-	26	1	7	52
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabr.)	103	-	-	1	7	18	17
<i>Oxyethira distinctella</i> McLach.	60	+	-	42	18	-	-
<i>Hydroptila pulchricornis</i> Pict.	55	9	-	41	4	-	-
<i>H. angulata</i> Mos.	47	37	3	6	11	-	-
<i>H. lotensis</i> Mos.	46	3	-	33	7	+	+
<i>Lype phaeopa</i> (Steph.)	26	5	1	13	-	-	-
<i>Apatania stigmatella</i> (Zett.)	26	2	1	6	1	+	+
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Steph.)	22	4	1	1	6	2	+
Satunnaiset							
<i>Agraylea cognatella</i> McLach.	6	3	4	-	-	-	-
<i>A. sexmaculata</i> Curt.	2	-	-	2	-	-	-
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eat.)	1	-	-	-	-	+	-
<i>H. simulans</i> Mos.	2	-	-	2	-	-	-
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eat.	4	-	-	2	-	-	1
<i>Oxyethira frici</i> Klap.	7	-	-	7	-	-	-
<i>O. sagittifera</i> Ris.	3	-	-	3	-	-	-
<i>Apatania auricula</i> Forssl.	2	-	-	+	-	+	-
<i>A. wallengreni</i> McLach.	7	6	-	-	-	-	-
<i>Goera pilosa</i> Fabr.	3	-	-	-	-	+	-
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Steph.)	2	1	-	-	-	+	-
<i>C. fulva</i> (Ramb.)	2	1	-	-	1	-	-
<i>C. perplexa</i> McLach.	1	-	-	-	-	-	+

Pyydyksissä tavattiin yhteensä 19 pilkkojalajia, joista vain 8 oli joillakin habitaateilla kohtalaisen runsaita muiden esiintyessä satunnaisesti. Lajimäärä oli suurin luusuan kivikkopohjilla ja erittäin alhainen hiekkapohjilla. Pilkkojatiheydet ja osuus koko vesiperhossaaliista olivat pienet kaikilla habitaateilla. Lisäyksenä pyydysaineistoon mainittakoon että Malicky tapasi heinäkuussa Konneveden rannoilta lajit *Micropterna lateralis*, *Triaenodes bicolor* ja *T. simulans* sekä Siikakoskesta em. *Triaenodes*-lajien lisäksi putkisirvikkään *Limnephilus centralis*.

Järvipyydyksissä ja luusuan kivikkopohjilla runsaina esiintyviä pilkkojia olivat *Limnephilus politus* ja *Lepidostoma hirtum*, jota oli kohtalaisesti myös Siikakosken aineistossa. Hiekkapohjan pyydyksissä pilkkojia oli vähän. Luusuapyydyksissä runsaina esiintyviä lajeja olivat *L. polituksen* ohella virtavesilajina pidetty *Micrasema setiferum*.

Siikakosken rantojen rakopyydyksissä tavattiin erityisesti lajeja *Halesus digitatus* ja *Limnephilus nigriceps* ja kosken keskiosan pyydyksissä lajia *Annitella obscurata*.

Taulukko 3. Pilkkojavesiperhosten aikuisten esiintyminen Konneveden ja sen luusuan kivikko (K)- ja hiekkarantojen (H) sekä Siikakosken ranta (R)- ja keskiosan pyydyksissä (C) 1983.

Habitaatti	KONNEVESI		LUUSUA		SIIKAKOSKI	
	K	H	K	H	R	C
Σ lajit	11	3	15	4	10	7
Σ yksilöt	72	17	95	35	78	76
%saaliista	2,4	1,8	3,5	0,3	2,4	10,0
yks./m ² tai pyydys	66	24	77	48	39	25
Runsaslukuiset	Σ yks.	yks./m ²	yks./m ²	yks./pyydys		
<i>Limnephilus politus</i> McLach.	82	30	17	23	7	-
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabr.)	68	20	-	8	1	4
<i>Limnephilus nigriceps</i> (Zett.)	67	1	-	10	3	-
<i>Annitella obscurata</i> (McLach.)	63	1	-	1	2	19
<i>Micrasema setiferum</i> (Pict.)	55	5	4	37	13	3
<i>Halesus digitatus</i> (Schränk)	28	-	-	-	-	11
<i>Anabolia laevis</i> (Zett.)	24	2	-	11	-	+
<i>Halesus tessellatus</i> (Ramb.)	10	-	-	+	-	4
Satunnaiset						
<i>Limnephilus borealis</i> (Zett.)	7	-	-	1	-	1
<i>L. extricatus</i> McLach.	1	-	-	-	-	+
<i>L. flavicornis</i> (Fabr.)	4	-	-	3	-	-
<i>L. lunatus</i> Curt.	4	-	3	2	-	-
<i>L. marmoratus</i> Curt.	5	-	-	5	-	-
<i>L. rhombicus</i> (L.)	4	4	-	-	-	-
<i>Phacopteryx brevipennis</i> (Curt.)	3	-	-	+	-	1
<i>Halesus radiatus</i> (Curt.)	2	1	-	-	-	+
<i>Potamophylax cingulatus</i> (Steph.)	1	-	-	1	-	-
<i>P. latipennis</i> (Curt.)		5	3	-	-	-
<i>Ylodes detruncatus</i> (Mart.)	1	-	-	+	-	-

Suodattajavesiperhoset

Suodattajakiltaan (Taulukko 4) on sisällytetty toukkina pyyntiverkkoja rakentavat rysä- ja siiviläsirvikkät sekä raajasuodattajana tunnettu *Brachycentrus subnubilus*, joka on Rautalammin reitin isojen luusuakoskien runsaslukuisimpia vesiperhoslajeja (Bagge 1992).

Muihin kiltoihin verrattuna suodattajien lajimäärä (n=14) oli pyydyksissä alhainen, mutta tiheydet ja osuudet koko aikuisaineistosta olivat suuret erityisesti luusuan hiekkarantapisteillä ja Siikakoskessa. Lisäyksenä pyydysaineistoon mainittakoon, että Siikakosken toukka-aineistosta on löytynyt siiviläsirvikäs *Hydropsyche saxonica* (Bagge 1992) ja aikuisaineistosta rysäsirvikäs *Cyrnus fennicus* (Malicky, suull. ilm.).

Järven ja luusuan kivikkorantapyydyksissä suodattajia oli suhteellisen vähän ja valtala-jeina olivat rysäsirvikkät *Cyrnus trimaculatus* ja *C. flavidus* ja luusuassa myös *Neureclipsis bimaculata*.

Järven ja luusuan hiekkapohjilla valtaosa saaliista oli *Brachycentrus subnubilus*-naaraita, jotka ylävirta- lentäessään ovat hakeutuneet pyydysten sisälle munimaan. Näiden suuren määrän ansiosta suodattajien osuus koko luusuan hiekkapohjien vesiperhossaaliista oli yli 93 %. Siikakosken rantapyydyksissä *Brachycentrus* ja *Neureclipsis* esiintyivät runsaina, mutta järvilajeja (*Cyrnus* spp., *Ecnomus tenellus*) oli niukasti. Kosken keskiosan rakopyydyksissä lajisto oli niukka ja vain *Neureclipsis bimaculata* esiintyi kohtalaisen runsaana.

Taulukko 4. Suodattajavesiperhosten aikuisten esiintyminen Konneveden ja sen luusuan kivikko(K)- ja hiekkarantojen(H) sekä Siikakosken ranta(R)- ja keskiosan(C) pyydyksissä 1983.

Habitaatti	KONNEVESI		LUUSUA		SIIKAKOSKI		
	K	H	K	H	R	C	
∑ lajit/species	8	6	14	10	12	8	
∑ yksilöt/ind.	282	407	869	11 768	2 738	345	
%saaliista	9,4	48,1	32,4	93,1	84,2	45,5	
yks./m ² tai/ pyydys	259	639	736	6 240	1 369	115	
Runsaslukuiset	∑ yks.	yks./m²	yks./m²	yks./m²	yks./pyydys		
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curt	13 930	61	564	84	15 945	891	22
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (L.)	1 545	7	26	268	222	407	82
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curt.)	336	124	3	142	8	+	-
<i>C. flavidus</i> McLach.	289	30	39	188	28	1	-
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLach.	107	3	-	10	11	34	5
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pict.)	66	31	4	21	4	+	-
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curt.)	43	-	-	6	6	13	2
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pict.)	30	-	-	8	3	6	2
<i>Hydropsyche siltalai</i> Döhl.	28	-	-	1	7	10	+
<i>Ecnomus tenellus</i> (Ramb.)	19	2	3	4	7	+	1
<i>Ceratopsyche nevae</i> (Kol.)	16	1	-	+	-	6	+
Satunnaiset							
<i>Cyrnus insolutus</i> McLach.	2	1	-	1	-	-	-
<i>Holocentropus picicornis</i> (Steph.)	2	-	-	2	-	-	-
<i>Polycentropus irroratus</i> (Curt.)	2	-	-	2	-	-	-

"Petovesiperhoset"

Kiltaan (Taulukko 5) on sisällytetty lähinnä mäkäräntoukkia syövä koskisirvikäs (*Rhyacophila nubila*) sekä ainakin toukkavaiheen lopulla eläinravintoa käyttävät iso- ja kilpi-sirvikkät sekä pitkäsarvisirvikkäiden suvut *Athripsodes*, *Mystacides* ja *Oecetis* (Cummins 1973, Malicky 1973, Solem 1973).

Kaikkiaan tavattiin pyydyksissä 19 "petolajia", joista 10 esiintyi aikuisaineistossa runsaana tai kohtalaisen runsaana. Lisäyksenä pyydysaineistoon mainittakoon, että Paasivirta (1983) ilmoittaa Konnevedestä lajin *Oecetis furva* ja Malicky Siikakoskesta lajin *Erotetis baltica*. Hänen havaintojensa mukaan myös *Athripsodes commutatus* on koskessa heinäkuussa melko runsaslukuinen.

Järvipyydyksissä tavattiin 16 "petolajia", joista erityisesti *Oecetis lacustris* ja *Mystacides azurea* esiintyivät runsaina. Näiden ansiosta "petovesiperhosten" osuus järvipyydysten aikuisaineistosta oli 34-42 %.

Oecetis lacustris oli valtalajina myös luusuan näytepisteillä, missä tavattiin runsaasti myös koskisirvikkään (*Rhyacophila nubila*) naaraita, jotka ylävirtaan vaeltaessaan olivat hakeutuneet erityisesti hiekkapohjan pyydyksiin.

Siikakosken rakopyydyksissä ainoa runsaana esiintyvä petolaji oli koskisirvikäs, ja killan osuus koko kosken aikuisaineistossa oli varsinkin rantapyydyksissä alhainen.

Taulukko 5. Petovesiperhosten aikuisten esiintyminen Konneveden ja sen luusuan kivikko(K)- ja hiekkarantojen(H) sekä Siikakosken ranta(R)- ja keskiosan(C) pyydyksissä 1983.

Habitaatti	KONNEVESI		LUUSUA		SIIKAKOSKI	
	K	H	K	H	R	C
Σ lajit	13	12	15	11	6	1
Σ yksilöt	1 021	407	834	718	126	163
%saaliijsta	34,0	42,3	31,1	5,7	3,9	21,5
yks./m ² tai /pyydys	939	562	991 0	63	54	
Runsaslukuiset	Σ yks.	yks./m ²	yks./m ²	yks./pyydys		
<i>Oecetis lacustris</i> (Pict.)	2 548	806	490	616	872	+ -
<i>Rhyacophila nubila</i> (Zett.)	342	-	15	8	50	60 54
<i>Mystacides azurea</i> (L.)	93	52	6	20	12	+ -
<i>Agrypnia obsoleta</i> (Hag.)	60	9	15	17	29	+ -
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Steph.)	44	21	-	11	-	1 -
<i>A. cinereus</i> (Curt.)	41	18	3	16	4	+ -
<i>Phryganea bipunctata</i> Retz.	34	4	19	6	12	+ -
<i>Mystacides longicornis</i> (L.)	28	7	4	15	1	- -
<i>Molannodes tinctus</i> McLach.	24	15	-	6	1	+ -
<i>Molanna angustata</i> Curt.	21	15	1	2	1	+ -
Satunnaiset						
<i>Agrypnia pagetana</i> Curt	1	-	-	1	-	+ -
<i>Phryganea grandis</i> L.	4	-	1	-	4	- -
<i>Molanna albicans</i> (Zett.)	6	1	3	1	3	- -
<i>M. submarginalis</i> McLach	3	-	3	+	-	- -
<i>Athripsodes commutatus</i> (Rost.)	1	-	-	-	-	+ -
<i>Mystacides nigra</i> (L.)	11	8	-	2	-	- -
<i>Oecetis notata</i> (Ramb.)	1	1	-	-	-	- -
<i>O. ochracea</i> (Curt.)	1	-	1	-	-	- -
<i>O. testacea</i> (Curt.)	4	3	-	1	-	- -

Vesiperhosten emergenssi ja lentoaika 1983

Kokonaisemergenssi

Kahden viikon jaksoina summatut saalismäärät (Kuva 2) osoittivat, että aikuisten emergenssissä oli kaksi maksimijaksoa kesällä 1983. Alkukesän maksimi, jossa ehdottomana valtalajina oli *Brachycentrus subnubilus*, oli erityisen voimakas (yli 6 000 yks./jakso) ja sattui vaiheeseen, jolloin rantaveden lämpötila oli < 13 °C. Toinen heikompi maksimi (2 200-2 400 yks./jakso) ajoittui keskikesään 21.7.-18.8., jolloin rantaveden lämpötila oli 16-21 °C. Tähän maksimiin vaikuttivat lajien *Oxyethira flavicornis*, *Tinodes waeneri* ja erityisesti *Oecetis lacustris* runsaat saaliit. Syksyllä emergenssi heikkeni voimakkaasti, mutta vielä syyskuun lopulla erityisesti *Rhyacophica nubila*, *Limnephilus*-lajit ja *Annitella obscurata* esiintyivät runsaina.

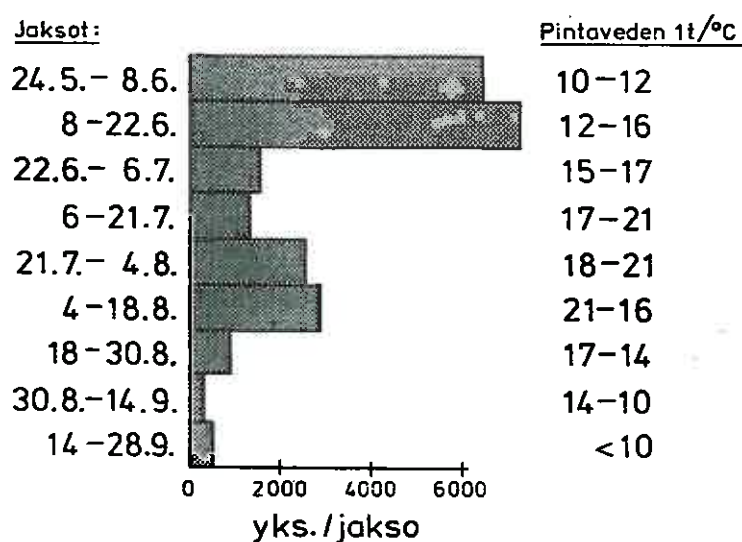
Eri ruokailukiltojen emergenssi

Konneveden laiduntajavesiperhosista aikaisin oli *Apatania wallengreni*, joka parveilee jo toukokuun puolivälin paikkeilla ulappavesien kalliorannoilla. Muita varhaisia lentäjiä olivat virtavesilajit: *Agapetus ochripes*, *Hydroptila cornuta* sekä alueen runsaslukuisimmat ”järvilaiduntajat”: *Hydroptila tineoides* ja *Oxyethira flavicornis* (Kuva 3).

Useimpien pikkusirvikkäiden (Hydroptilidae) maksimiemergenssi ajoittui heinäkuuhun, jolloin rantaveden lämpötila ylitti 20 °C, mutta joidenkin lajien kuten *Hydroptila lotensis*, *Oxyethira flavicornis* ja *O. distinctella* lentokausi kesti syyskuuhun asti.

Myöhäisiä lentäjiä laiduntaja-aineistossa olivat *Apatania auricula* ja *A. stigmatella*.

Monien järvilajien (*Hydroptila* spp. ja *Oxyethira* spp.) saalis koostui lähes yksinomaan naaraista. Myös järvipyydyksissä tavattujen virtavesilajien saaliissa naaraat olivat enemmistönä (poikkeuksena *Agapetus ochripes*). Kosken rakopyydyksissä koiraita oli runsaammin ja emergenssi oli koskipyydyksissä aikaisempi kuin järvipisteillä (esim. *Hydroptila cornuta*).

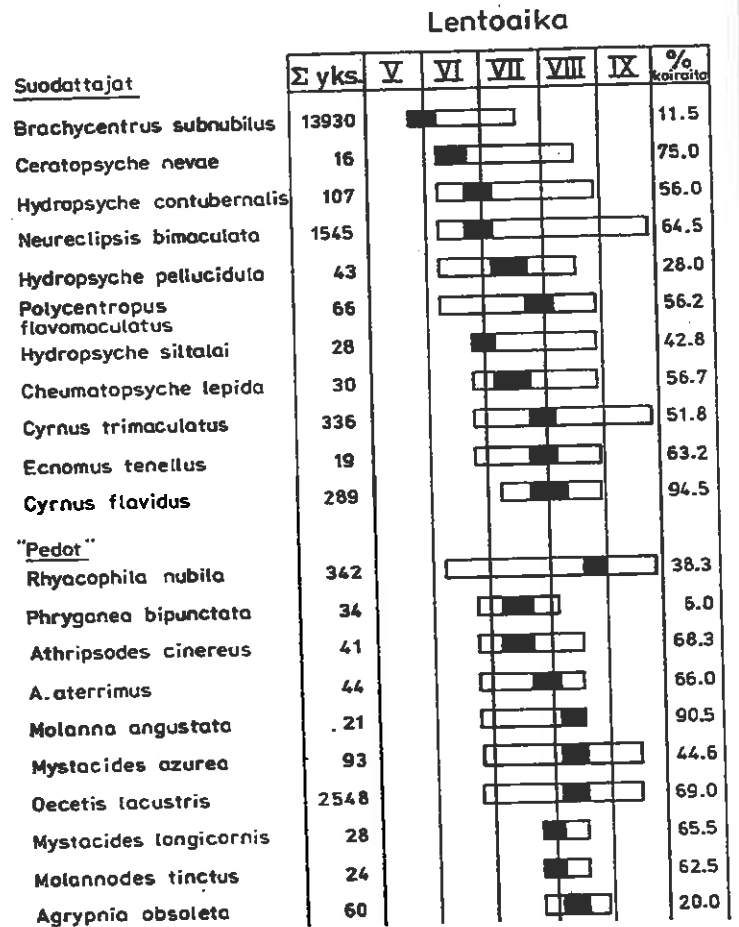
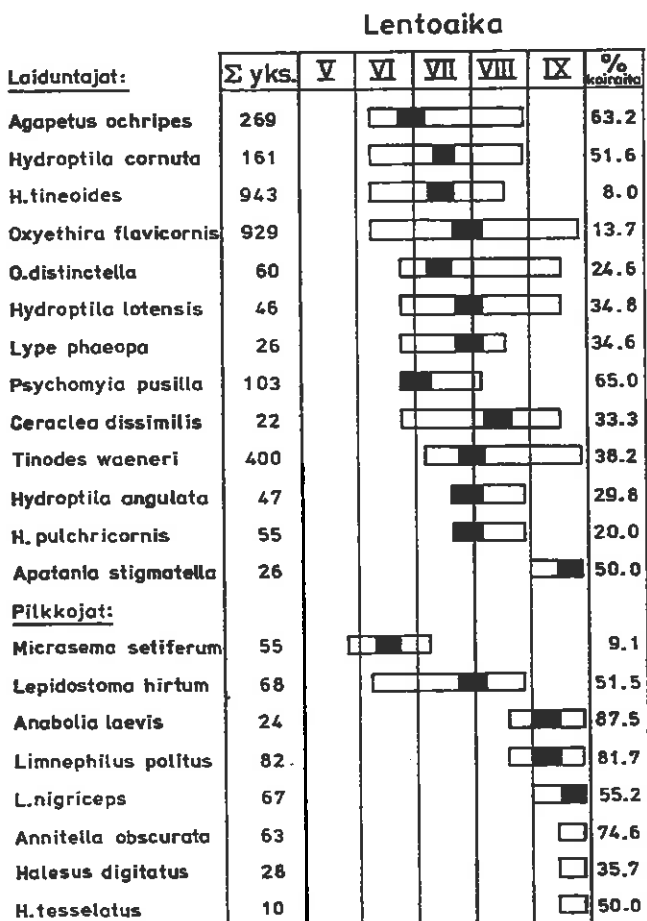


Kuva 2. Vesiperhosten aikuissaaliit koko pyydystysaineistossa ja rantaveden lämpötila kesällä 1983 (2 viikon jaksoina)

Pilkkovavesiperhosista varhaisin laji oli pyydysaineistossa *Micrasema setiferum* (Kuva 3), josta tavattiin pääasiassa naaraita. Kesällä aikuistuvista pilkkojista runsaslukuisin oli *Lepidostoma hirtum* ja syksyllä lentävistä lajeista *Limnephilus politus*, *L. nigriceps* Suodattajavesiperhosista varhaisin lentäjä oli *Brachycentrus subnubilus*, jonka keväinen massaesiintyminen on sekä Siikakoskessa että sen yläpuolisilla hiekkapohjan pyyntipaikoilla erittäin näyttävä (Kuva 4). Koskiaineistossa yli 85 % yksilöistä oli koiraita, mutta järvipyydyksissä tavattiin pelkästään naaraita.

Siiviläsirvikkäistä varhaisimpia lentäjiä olivat *Ceratopsyche nevae* ja *Hydropsyche contubernalis* sekä rysäsirvikkäistä *Neureclipsis bimaculata*, jonka emergenssi kesti kesäkuun alusta syyskuun loppuun. Kosken rakopyydyksissä lajin saaliista oli koiraita lähes 91 % ja luusuassa 7.6 %, mutta järvipisteillä tavattiin pelkästään naaraita. Järvilajeista *Ecnomus tenellus* ja *Cyrnus*-lajit aikuistuivat lämpimämmän veden aikaan heinä-elokuun vaihteessa ja niillä saaliit olivat selvästi koirasvoittoisia.

"Petoavesiperhosista" (Kuva 4) *Rhyacophila nubila* esiintyi kosken rakopyydyksissä harvakseltaan jo kesäkuun alussa, mutta luusuapyydyksissä pääasiassa vasta heinäkuulta lähtien ja järvipyydyksissä etupäässä syksyllä. Koskiaineistossa koiraiden osuus oli lähes 84 %, mutta muualla tavattiin pelkästään naaraita. Kesä-heinäkuussa aikuistuvia "petolajeja" olivat isosirvikkäät *Phryganea* spp. ja *Agrypnia*.



Kuva 3. Tavallisimpien laiduntaja- ja pilkkojavesiperhosten aikuisten esiintyminen pyydysaineistossa kesällä 1983. ■ = maksimiesiintyminen

Kuva 4. Tavallisimpien suodattaja- ja "petovesiperhosten" aikuisten esiintyminen pyydysaineistossa kesällä 1983. ■ = maksimiesiintyminen

Tulosten tarkastelu

Konneveden, sen Luusuan ja Siikakosken pyydyksistä tavattiin kesällä 1983 yhteensä 78 vesiperhoslajia, joista toukkien ruokailutavan perusteella arvioituna 26 lajia oli lähinnä leväravintoa käyttäviä laiduntajia, 19 lajia karkeaa kariketta syöviä pilkkojia, 14 lajia hienokariketta ja planktonia kerääviä suodattajia sekä loput petoja tai moniruokaisia. Yhteensä järven ja Siikakosken alueelta on tavattu noin 90 vesiperhoslajia, mikä on n. 44 % koko maan lajimäärästä.

Tavatuista lajeista pääosa on laajalti Euroopassa ja koko palearktisella alueella esiintyviä lajeja, mutta joukossa on joitakin yleislevinneisyydeltään pohjoisia kuten *Agraylea cognatella*, *Ceratopsyche nevae*, *Apatania*-lajit sekä *Limnephilus borealis* tai itäisiä kuten *Hydropsyche saxonica* ja *Triaenodes simulans*. Pohjois-Hämeen luonnonmaakunnalle aikaisemmin ilmoittamattomia ovat mm. *Micrasema setiferum*, *Limnephilus marmoratus*, *L. politus*, *L. lunatus*, *Annitella obscurata*, *Ceraclea alboguttata*, *Triaenodes simulans* ja *Oecetis testacea*.

Lajimäärät olivat suurimmat luusuan kivikkopyydyksissä, missä tavattiin runsaasti sekä järvi- että virtavesilajeja. Kokonaissaaliit olivat suurimmat luusuan hiekkapohjien pyydyksissä lähinnä virtavesilajien *Brachycentrus* ja *Neureclipsis*-naaraiden runsaan esiintymisen takia.

Laiduntajakillan tiheydet ja osuus koko vesiperhossaaliista olivat suurimmat järven matalilla pienikivisillä rannoilla, missä on runsaasti niiden ravinnoksi sopivia leviä. Lukumääräisesti tärkeimmät laiduntajat olivat pikkusirvikkät (*Hydroptila tineoides* ja *Oxyethira flavicornis*), mutta massaltaan tärkein oli *Tineoides waeneri*, jota myös Särkkä löysi (1983) Konneveden kivikkorannoilta runsaasti. Pilkkojien tiheydet ja saalisosuudet olivat vähäiset lähes kaikilla habitaateilla, mikä johtunee lehti- ja muun karikkeen vähyydestä.

Järvestä ajelehtivan planktonin ansiosta suodattajavesiperhosten määrät ja tiheydet olivat suuret sekä Siikakoskessa että luusuan pyydyksissä, missä pääosa suodattajista oli ylävirtaan lentäneitä *Brachycentrus*- ja *Neureclipsis*-naaraita.

Petoja ja omnivoreja tavattiin kohtalaisesti kaikilla habitaateilla, mutta varsinkin isosirvikkäiden (*Phryganeidae*) tiheydet olivat alhaiset, mikä johtunee ruovikoiden vähyydestä alueella.

Eri habitaateilta saatujen tulosten vertailua vaikeutti kellu- ja rakopyydysten pyytävyyden erot sekä erilaiset pyyntijaksot. Toukkien esiintymiseen verrattuna rakopyydykset pyysivät heikosti mm. koskessa runsaita siivilä- ja pitkäsarvisirvikkeitä. Niillä koiraat parveilevat usein joko korkealla puiden latvustoissa (mm. *Hydropsyche*-lajit) tai veden päällä (esim. *Athripsodes*-lajit).

Kellupyydykset taas keräsivät runsaasti monien virtavesilajien naaraita, jotka ylävirtaan vaeltaessaan hakeutunevat pyydyksiin munimaan. Virtavesihyönteisten naaraiden voimakas hakeutuminen koskivesien alapuolelta ylävirtaan on tunnettu ilmiö monissa virtavesissä (Russev 1972, Madsen ym. 1973) ja on hyvin olennainen tekijä virtavesihyönteisten kolonisaatiokierrossa yhdessä toukkien ajeen kanssa (Müller 1982).

Virtavesilajien (erityisesti *Brachycentrus subnubilus* ja *Neureclipsis bimaculata*) voimakkaasta esiintymisestä myös luusua- ja järvipisteillä johtuu vesiperhosten kokonaisuurgenssin painottuminen alueella alkukesään. Toinen esiintymismaksimi ajoittuu heinä-elokuulle, jolloin muutamat järvilajit esiintyvät runsaslukuisina. Vaikka muutamilla vesiperhoslajeilla emergenssi kestää alueella kesäkuusta syyskuuhun (esim. *Oxyethira flavicornis*, *Neureclipsis bimaculata*, *Rhyacophila nubila*) on niilläkin esiintyminen yksijaksainen ja viittaa vain yhden sukupolven esiintymiseen kesän aikana.

Kirjallisuus

- Bagge, P. 1987. Emergence and distribution of Hydroptilidae in the littoral and outlet biocoenoses of Lake Konnevesi (Central Finland). In: Bournaud, M. & Tachet, H. (eds.), Proc. of the 5th Int. Symp. on Trichoptera, s. 337-341. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Bagge, P. 1992. Communities and habitats of filter feeding caddisflies in the lake outlet biocoenoses of Central Finland. In: C. Tomaszewski (ed.), Proc. of the 6th Int. Symp. on Trichoptera, s. 95-99. Adam Mickiewicz Univ. Press, Poland.
- Cummins, K.W. 1973. Trophic relation in aquatic insects. *Ann. Entomol.* 18, s. 183-206.
- Heinonen, P. 1984. Early warning of eutrophication in rivers by analysis of periphyton chlorophyll a. In: Pascoe, D. & Edwards, R.W. (eds.), *Freshwater Biological Monitoring*, s. 45-52. Pergamon Press.
- Hickin, N.E. 1968. *Caddis larvae*. 480 s. New Jersey.
- Kuusela, K. & Pulkkinen, H. 1978. A simple trap for collecting newly emerged stoneflies (Plecoptera). *Oikos* 31, s. 323-325.
- Madsen, B.L., Bengtson, J. & Butz, I. 1973. Observations on upstream migration by Imagines of some Plecoptera and Ephemeroptera. *Limnol. Oceanogr.* 18, s. 678-681.
- Malicky, H. 1973. Trichoptera (Köcherfliegen). *Handbuch der Zoologie* 4 (2), 114 s. Berlin.
- Meriläinen, J. 1985. Saimaan rantojen pohjaeläimistö vuosina 1980-1983. *Vesihallitus Tiedotus* 255, s. 139-168. Saimaan Ekologinen Tutkimus vuosina 1980-1983.
- Müller, K. 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia (Berlin)* 52, s. 202-207.
- Paasivirta, L. 1983. Konneveden vesihyönteisistä. (Aquatic insects of oligotrophic Lake Konnevesi). *Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja* 34, s. 25-36.
- Russev, B. 1972. Über die Migration von Rheobionten in Fliessgewässern. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 18, s. 730-734.
- Solem, J. O. 1973. The bottom fauna of Lake Lille-Jonsvann, Trøndelag, Norway, Norw. *J. Zool.* 21, s. 227-261.
- Särkkä, J. 1983. A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. *Ann. Zool. Fennici* 20, s. 157-178.
- Varonen, O. 1985. Saimaan luonnontilaisten alueiden litoraali-sublitoraalivyöhykkeiden pohjaeläimistö vuosina 1980-1983. Pro gradu -tutkielma, 115 s. Jyväskylän Yliopisto, biologian laitos.
- Wiggins, G.B. & MacKay, R.J. 1978. Some relationships between systematics and trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special reference to Trichoptera. *Ecology* 59, s. 1211-1220.

Konneveden pohjaeläimistön syvyysjakautuma ja sedimentin raekoko- jakautuman analyysin luotettavuus

Jukka Särkkä¹, Tommi Hartikainen¹, Hanna Joutsela¹, Anne Kasurinen¹, Visa Lindblom¹,
Leena Lindström¹, Jutta Mikkola¹ ja Mikael Puurtinen¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto	123
Aineisto ja menetelmät	123
Tulokset	124
Isoja pohjaeläimiä eniten matalassa vedessä, pieniä syvänteissä	124
Makrofaunan syvyysjakautuma kuten 70-luvulla	126
Syvyysjakautumissa ei selviä säännönmukaisuuksia	127
Meiofauna kuvastaa Konneveden karua luonnetta	127
Reliktiäyriäiset karttavat loppukesällä syvänteitä	127
Syvänteen pohjasedimentti hyvin hienorakeista	128
Kirjallisuus	129

Konneveden pohjaeläimistön syvyysjakautuma ja sedimentin raekokojakautuman analyysin luotettavuus

Tutkimuksen kohteena olivat suurikokoinen makrofauna, pienikokoinen meiiofauna ja pohjan yläpuolella uiva epibenthinen eläimistö. Pohjasedimentin raekokojakaumaa tutkittiin sekä kuivattua että kuivaamatonta ainesta analysoimalla. Isokokoisien pohjaeläimistön määrä oli syvällä pienempi kuin matalassa vedessä. Keskisyvyyksissä oli kuitenkin heikko maksimi, joka voitiin havaita myös reliktiäyriäisten määrässä. Pienikokoisen eläimistön lajisto kuvastaa Konneveden oligotrofista luonnetta. Sedimentin raekokojakautuman tulos riippuu paljon käytetyistä menetelmistä.

Johdanto

Konneveden tutkimusasemalla elokuussa 1993 pidetyllä Jyväskylän yliopiston hydrobiologian kurssilla tehtiin ryhmätöinä Konnevesi-järveen liittyviä tutkimuksia (Hydrobiologian kenttäkurssin yhteenvetomoniste 1993).

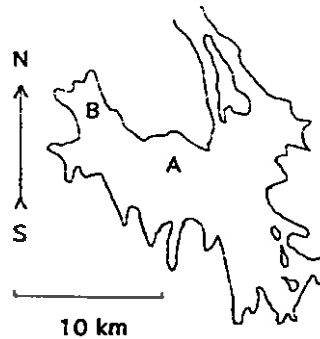
Pohjaeläimistön isompikokoisesta osasta eli makrofaunasta haluttiin selvittää eläinten syvyysjakautuma kahdella eri näytelinjalla. Pohjaeläimistön pienikokoisesta osasta eli meiiofaunasta haluttiin selvittää yksilömääriä ja lajistoa kahdessa profundaalivyöhykkeen syvyydessä sekä tarkastella aivan pohjan pinnan yläpuolella vedessä elävien semibenthisten eläinten syvyysjakautumaa. Lisäksi haluttiin selvittää, saadaanko pohjasedimentin raekokojakautumasta yleisesti käytetyllä kuivaseulontamenetelmällä samanlaisia tuloksia kuin kuivaamattomasta sedimentistä tehdyllä seulonnalla.

Aineisto ja menetelmät

Aineistot kerättiin 29.-30.8.1993. Makrofaunan näytteet otettiin Ekman-noutimella (kernasto 225 cm²) Etelä-Konnevedestä Häntiäissaaren itäpuoliselta selältä (näyteasema A) ja Näreselältä (näyteasema B) syvänteestä itään suuntautuville näytelinjoille 50, 35, 25, 15, 10, 5 ja 2 metrin syvyydestä (Kuva 1). Kustakin syvyydestä otettiin kolme rinnakkaisnäytettä, joista kukin käsitti viisi noutimellista eli kustakin syvyydestä tuli siten 15 noutimellista. Rinnakkaisnäytteet käsiteltiin erillisinä. Seulonta tapahtui heti noston jälkeen 0,5 mm:n seulalla.

Meiiofaunanäytteet otettiin Häntiäisselältä (Kuva 1, asema A) Madesaaren pohjoispuolelta 15 ja 50 metrin syvyydestä Kajak-noutimella (15,9 cm²). Keskenään samanlaisia rinnakkaisnäytteitä otettiin molemmista syvyyksistä kolme, ja nämä käsiteltiin erillisinä. Näytteisiin lisättiin heti noston jälkeen formaliniinia (loppukonsentraatio noin 4%). Seulonta tapahtui laboratoriossa 100 µm:n seulalla, ja eläimet värjättiin seulonnan jälkeen bengalinpuna-fenoli-värjäysmenetelmällä.

Pohjan yläpuolella uivia eläimiä kerättiin vetämällä aseman A ympäristössä moottoriveineen perässä pohjakelkkaa (suun mitat 20 x 50 cm ja pussin silmäkoko 400 m), vakionopeudella kolmen minuutin ajan. Näytteet otettiin syvyysvyöhykkeistä 10-20 m, 20-30 m, 30-40 m ja 40-50 m, ja syvyyttä tarkkailtiin kaikuluotaimesta koko ajan näytteitä otettaessa.



Kuva 1. Etelä-Konneveden näyteasemat. Näytteenottolinjat sijaitsevat näyteasemilta suoraan itään.

Sedimentin raekokotutkimusta varten otettiin näytteet asemalta A Ekman-noutimella 15 ja 50 metrin syvyydestä. Näytteiden käsittely tapahtui laboratoriossa, jossa näytteen mukana tullut ylimääräinen vesi dekantoitiin pois. Kuivatun sedimentin raekokomittausta varten annettiin laakealle alustalle levitetyn näytteen kuivua lämpökaapissa 12 tuntia $+95^{\circ}$:ssa. Kuivunutta sedimenttiä hienonnettiin, ja aines seulottiin tärustinseulasarjassa (1,0 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm ja 0,063 mm). Eri fraktioiden prosentuaaliset osuudet koko näytteen painosta laskettiin. Märän sedimentin seulonta tapahtui samalla seulasarjalla, mutta seulonnassa ei voitu käyttää täristintä, vaan aines käsiteltiin fraktio kerrallaan huuhtelemalla sitä seulassa vesisuihkua käyttäen, jolloin läpi mennyt aines kerättiin kokonaisuudessaan yhdessä suurehkon vesimäärän kanssa saaviin. Tämän sisältö seulottiin tiheämmällä seulalla ja läpi mennyt aines edelleen tiheämmällä seulalla.

Tulokset

Isoja pohjaeläimiä eniten matalassa vedessä, pieniä syvänteissä

Makrofaunan eläinten yksilömäärä (Kuva 2) pieneni litoraalin 300-1200 yksilöstä/m² minimiinsä, noin 40-120 yks. m² harppauskerroksen tienoilla eli 10-15 m:n syvyydessä, mistä määrä kasvoi 25 tai 35 metrin syvyyteen asti noin 150-160:een pienentyen taas suurimmassa syvyydessä 10-15 yksilöön/m². Näytelinjojen A ja B käyrät olivat suunnilleen samanlaisia. Valkokatkan (*Monoporeia affinis*) esiintymisen maksimi oli 25 tai 35 metrin syvyydessä, kun taas okakatkaa (*Pallasea quadrispinosa*) oli enemmän litoraalivyöhykkeessä kuin syvemmillä.

Kahden metrin syvyydessä oli linjalla A eniten surviaissäskien (Chironomidae) toukkia ja harvasukamatoja (Oligochaeta), linjalla B eniten oli vesisiiraa (*Asellus aquaticus*). Viiden metrin syvyydessä molemmilla linjoilla oli eniten surviaissäskien toukkia. Kahden ja viiden metrin syvyydessä esiintyi runsaasti litoraalivyöhykkeen lajistoa, kuten juotikkaita (Hirudinea), simpukoita (Pelecypoda), kotiloita (Gastropoda) ja vesiperhosten (Trichoptera) toukkia, matalimmassa jopa koskikorentojen (Plecoptera) toukkia. 10 m:ssä valkokatka oli runsain laji. 15, 25 ja 35 metrin syvyyksissä eläimistön muodostivat pääasiassa surviaissäskien toukat (Chironomidae), harvasukamadot (Oligochaeta) ja valkokatka, ja maksimisyvyydessä oli vain muutamia yksilöitä surviaissäskien toukkia ja harvasukamatoja.

Meiofaunan yksilömäärä (Taulukko 1) oli suurempi 50 m:n syvyydessä (noin 76 000 yks./m²) kuin 15 metrin syvyydessä (noin 42 000 yks./m²). 50 metrin syvyydessä

Taulukko 1. Meiofaunan eri taksonien yksilömäärät näyteasemalla A, 15 ja 50 metrin syvyydessä rinnakkaisnäytteissä I, II ja III. Yksilömäärät ilmoitettu yhtä noutimellista (näyteala 15,9 cm²) kohden. Kerroin m²-arvoa varten = 629.

	Syvyys m					
	15			50		
	Rinnakkaisnäyte			Rinnakkaisnäyte		
	I	II	III	I	II	III
Turbellaria	5	5	2	3	8	1
Rotatoria	-	1	-	-	1	-
Nematoda	16	7	6	18	42	17
Oligochaeta						
Aeolosomatidae						
Aeolosoma hemprichi	22	1	23	1	-	-
A. quaternarium	-	1	2	-	-	-
Rheomorpha neiswestnovae	-	4	3	2	-	-
Naididae						
Chaetogaster langi	16	2	5	8	28	24
C. setosus	3	-	-	-	-	-
Specaria josinae	-	-	-	3	-	5
Uncinaiis uncinata	-	1	-	-	-	-
Slavina appendiculata	1	-	-	-	-	-
Vejdovskyella comata	3	-	-	-	1	-
Arcteonais lomondi	-	-	1	-	-	1
Piguetilla blanci	-	1	-	-	-	1
Tubificidae						
Tubifex tubifex	-	-	-	1	-	4
Crustacea						
Cladocera						
Iliocryptus acutifrons	-	-	1	-	-	1
Macrothrix hirsuticornis	-	1	-	-	-	-
Alona sp.	-	-	-	1	-	-
Ostracoda						
Cyclopoida						
Cyclops spp.	17	4	3	4	63	87
Megacyclops spp.	-	2	2	-	2	2
Diacyclops spp.	1	-	-	-	-	-
Harpacticoida						
Attheyella crassa	1	-	1	-	-	1
Bryocamptus echinatus	11	4	2	-	-	-
Moraria brevipes	-	-	-	-	1	-
Insecta, Diptera						
Chironomidae	-	1	-	-	-	-
Tanypodinae	-	2	-	-	-	-
Yksilöä/näyte	96	37	51	41	146	144
Keskiarvo yks./näyte			61.3			110.3
yksilöä/m ²			42 260			76 020

runsaimpia olivat *Cyclops*-äyriäissuvun copepodiittiasteet, harvasukamato *Chaetogaster langi* ja sukkulamadot (Nematoda). 15 metrissä runsaimpina taksoneina olivat vain meiofaunamenetelmällä löydettävät harvasukamadot *Aeolosoma hemprichi* ja *C. langi*, *Cyclops*-suvun kopepodiittiasteina olevat toukat ja harpacticoidilaji *Bryocamptus echinatus*.

Pohjakelkalla saadussa aineistossa reliktiäyriäiset puuttuivat suurimmista syvyyksistä (Taulukko 2), ja eniten niitä oli tähän aikaan vuodesta 20-30 metrin syvyydessä. Pohjakelkkanäytteillä saatiin myös jonkin verran varsinaisia pohjaeläimiä ja eläinplanktonia. Osa eläinplanktonista on kuitenkin voinut tulla näytteisiin matkalla pohjasta pintaan nostettaessa pohjakelkkaa. Punkkeja (Acari) oli eniten profundaalivyöhykkeen yläosassa.

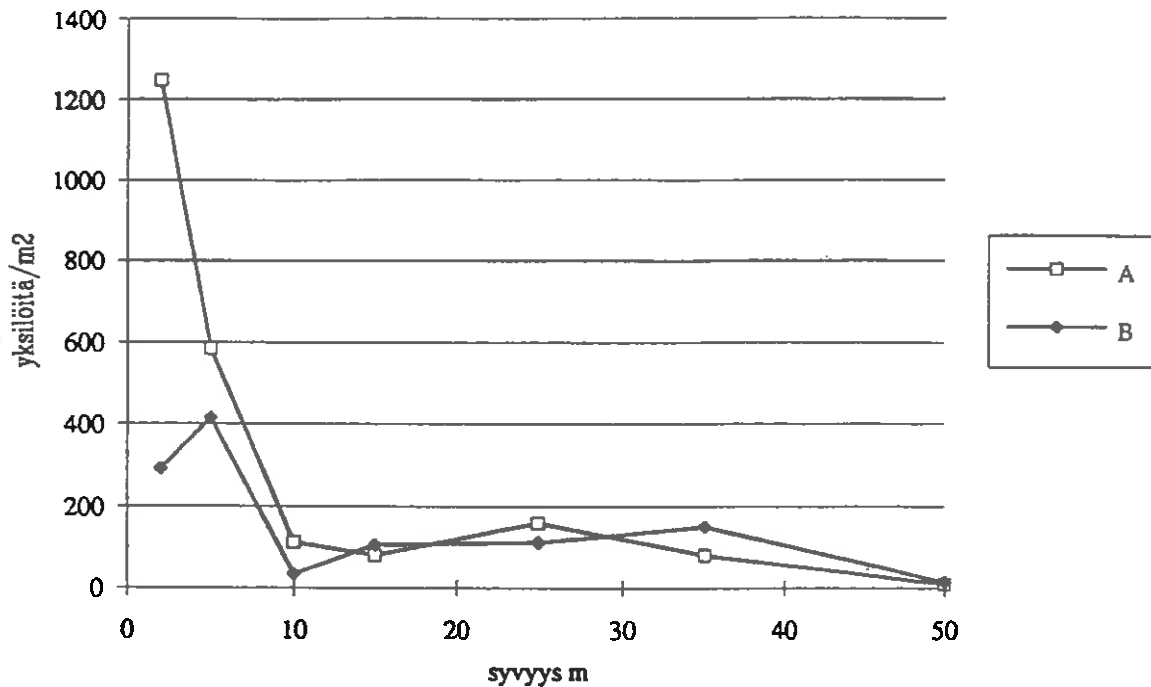
Kuivatusta sedimentistä suoritettu fraktiointi osoitti, että eri raekokoja oli suhteellisen tasaisesti (Kuva 3). Kuitenkin märkaseulonnan tuloksen mukaan näistä syvyyksistä otettu sedimentti koostui lähes pelkästään hienoimmasta eli 0,063 mm:n seulan läpäisseestä raekokofraktiosta.

Taulukko 2. Semibenthisten eläinten yksilömäärät eri syvyysvyöhykkeissä yksilöä/veto (3 minuuttia). * = muutamia, ** = melko runsaasti, * = runsaasti.**

	Syvyys m			
	10-20	20-30	30-40	40-50
Reliktiäyriäiset:				
Monoporeia affinis		21	-	-
Mysis relicta	3	77	-	-
Pallasea quadrispinosa	-	3	-	-
Muut:				
Oligochaeta				
Lamprodrilus isoporus	-	-	9	-
Spirosperma ferox	-	-	7	-
Crustacea, Cladocera				
Bosmina spp.	-	-	*	*
Bythotrephes longimanus	-	-	*	*
Daphnia spp.	***	-	**	***
Holopedium gibberum	-	-	**	*
Leptodora kindtii	-	-	-	*
Polyphemus pediculus	-	-	-	*
Crustacea, Calanoida				
Crustacea, Cyclopoida				
Cyclops spp.	***	-	-	-
Megacyclops spp.	-	**	-	-
Acari				
pienikokoiset	***	***	*	-
isot	-	**	-	-
Chironomidae	1	85	-	-

Makrofaunan syvyysjakautuma kuten 70-luvulla

Makrofaunan syvyysjakautuma oli vastaavanlainen kuin mitä Konnevedestä on havaittu aikaisemmassa tutkimuksessa (Särkkä 1972), sillä alusvedessä esiintyi maksimi harppauskerroksen minimin ja suurimman syvyyden minimin välillä. Kokonaisyksilömäärät olivat pienempiä kuin vuosina 1970 ja 1975-76 tehdyissä tutkimuksissa (Särkkä 1972, 1983), mikä voi johtua osaksi menetelmällisistä eroista.



Kuva 2. Pohjaeläimistön makrofaunan kokonaisyksilömäärien (yksilöä/m²) syvyysjakautuma kahdella näytelinjalla (asemilla A ja B).

Syvyysjakautumissa ei selviä säännönmukaisuuksia

Pohjaeläimistön tiheyksien syvyysjakautumassa järvissä ei ole voitu osoittaa esiintyvän selvää säännönmukaisuutta (Brinkhurst 1974), vaikka jonkinlainen välivedessä esiintyvä minimi on ehkä tyypillinen, tosin lähinnä matalissa eutrofisissa järvissä. Mahdollisia syitä näihin eri syvyyksien välillä esiintyviin eroihin on lukuisia, ja ainakin seuraavat tekijät voivat olla erilaisia eri syvyyksissä: happipitoisuus, lämpötila, sedimentaationopeus, sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus, kalojen predaatio, vajoavan aineksen hajoamisaste, sedimentin raekoko, pohjalla tapahtuva perustuotanto ja sisäisten seisovien aaltojen vaikutus. Lisäksi eri lajeilla vuodenaikaisvaihtelu voi olla erilaista eri syvyyksissä.

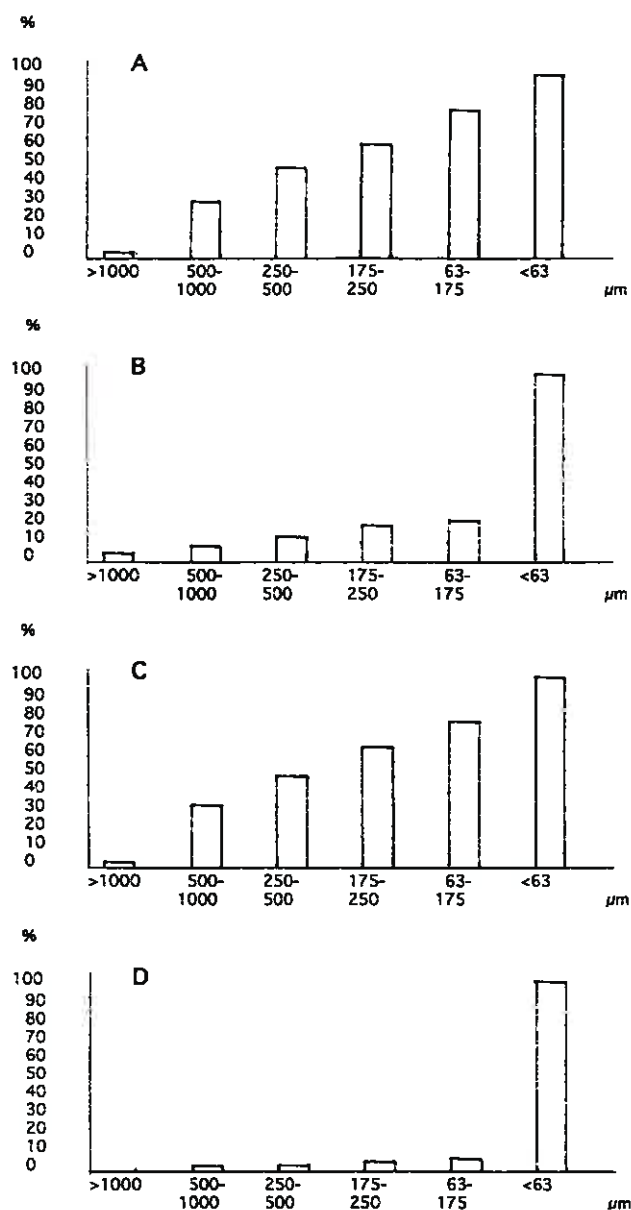
Reliktiäyriäisistä okakatkan (*Pallasea quadrispinosa*) esiintyminen matalammassa kuin valkokatka (*Monoporeia affinis*) sopii yhteen Zhadinin & Gerdin (1970) Laatokasta ja Särkän (1976) Keski-Suomen järvistä esittämien tietojen kanssa.

Meiofauna kuvastaa Konneveden karua luonnetta

Meiofaunan lajisto ja kokonaismäärät ovat melko samanlaisia kuin Päijänteen ja Laatokan oligotrofisilla ja vähiten likaantuneilla alueilla (Särkkä 1989, 1992, Särkkä & Kurashov 1992). *Specaria josinaen* (Oligochaeta, Naididae), joka on jossakin määrin rehevöitymisen indikaattori (Särkkä 1989), esiintyminen viittaa aivan lievään rehevöitymiseen.

Reliktiäyriäiset karttavat loppukesällä syvänteitä

Reliktiäyriäisten (*M. affinis* ja *P. quadrispinosa*) esiintymisestä pohjakelkalla saadut tulokset ovat melko hyvin yhteensopivia tämän tutkimuksen Ekman-noutimella saatujen makrofaunatulosten kanssa. Reliktiäyriäiset eivät siis loppukesällä esiinny suurimmista syvyyksissä, vaan syvänteiden reuna-alueilla. *Mysis relicta* puuttuminen suurimmista syvyyksistä sopii yhteen Hakalan (1978) tulosten kanssa.



Kuva 3. Pohjasedimentin raekokojakautuman kumulatiiviset arvot (%). A = syvyys 15 m, kuivattu sedimentti, B = syvyys 15 m, kuivaamaton sedimentti, C = syvyys 50 m, kuivattu sedimentti, D = syvyys 50 m, kuivaamaton sedimentti.

Syvänteen pohjasedimentti hyvin hienorakeista

Sedimentin raekokotutkimus osoitti, että kuivatusta sedimentistä saadut raekokojakautuman tulokset ainakin tämän tutkimuksen perusteella ovat pelkkä artefakti eli ne ovat vain käsittelymenetelmien ja koejärjestelyjen seurausta, ainakin kun kysymyksessä on hienojakoinen profundaalivyöhykkeen sedimentti. Kuivatusta sedimentistä saaduilla tuloksilla ei siten näyttäisi olevan minkäänlaista merkitystä, vaikka tällainen menettely on ollut laajalti käytössä. Kuivatusta materiaalista tehty fraktiointi saattaa antaa oikeampia tuloksia silloin, kun käsiteltävänä oleva aines on peräisin matalammasta vedestä eli litoraali-sublitoraalivyöhykkeestä, missä karkeaa ainesta mahdollisesti on todellisuudessa enemmän. Profundaalivyöhykkeessä eroja esiintyy vasta hienoimmissa fraktioissa, ja 0,063 mm:n seulan märkäseulonnassa läpäisseen fraktion jakaminen edelleen vielä pienempiin fraktioihin muilla menetelmillä kuin seulonnalla voi siksi olla tarpeen (esim. Håkanson & Jansson 1983).

Kirjallisuus

- Brinkhurst, R.O. 1974. The benthos of lakes. MacMillan Press, London & Basingstoke, 190 s.
- Hakala, I. 1978. Distribution, population dynamics and production of *Mysis relicta* (Lóvén) in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 15, s. 243-258.
- Hydrobiologian kenttäkurssin yhteenvetomoniste 1993. Jyväskylän yliopisto. Biologian laitos. 38 s.
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, heidelberg, New York, Tokyo. 316 s.
- Särkkä, J. 1972. The bottom fauna of the oligotrophic Lake Konnevesi, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 9, s. 141-146.
- Särkkä, J. 1976. Records of relict crustaceans in lakes drained by the river Kymijoki, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 13, s. 44-47.
- Särkkä, J. 1983. A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. *Ann. Zool. Fennici* 20, s. 157-178.
- Särkkä, J. 1989. Meiobenthic naidid and aeolosomatid oligochaetes from the profundal zone, and relations of species to eutrophication. *Hydrobiologia* 180/Dev. Hydrobiol. 51, s. 185-190.
- Särkkä, J. 1992. Effects of eutrophication and organic loading on the occurrence of profundal harpacticoids in a lake in southern Finland. *Envir. Monit. Assessment* 21, s. 211-223.
- Särkkä, J. & Kurashov, E. 1992. Meiofauna in the profundal zone of the northern part of Lake Ladoga. Joensuun yliop. Karjalan tutkimusl. monist./Univ. Joensuu. Karelian Instit. Working Pap. 8, s. 35-40.
- Zhadin, V.I. & Gerd, S.V. 1970. Fauna and flora of the rivers, lakes and reservoirs of the U.S.S.R. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. 626 s.

Tshernobylin laskeuman esiintyminen Konnevedessä

Erkki Iius¹, Ritva Saxén¹ ja Marketta Puhakainen¹

¹ Säteilyturvakeskus, PL 14, 00881 Helsinki

Sisällysluettelo

Johdanto	133
Suoritetut tutkimukset.....	133
Cesium-pitoisuudet vedessä ja sedimentissä	135
Cesium Konneveden kaloissa	136
Konneveden kaloilla ei enää käyttörajoituksia.....	136
Kirjallisuus	137

Tshernobylin laskeuman esiintyminen Konnevedessä

Suomalaiseen järvi- ja vesiluontoon on tullut keinotekoisia radioaktiivisia aineita pääasiassa kahdesta lähteestä, 1960-luvun maanpäällisistä ydinasekokeista ja Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta vuonna 1986. Näistä jälkimmäisellä oli selvästi suurempi merkitys etenkin Järvi-Suomen alueella. Konnevesi kuului viisiluokkaisessa asteikossa keskimääräistä enemmän Tshernobylin-laskeumaa saaneeseen alueeseen Suomessa ja kalojen käyttöä suositeltiin rajoitettavaksi. Cesium-pitoisuudet ovat kuitenkin laskeneet siinä määrin, että suositukset kalojen käytön rajoittamisesta eivät ole enää muutama vuoteen koskeneet Konneveettä.

Johdanto

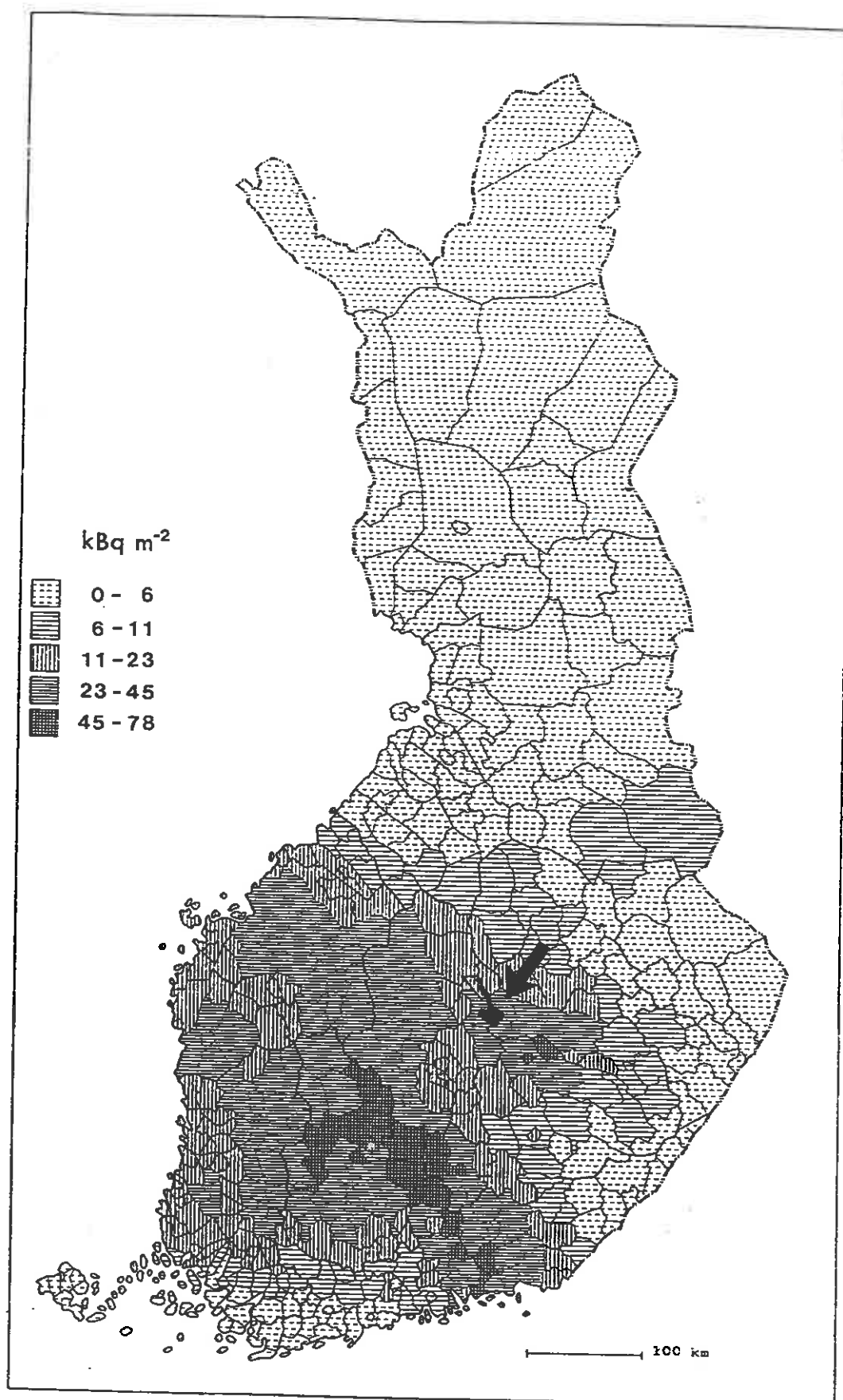
Ukrainalaisessa Tshernobylin ydinvoimalaitoksessa tapahtui 26.4.1986 vakava onnettomuus, jonka seurauksena yksi laitoksen neljästä yksiköstä tuhoutui ja ilmakehään vapautui suuria määriä radioaktiivisia aineita. Onnettomuudessa syntynyt radioaktiivinen pilvi levisi nopeasti ilmapirtausten mukana kohti Pohjoismaita ja muualle Eurooppaan. Suomen alueelle laskeumaa tuli kahdessa erässä: pääosa huhtikuun viimeisinä päivinä ja pienempi osa toukokuun 10. päivän tienoilla 1986 (Arvela ym. 1990).

Tshernobylin laskeumalle oli luonteenomaista hyvin epätasainen jakautuminen. Suomessa alueelliset erot johtuivat paikallisista sademääristä laskeumatilanteen aikana, sillä pääosa laskeuman radioaktiivisista aineista huuhtoutui sateen mukana ilmakehästä maahan. Vesistöihin radioaktiivisia aineita tuli paitsi suorana laskeumana, myös ympäröiviltä maa-alueilta sulamis- ja valuma-vesien mukana. Merkittävimmät laskeumassa olleet radioaktiiviset aineet olivat cesiumin isotoopit 137 ja 134. Niillä on taipumus sitoutua erityisesti savipartikkeleihin sekä maassa että vesistöissä.

Konneveden valuma-alue ei kuulunut runsaimman laskeuman alueisiin Suomessa. Säteilyturvakeskus on luokitellut maamme kunnat laskeuman määrän perusteella viiteen luokkaan (Arvela ym. 1990). Suurin osa Konneveden valuma-alueesta kuuluu luokkaan 4, jossa cesium 137 -laskeuman määrä oli 23-45 kBq/m² (Kuva 1). Alueen pohjoisosat kuuluvat kuitenkin luokkaan 3, jossa laskeuman määrä oli pienempi: 11-23 kBq/m². Kuntakohtaiset laskeuma-arvot olivat Konneveden ympäristökunnissa seuraavat: Konnevesi 28 kBq/m², Rautalampi 28 kBq/m² ja Vesanto 23 kBq/m² (Hannu Arvela, suullinen tieto).

Suoritetut tutkimukset

Säteilyturvakeskus (STUK) on seurannut radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia Suomen järvisä jo 1960-luvulta lähtien. Konnevesi ei ole kuulunut erillisenä järvenä valtakunnallisen pintavesiohjelman piiriin, mutta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen STUK on analysoinut yhteensä 54 Konnevedestä pyydettyä kalanäytettä. Lisäksi Konnevesi oli mukana STUK:n vuosina 1988 ja 1990 suorittamassa pohjasedimenttitutkimuksessa, jota varten järvestä otettiin sedimenttinäytteiden lisäksi myös vesinäytteitä.



**Kuva 1. Arvioitu cesium 137 -laskeuma Suomen kunnissa 1.10.1987 (Arvela ym. 1990).
Konnevesi on merkitty karttaan mustalla.**

Cesium-pitoisuudet vedessä ja sedimentissä

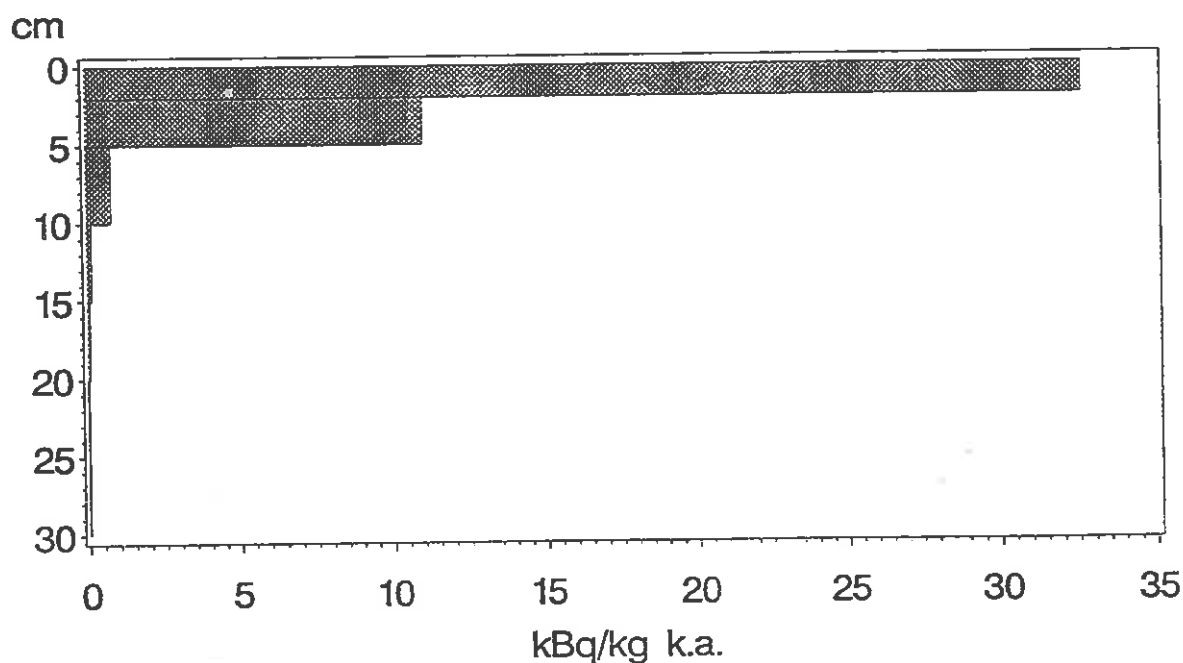
Vuonna 1988 Konneselän pintavedestä mitattu cesium 137-pitoisuus oli 270 Bq/m^3 (Taulukko 1). Vuonna 1990 vastaava arvo oli enää 150 Bq/m^3 . Arvot olivat vähän pienempiä kuin voimakkaimman laskeuman alueella olleissa suurissa järvissä (Keurusselkä, Näsijärvi ja Päijänne), mutta selvästi suurempia kuin niukasti laskeumaa saaneissa Kallavedessä ja Pielisessä.

Taulukko 1. Pintaveden ja pohjasedimentin cesium 137-pitoisuudet eräissä Suomen järvissä vv. 1988 ja 1990.

	VESI Bq/m^3		SEDIMENTTI kBq/m^2		LASKEUMA kBq/m^2
	1988	1990	1988	1990	1.10.1987
Pielinen	20	-	2,8	-	0 - 6
Kallavesi	35	-	3,7	-	11 - 23
Konnevesi	270	150	-	45	23 - 45
Keurusselkä	310	170	-	130	45 - 78
Näsijärvi	280	160	110	110	45 - 78
Asikkalanselkä	290	160	50	92	45 - 78

Konneselkä 1990

Cs-137:n jakauma pohjasedimentissä



Kuva 2. Cesium 137:n syvyysjakauma Konneselän eteläosan syvänteen pohjasedimentissä vuonna 1990.

Pohjasedimentin cesium-pitoisuudet kasvoivat useimmissa maamme järvissä vielä vuoden 1988 jälkeen (Ilus ym. 1993). Tämä johtuu siitä, että sedimentoitumisnopeus on Suomen järvissä yleensä hyvin pieni. Pohjasedimentin pintakerroksen cesium 137-pitoisuus oli vuonna 1990 Konneselän eteläosan syvänteessä 33 kBq/kg kuiva-ainetta (Kuva 2) ja kaikkien sedimenttikerrosten yhteenlasketuksi kokonaismääräksi saatiin 45 kBq/m². Viimeksi mainittu arvo vastaa hyvin cesium 137:n kokonaislaskeumaa Konneveden alueella.

Cesium 137 oli runsaimmin esiintyvä laskeumanuklidi kaikissa järvissä. Sen lisäksi Konneveden vesi- ja sedimentinäytteissä esiintyi laskeumasta peräisin olevaa cesium 134:a ja antimoni 125:a, mutta niiden pitoisuudet olivat selvästi pienempiä.

Cesium Konneveden kaloissa

Suurin Konneveden kalanäytteissä todettu cesium 137-pitoisuus oli 3700 Bq/kg. Maksimipitoisuus oli vuonna 1987 järvestä pyydytyissä ahvenissa (Taulukko 2). Myös useissa muissa kalalajeissa pitoisuudet olivat suurimmillaan heti onnettomuuden jälkeen (vuosina 1986-1987) ja ovat sen jälkeen olleet laskusuunnassa (Kuva 3); vuonna 1989 cesium 137:n keskipitoisuus oli Konneveden ahvenissa 1200 Bq/kg. Poikkeuksen muodostivat kuitenkin suuret petokalat, joissa pitoisuudet kasvoivat hitaasti vielä vuonna 1989 ja kääntyivät laskuun vasta 1990-luvun alussa.

Taulukko 2. Cesium 137-pitoisuuden vaihtelu eräissä Konnevedestä pyydytyissä kalalajeissa vuosina 1986-1989 sekä vastaavat keski-arvot ja vaihteluvälit koko laskeuma-alueelta 4 pyydytyissä kaloissa (Saxén & Rantavaara 1987, Saxén 1990 ja Saxén & Koskelainen 1992).

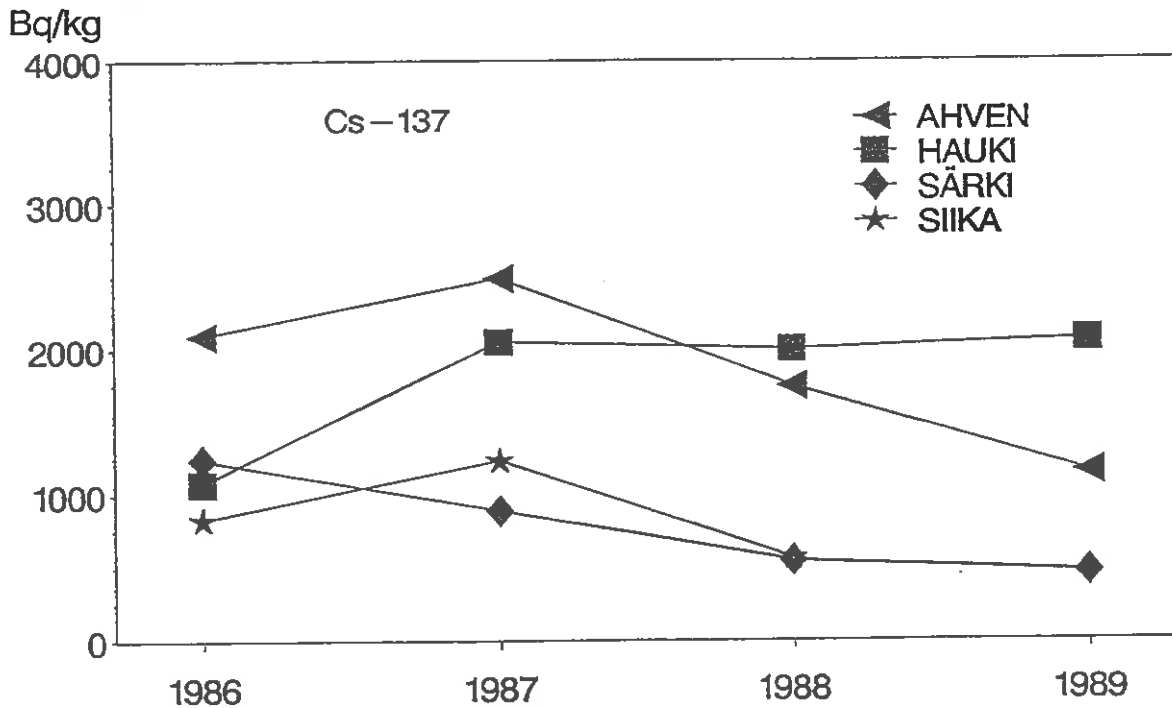
Laji	Konnevesi		Koko laskeuma-alue 4	
	Vaihteluväli Bq/kg t.p.	Maksimin vuosi	Keskiarvo	Vaihteluväli Bq/kg t.p.
Ahven	790 - 3700	1987	3 500	54 - 28 000
Made	2 000 - 3 200	1989	2 200	87 - 9 300
Hauki	460 - 2 500	1988	3 500	43 - 33 000
Taimen	850 - 2 200	1988	2 600	280 - 5 300
Siika	450 - 2 100	1987	2 300	120 - 9 500
Muikku	100 - 1 300	1987	1 100	76 - 4 800
Lahna	410 - 1 300	1988	710	31 - 4 500
Särki	440 - 1 200	1986	1 280	17 - 9 200

Konneveden kalojen cesium 137 -pitoisuudet olivat suhteellisen pieniä koko laskeuma-alueen 4 arvoihin verrattuna. Tämä johtuu siitä, että koko laskeuma-alueen arvoihin on otettu mukaan myös pienet järvet, joissa pitoisuudet olivat selvästi korkeampia kuin Konneveden kaltaisissa suurissa järvissä.

Konneveden kaloilla ei enää käyttörajoituksia

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen STUK antoi useita sisävesi-kalojen käyttöä koskevia suosituksia. Konnevesi kuuluu alueeseen, jolta pyydyttyjä kaloja ei suositeltu käytettäväksi pääruokalajina useammin kuin 2-3 kertaa viikossa. Kevään 1991 jälkeen kalojen käyttöä rajoittavat suositukset eivät ole koskeneet enää Konnevetä.

Konnevesi



Kuva 3. Keskimääräisten cesium 137-pitoisuuksien vaihtelu Konnevedestä pyydettyissä ahvenissa, hauissa, särjissä ja siiioissa vuosina 1986-1989.

Kolme kertaa viikossa käytettynä Konnevedestä pyydettyjen kalojen voidaan arvioida aiheuttaneen ympäristön asukkaille enintään 0.8 mSv:n säteilyannoksen sekä vuonna 1986 että 1987. Vuonna 1989 annokseksi arvioitiin 0.5 mSv. Molempien cesium-isotooppien osuus on otettu huomioon näissä laskelmissa. Suomalaisten arvioidaan saavan huoneilman radonista keskimäärin 4 mSv:n säteilyannoksen vuosittain.

Kirjallisuus

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.

Iius, E., Puhakainen, M. & Saxén, R. 1993. Gamma-emitting radionuclides in the bottom sediments of some Finnish lakes. Report STUK-A112, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki.

Saxén, R. & Rantavaara, A. 1987. Radioactivity of fresh water fish in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Report STUK-A61, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki.

Saxén, R. 1990. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland in 1987. Report STUK-A77, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki.

Saxén, R. and Koskelainen, U. 1992. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland in 1988-1990. Report STUK-A94, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki.

Dioksiinien pitoisuudet Konneveden kaloissa

Jaana Koistinen¹ ja Jaakko Paasivirta¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Kemian laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Dioksiinit ja ympäristö.....	141
Dioksiinien määrittäminen kaloista.....	143
Kirjallisuus	144

Dioksiinien pitoisuudet Konneveden kaloissa

Ympäristömyrkkyinä pelättyjen dioksiinien eli seitsemäntoista polykloori-dibentso-*p*-dioksiinin ja polyklooridibentsofuraanin pitoisuudet Konneveden kaloissa ovat alle havaintorajan lukuunottamatta taimenista mitattuja yhden yhdisteen (TCDF) erittäin pieniä pitoisuuksia. Ravintona Konneveden kalat ovat dioksiinien suhteen Suomen ja Itämeren alueen kaikkein puhtaimpia.

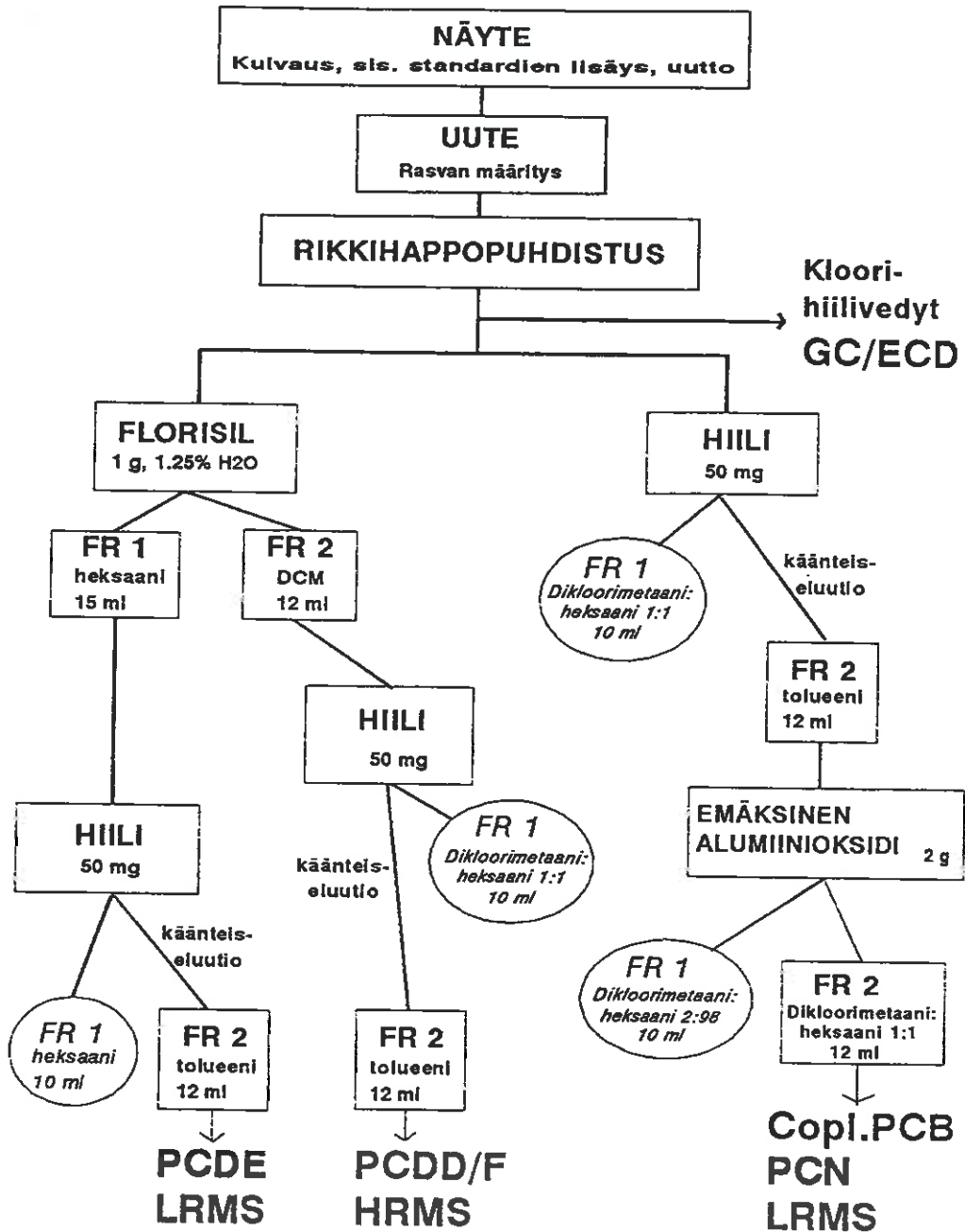
Dioksiinit ja ympäristö

Dioksiinit on yleisnimitys polykloori-dibentso-*p*-dioksiineille (PCDD) ja dibentsofuraaneille (PCDF). PCDD-yhdisteitä on kaikkiaan 75 ja PCDF-yhdisteitä 135 eri rakennetta. Dioksiinien myrkyllisyys tuli ensin ilmi rikkakasvien torjunta-aineen 2,4,5-T ja hygienia-aineen heksaklorofeeni tuotannossa, missä niiden yhteisen raaka-aineen 2,4,5-trikloorifenolin suurteollisessa valmistuksessa tapahtuneet ylikuumenemiset tuottivat 2,3,7,8-tetraklooridibentso-*p*-dioksiinia (TCDD). Se aiheutti altistuneille ihmisille vakavan kloorifinni-ihotaudin ja tappoi eläimiä jo hyvin pieninä annoksina. Erityisen pelätyksi TCDD on tullut siksi, että se jatkuvasti ihmistä altistaessaan edistää syövän kasvua.

Jo 1970-luvulla selvisi, että muutamat TCDD:tä muistuttavat rakenteet omaavat samanlaisen myrkyllisyyden. Myrkyllisimpiä PCDD- ja PCDF-yhdisteistä ovat ne, joissa klooriatomit ovat sijoittuneet molekyylin nurkkiin eli 2,3,7,8-asemiin (2,3,7,8-substituoidut). 2,3,7,8-Kloorisubstituoituja dioksiineja on 7 ja furaaneja 10. Dioksiineista myrkyllisin on TCDD ja furaaneista 2,3,4,7,8-penta-CDF. TCDD on myrkyllisin ihmisen valmistama tunnettu kemiallinen yhdiste. Myrkyllisimmät PCDD- ja PCDF-yhdisteet ovat pysyvimpiä. Ne metaboloituvat huonosti ja eivät hajoa kemiallisesti. Sen vuoksi ne kerääntyvät eliöihin ja niitä pidetään uhkaavina ympäristömyrkkyinä. Edellä mainittuja 17 PCDD/F-ainetta mitataan päästöistä ja ympäristöistä hyvin pienelle pitoisuustasolle asti, minkä vuoksi niiden määritykset ovat hyvin kalliita. Tutkimuksiin on uhrattu suuria rahasummia, paljon enemmän kuin muiden vastaavien, samalla lailla myrkyllisten aineiden, kuten eräiden PCB-yhdisteiden, polykloorinaftaleenien (PCN) ja polyklooridifenyyleettereiden (PCDF) seuraamiseen, vaikka näitä yhdisteitä esiintyy eliöissä paljon suurempina pitoisuuksina kuin dioksiineja ja furaaneja (Paasivirta ym. 1986, Kimbrough & Jensen, 1989, Tarhanen ym. 1989, Koistinen ym. 1989).

Dioksiineja ja furaaneja pääsee ympäristöön teollisista prosesseista, poltoista, kasvinsuojeluaineista ja tuholaisien torjunnassa. Näitä yhdisteitä muodostuu esimerkiksi kloorifenolien ja PCB:n (polykloorattujen bifenyyliden) valmistuksessa. Kloorifenolit tuotannon lisäksi dioksiinilähteiksi on havaittu jätteenpoltto, sellun kloorivalkaisu, veden klooridesinfiointi, metallurgia, polttomootorit (esim. lyijylyistä, kloorihiilivetyjä sisältävää bensiiniä käyttävät autot), tekstiilien (esim. Intiassa puuvillapaitojen) valkaisu ja värjäys. Muuntajissa ja kondensaattoreissa eristeaineena käytetyn PCB:n kuumeneminen muodosti erään dramatisoidun päästölähteen. Energiapolto (kivihiili, puu, öljy) päästävät myös dioksiineja ilmaan. Vaikka puun palaminen on tuottanut dioksiineja jo esihistoriallisella ajalla, sedimenttianalyysit osoittavat, että niiden voimakas lisääntyminen ympäristösaasteena on alkanut 1930-luvulla ja vastaa PVC:n ja muiden organoklooriyhdisteiden teollisen tuotannon kasvua (Czuczwa & Hites 1986). On havaittu myös dioksiinien muodostumista mm. kloorifenoleista kasvien, eläinten ja mikro-organismien entsyymien vaikutuksesta (Wagner ym. 1990, Öberg ym. 1990).

Ihminen altistuu dioksiineille pääasiassa ravinnon kautta. Myös ravinnossa olevien klooribentseenien ja kloorifenolien enstyyminimetabolia voi olla merkittävä ihmiseen kertyneiden dioksiinien muodostaja. Huomattavimmat ravinnon dioksiinipitoisuudet on mitattu



Kuva 1. Dioksiinien ja muiden pysyvien organoklooriyhdisteiden määrittäminen biologisesta näytteestä kaaviona.

kaloista. Kaloista löytyy yleensä vain myrkyllisimpiä PCDD- ja PCDF-yhdisteitä eli 2,3,7,8-kloorisubstituoituja ja Suomessa näistä lähinnä vain 2,3,7,8-tetra-CDF:ää (TCDF). Pitoisuudet kaloissa ovat pikogrammoja grammassa (pg/g; pikogramma = miljoonasosa gramman miljoonasosasta) eli ppt-yksikköjä. Dioksiinien ja furaanien pitoisuudet voidaan ilmoittaa myrkkymääränä eli TCDD-ekvivalenteina (TEQ). Myrkkymäärä saadaan kun kerrotaan kunkin yhdisteen havaittu pitoisuus tietyllä kertoimella (TEF-kerroin) ja lasketaan näin saadut pitoisuudet yhteen. TEF-kerroin suhteuttaa yhdisteen myrkyllisyyden TCDD:n myrkyllisyyteen.

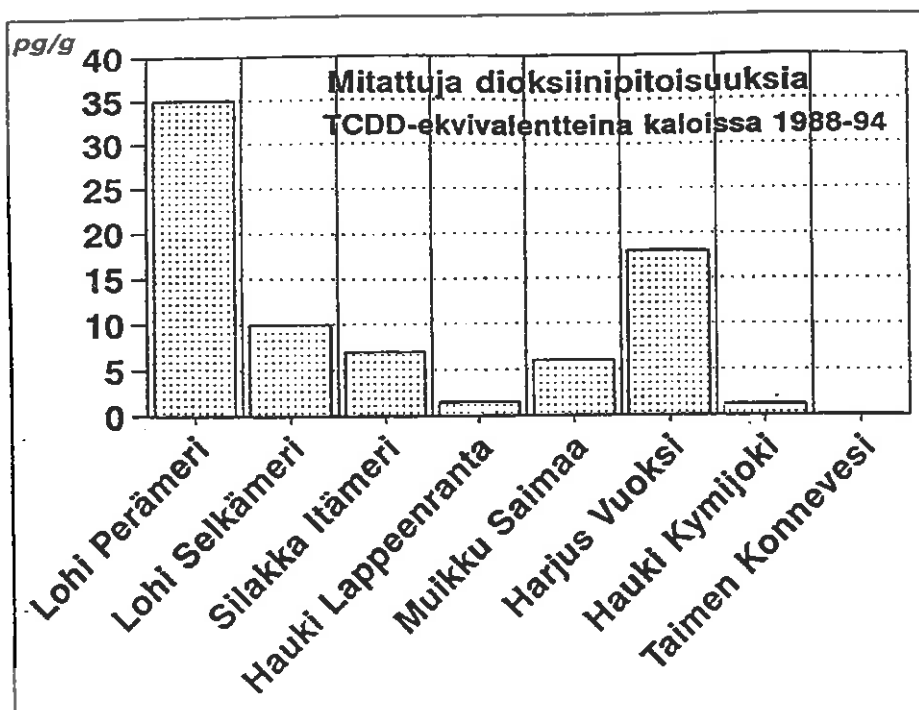
Dioksiinien määrittäminen kaloista

Dioksiinimäärittäminen biologisesta näytteestä laboratoriossamme (Koistinen ym. 1993) sisältää myös muiden aromaattisten polyklooriyhdisteiden analyysin (Kuva 1). Määrittäminen alkaa näytekäsittelystä, mihin kuuluu kalliiden hiili-13-leimattujen sisäisten standardiaineiden lisäys ja uutaminen orgaanisella liuottimella. Uute haihdutetaan kuiviin, määritetään jäännös = rasva punnitsemalla ja sitten hajoitetaan kaikki pysymättömät orgaaniset aineet ravistelulla väkevän rikkihapon kanssa. Tämän jälkeen voidaan suurimpina pitoisuuksina esiintyvät kloorihiilivedyt (esim. PCB-yhdisteiden pääkomponentit, DDT-jäämät, klooribentseenit, klordaanit ja lindaani) määrittää liuoksesta kaasukromatografialla ja elektronisieppausdetektorilla (GC/ECD). Sitten liuosta fraktioidaan erilaisilla kiinteillä jauheilla (hiili, florisil ja alumiinioksidi) täytetyissä pylväissä suoraa ja käännettä eluointia käyttäen. Näin puhdistetusta dioksiinifraktiosta määritetään 17 PCDD/F-yhdistettä kaasukromatografialla liitettynä korkean erotuskyvyn massaspektrometriaan (HRMS). Metodilla vuonna 1994 tutkituissa neljässä Konneveden kalassa (hauki, made ja taimen) myrkyllisimpien dioksiinien pitoisuudet ovat alhaisia. Tutkitut kalat olivat hauki (1 kg), made (1 kg) ja kaksi taimenta (1,3 ja 1,7 kg). Vain taimenissa havaittiin TCDF:ää ja pitoisuus oli 0,5 pg/g tuorepainoa kohti.

Tuloksen perusteella dioksiinien kokonaismyrkykuorma Konneveden kaloissa on korkeintaan 0,2 pg/g. Tämä on erittäin pieni TEQ-pitoisuus verrattuna Itämeren ja Suomen sisävesien kaloista muualta mitattuihin (Rappe ym. 1987, Bergqvist ym. 1988, Paasivirta 1988, Koistinen ym. 1989; Kuva 2).

Konneveden kalojen TCDF-lähteitä saattavat olla ilmakulkeutuminen tai PCB. Lappeenrannan ja Kymijoen hauesta, Saimaan muikusta ja Vuoksen harjuksesta mitatut paljon korkeammat pitoisuudet (Kuva 2) johtuvat sellutehtaiden päästöistä, koska sekä näissä kaloissa että sellun kloorivalkaisuotteissa TCDF on vallitseva dioksiiniyhdiste.

Pohjoismainen asiantuntijaryhmä (NORD 1988) on esittänyt, että dioksiinien viikottainen sallittu annos (TWI) saisi olla korkeintaan 35 pg TCDD-ekvivalenttia ihmisen elo-



Kuva 2. Kalojen sisältämiä dioksiinimääriä myrkykuormitukseksi laskettuina.

painokiloa kohti, mikä vastaa 70 kg painoisella aikuisella 2500 pg. Siten yllämainittu äärimmäisen varovainen pohjoismainen TWI aikuiselle ylittyy, jos Konneveden eniten dioksiineja sisältävää kalaa syödään yli 12 kiloa viikossa.

Kirjallisuus

- Bergqvist, P.-A., Bergek, S. & Bergqvist A.-K. 1988. Resultat från analyser av polykloretrade dibenzo-p-dioxiner (PCDD) och polykloretrade dibenzofuraner (PCDF) in fisk från Saiman. Ett sammansprojekt mellan Miljökemigruppen, Organisk kemi och Greenpeace, 8 s. Umeå 25.5.1988.
- Czuczwa, M. & Hites, R. A. 1986. Airborne dioxins and dibenzofurans; sources and fate. *Environ. Sci. Technol.* 20, s. 195-200
- Kimbrough, R. D. & Jensen, A. A. (Eds.) 1989. Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products, 2nd Fully Revised Edition, 518 s., Elsevier, Amsterdam.
- Koistinen, J., Paasivirta, J. & Vuorinen, P. J. 1989. Dioxins and other planar polychloro-aromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples. *Chemosphere* 19, s. 1043-1048.
- NORD 1988. Nordic expert group. Nordisk Dioxinrisk Bedömning. Nordisk Ministerråd 1988:49, 129 s. Kopenhagen.
- Koistinen, J., Paasivirta, J. & Lahtiperä, M. 1993. Bioaccumulation of dioxins, coplanar PCBs, PCDEs, HxCNs, R-OCNs, R-PCPHs and R-PCBBs in fish from a pulp-mill recipient watercourse. *Chemosphere* 22, s. 149-156.
- Paasivirta, J. 1988. Saimaan Kalojen Organoklooriyhdisteet. Tutkimusraportti Saimaan vesiensuojeluyhdistykselle, 12 s., Jyväskylän yliopiston kemian laitos 24.10.1988.
- Paasivirta, J., Tarhanen, J. & Soikkeli, J. 1986. Occurrence and fate of polychlorinated aromatic ethers (PCDE, PCA, PCV, PCPA and PCBA). *Chemosphere* 15, s. 1429-1433.
- Rappe, C., Andersson, R., Bergqvist, P.-A., Brohede, C., Hansson, M., Kjeller, L.-O., Lindström, G., Marklund, S., Nygren, M., Swansson, S. E., Tysklind, M. & Wiberg, K. 1987. Overview on environmental fate of chlorinated dioxins and dibenzofurans. Sources, levels and isomeric pattern in various matrixes. *Chemosphere* 16, s. 1603-1618.
- Tarhanen, J., Koistinen, J., Paasivirta, J., Vuorinen, P. J., Koivusaari, J., Nuuja I., Kannan, N. & Tatsukawa, R. 1989. Toxic significance of planar aromatic compounds in baltic ecosystem - new studies on extremely toxic coplanar PCBs. *Chemosphere* 18, s. 1067-1077.
- Wagner, H. C., Schramm, K. W. & Hutzinger, O. 1990. Biogenic polychlorinated dioxin from trichlorophenol. *Umweltwiss. Schadst.-Forsch.* 2, s. 63-65.
- Öberg, L. G., Glas, B., Swanson, S. E., Rappe, C. & Paul, K. G. 1990. Peroxidase-catalyzed oxidation of chlorophenols to polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19, s. 930-938.

Kalojen haju- ja makuhaitta-aineiden tutkiminen

Anja Veijanen¹

¹ Jyväskylän yliopisto, Kemian laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

Sisällysluettelo

Johdanto	147
Analyysimenetelmät	147
Tutkimuskohteita ja tuloksia	148
Kirjallisuus	149

Kalojen haju- ja makuhaitta-aineiden tutkiminen

Vesien ja kalojen haju- ja makuongelmia aiheuttavia aineita on tutkittu käyttäen samanaikaista instrumentaalista ja aistinvaraista analyysitekniikkaa. Haitallisten yhdisteiden tunnistaminen ja kemiallisen rakenteen selvittäminen on tärkeää, jotta voidaan tutkia, mistä aineet ovat peräisin ja miten ne voidaan poistaa vesistä. Tutkittavana on ollut eri puolelta Suomea saatuja vesinäytteitä, sekä juomavettä että joki- ja järvivesiä. Kalojen haju- ja makuhaittatutkimuksia on tehty myös kanadalaisella kynttiläkuoreella (eulachon).

Johdanto

Teollisuudesta ja maataloudesta pääsee vesistöön haju- ja makuongelmia aiheuttavia yhdisteitä. Vesissä ja kaloissa yhdisteet saattavat muuttua toisiksi aineiksi, joilla on vielä alhaisemmat haju- ja makukynnykset kuin alkuperäisillä yhdisteillä. Haju- ja makuhaitta-aineiden kemiallisen rakenteen selvittäminen on tärkeää, koska jo hyvin pienet muutokset molekyyli-rakenteessa vaikuttavat aineen haju- ja makuominaisuuksiin. Tutkimuksissa on käytetty samanaikaista aistinvaraista ja instrumentaalista analyysitekniikkaa. Haitallisten aineiden tunnistaminen ja alkuperän selvittäminen tekevät mahdolliseksi haju- ja makuongelmien poistamisen. Kun yhdisteen on todettu aiheuttavan haju- ja makuhaittaa, voidaan sen pääseminen vesistöön estää ja suunnitella veden puhdistusmenetelmiä.

Analyysimenetelmät

Pahaa hajua ja makua ei useinkaan aiheuta yksi yhdiste vaan kyseessä on useamman aineen yhteisvaikutus. Haisevien yhdisteiden pitoisuudet voivat olla hyvin pieniä. Ihmisen haju- ja makuaisti ovat erittäin herkkiä tunnistamaan haitta-aineet, mutta laitteiden herkkyys ei aina riitä yhdisteiden kemiallisten rakenteiden selvittämiseen ja siksi tarvitaan erilaisia näytteen väkevöimiskeinoja. Perusmenetelmänä tutkimuksissa on kaasukromatografia (GC) yhdistettynä massaspektrometriaan (GC/MS) ja infrapunaspektrometriaan (GC/FTIR) (Kuva 1). Kolonnisysteeminä on käytetty kaksoiskolonnia tai yhtä kolonnia, joka on haaroitettu juuri ennen instrumentaalista detektoria. Toisen kolonnin päästä on haisteltu kolonnista eluoituvat yhdisteet ja keskitytty tunnistamaan lähinnä yhdisteitä, joiden GC-piikkien kohdalla havaittiin pahoja hajuja. Kolonnista eluoituvia yhdisteitä on myös kerätty hyvälaatuisen kasvisöljyyn ja öljyä maistelemalla on arvioitu, aiheuttavatko yhdisteet makuvirheitä. Haitta-aineen tarkan rakenteen selvittämisessä on lisäksi käytetty preparatiivista kaasukromatografiaa, jolloin yhdistettä on kerätty suoraan NMR-liuottimeen NMR-spektrometrasta määrittystä varten (Veijanen 1990, 1992).

Vesinäytteistä haihtuvat/haisevat aineet on adsorboitu hartsiin (Tenax) imemällä tutkittava vesi adsorptioputken läpi. Adsorptioputkista yhdisteet on syötetty kaasukromatografiin käyttäen termistä desorptiota ja kylmäloukkutekniikkaa. Kala- ja vesinäytteiden tutkimisessa on käytetty myös dynaamista headspace-tekniikkaa (Tekmarin purge ja trap-laitteisto); haihtuvat aineet kerätään puhtaan heliumin avulla kiinteään hartsiin, josta ne edelleen desorboidaan termisesti kylmäloukun kautta kaasukromatografiin.



Kuva 1. Haju- ja makuhaitta-aineiden tutkimuksessa käytetty laitteisto: GC/FTIR varustettuna purge & trap-näytteenkäsittelysystemillä. Kaasukromatografian oikeasta sivusta tulevaan kolonniin liitetään lasisuppilo, josta eluivat yhdisteet haistellaan tai yhdisteet kerätään pieniin öljypulloihin makuarviointia varten.

Tutkimuskohteita ja tuloksia

Haju- ja makuhaitta-aineita on tutkittu Suomen vesistä ja kaloista (mm. Siikajoki, Niemisvesi, Lieksajoki ja Öjanjärvi) sekä Kanadan Kitimat-joen kaloista.

Maamaisen/mutamaisen hajun aiheuttajiksi niin vesissä kuin kaloissa on useimmiten todettu geosmiini ja 2-metyyli-isoborneoli, jotka molemmat ovat eräiden sinilevien ja sädesienien tuottamia yhdisteitä. Näiden aineiden hajukynnykset vedessä ja hauessa ovat (Persson 1980):

	geosmiini	metyyli-isoborneoli ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
vesi	0,015	0,042
hauki	0,59	0,085

Siikajoen vedessä geosmiinin pitoisuus oli noin 100 ng/l ja lisäksi vedestä löydettiin maamaista/kamferista hajua aiheuttavia geosmiinin hajoamistuotteita. Terpeeniyhdisteiden maamainen haju oli huomattavasti voimakkaampi kuin muiden löydettyjen yhdisteiden (mm. aldehydien) aiheuttama epämiellyttävä haju. Niemisveden kalaverkkojen pahan hajun aiheuttajaksi osoittautui myös geosmiini, jonka pitoisuus verkkojen huuhteluvedessä

oli satoja nanogrammoja litrassa. Muita terpeeniyhdisteitä sen sijaan oli erittäin vähän, eli tiettyjen levälajien runsas esiintyminen aiheutti kyseisen haju- ja makuhaitan.

Sekä Ahvenanmaan (Porvari ym. 1986) että Öjanjärven (Granberg ja Veijanen 1991) raakavesialtaiden ja vedenpuhdistuksen eri vaiheista otettujen vesinäytteiden haju- ja makuhaitta-aineet olivat myös geosmiini ja metyyli-isoborneoli. Kartonkitehtaan jätevesien haittavaikutuksia Lieksajoessa tutkittiin vuosina 1987-1988 (Mononen 1989). Hajua aiheuttivat sekä terpeeni- että rikkiyhdisteet. Lyhytaikaisenkin ilmastuksen todettiin vähentävän rikkiyhdisteiden määrää.

Kanadan intiaanien kynttiläkuoreita (*Thaleichthys pacificus*) tutkittiin tarkoituksena selvittää tehtaiden mahdollista osuutta kalojen haju- ja makuvirheisiin. Tutkittavana oli kaloista jauhettua tuoretta massaa ja erikoisvalmisteista öljyä. Kalanäytteissä oli myös pahaa makua ja hajua aiheuttavia aldehydejä, mutta näitä ei enää löytynyt öljynäytteistä. Suurimmat erot hyvän ja huonon kalan välillä aiheutuivat terpeenien määristä: ko. yhdisteitä oli huomattavasti enemmän huonossa kalassa sekä dieeneistä, joita taas oli selvästi enemmän hyvässä kalassa (Veijanen ja Villberg 1993).

Kirjallisuus

- Granberg, K ja Veijanen, A. 1991. Öjanjärven raakaveden hajututkimus. Tutkimusraportti. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus.
- Mononen, P. 1989. Enso-Gutzeit Oy:n Pankakosken kartonkitehtaan erityishaittavaikutukset Lieksajoessa. Vesi- ja Ympäristöhallituksen julkaisuja 32, s. 1-50.
- Persson, P.-E. 1980. Sensory properties and analysis of two muddy odour compounds, geosmin and 2-methylisoborneol, in water and in fish. *Water Res.* 14, s. 1113-1118.
- Porvari, P., Veijanen, A. och Eriksson, J. 1987. Vattenkvaliteten i sjöarna Markusbölefjärden, Långsjön och Dalkarby träsk sommaren 1986. Forskningsrapport till Ålands Landskapsstyrelse, Ny serie, nr 54. s. 1-21.
- Veijanen, A. 1990. An integrated sensory and analytical method for identification of off-flavour compounds. Doctoral Thesis. Department of Chemistry, University of Jyväskylä, Research Report No. 34, s. 1-70.
- Veijanen, A. 1992. Methods for identification of tainting terpenoids and other compounds from algae. *Wat.Sci.Tech.* 25, s. 165-170.
- Veijanen, A. and Villberg, K. 1993. Integrated sensory and instrumental analysis of eulachon samples (manuscript)

Rautalammin reitin hydrobiologinen kirjallisuus vuoteen 1995

Pentti Valkeajärvi¹, Mikko Koivurinta², Timo J. Marjomäki², Jari-Pekka Pääkkönen²
ja Timo Takkunen³

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus- ja vesiviljely, 41360 Laukaa

² Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteen laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä

³ Kuopion maaseutuelinkeinopiirin kalatalouden vastuualue, PL 1168, 70101 Kuopio

Sisällysluettelo

Johdanto	153
Artikkeleiden ryhmittely	153
Yleistä	154
Hydrologia ja veden laatu	154
Perustuotanto ja vesikasvillisuus	155
Eläinplankton	155
Pohjaeläimet ja vesihyönteiset	156
Kalat ja kalastus	157
Kokeelliset tutkimukset	165
Vesi- ja rantalinnusto	166
Kiitokset.....	167

Rautalammin reitin hydrobiologinen kirjallisuus vuoteen 1995

Rautalammin reitin vesiluonto on ollut monipuolisen tutkimuksen ja harrastustoiminnan kohteena jo vuosikymmenet. Julkaisutoiminta on ollut vilkasta varsinkin viimeisen parinkymmenen vuoden aikana. Järvistä Konnevesi on saanut eniten huomiota osakseen. Tieteellisiä julkaisuja ja kansantajuisia kirjoituksia on tähän yhteenvedoon koottu yhteensä 245. Varhaisin viite on vuodelta 1906. Kalat ja kalatalous muodostavat suurimman ryhmän, yhteensä 163 artikkelia. Konneveden Kalatutkimus r.y. on edistänyt monin tavoin Rautalammin reitin kalatutkimusta ja luonnontutemusta, ja on ollut innostamassa tämänkin kirjallisuusluettelon laatimiseen. Julkaisujen suuri määrä korostaa tämän Kansallisvedeksi kutsutun reitin luonnontaloudellista arvoa.

Johdanto

Tämä kirjallisuusluettelo on laadittu helpottamaan niitä, jotka työn tai harrastuksen puolesta tarvitsevat tietoa Rautalammin reitin vesiluonnosta. Luettelosta on pyritty tekemään mahdollisimman kattava, mutta täydellinen se tuskin on. Tieteellisissä sarjoissa ilmestyneet artikkelit lienevät mukana jokseenkin kaikki. Kansantajuisissa alan sarjoissa ja lehdissä ilmestyneiden kirjoitusten kattavuus on Suomen Kalastuslehden ja Urheilukalastus-lehden osalta hyvä, koska ne on käyty käytännöllisesti katsoen kokonaan läpi. Metsästys ja Kalastus-lehteä ei ole tarkastettu järjestelmällisesti. Joitakin painoarvoltaan merkittäviä julkaisemattomia monisteita on hyväksytty joukkoon, mm. velvoitetarkkailuraportteja. Jyväskylän yliopiston Konneveden tutkimusasemalla on tehty paljon kaloihin liittyviä kursseja aseman valmistumisen (1983) jälkeen. Näitä ei ole kuitenkaan tarkemmin lueteltu. Luonnollisesti laajat yleisteokset, joissa on vain suppeita viittauksia alueeseen, on jätetty pois, samoin päivälehtien kirjoitukset. Katsaus käsittää lähinnä Rautalammin reitin runko-osan. Esimerkiksi Hankasalmen alue ja Lievestuoreenjärvi puuttuvat katsauksesta, vaikka niillä on ollut ajoittain vilkasta tutkimustoimintaa.

Artikkeleiden ryhmittely

Artikkelit on ryhmitelty aihepiireittäin. Monet julkaisut koskettavat useita aihepiirejä, jolloin on jouduttu tekemään valinta keskeisen aiheen suhteen. Sama julkaisu löytyy vain yhdestä aihepiiristä. Aihepiirit ovat seuraavat:

- Yleistä
- Hydrologia ja veden laatu
- Perustuotanto ja vesikasvillisuus
- Eläinplankton
- Pohjaeläimet ja vesihyönteiset
- Kalat ja kalastus
- Kokeelliset tutkimukset
- Vesi- ja rantalinnusto

Yleistä

- Keski-Suomen seutukaavaliitto 1982. Keski-Suomen virtaavien vesien perusselvitys ja kunnostusohjelma. Keski-Suomen Seutukaavaliiton julkaisu n:o 64 sarja B, s. 1-128.
- Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri 1992. Rautalammin reitti - kansallisvesi. Kehittämissuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisu - sarja A 108, s. 1-283.
- Linkola, M. 1985. Rautalammi - maisemallinen katsaus. Teoksessa: Rautalammin kirja, J. Kukkonen (toim.), Karisto Oy. Hämeenlinna. s. 26-55.
- Raatikainen, M. 1995. Konneveden muinaisvaiheet. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Särkkä, J. 1976. Konnevesi vesibiologisten tutkimusten kohteena. Teoksessa: Konneveden kirja, Linkola, M. (toim.), Kuopio, s. 34-58.
- Valkeajärvi, P., Koivurinta, M., Marjomäki, T. J., Pääkkönen, J.-P. & Takkunen, T. 1995. Rautalammin reitin hydrobiologinen kirjallisuus vuoteen 1995. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).

Hydrologia ja veden laatu

- Blomqvist, E. 1911. Lisiä Suomen hydrografiaan II. Kymijoki ja sen vesistö. 235 s. Helsinki.
- Granberg, K. 1981. Rautalammin reitin hajakuormitus. Jyväskylän yliopisto. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 111, s. 1-31.
- Eloranta, A. 1982. Pohjois-Kynsiveden ominaisuudet. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 22 s.
- Eloranta, A. 1982. Liesveden kalataloustutkimus v. 1981. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 18 s.
- Eloranta, P. & Eloranta, A. 1975. Kuusveden veden laadusta, kasviplanktonista ja kalastosta. Biol. Res. Rep. univ. Jyväskylä 1, s. 30-47.
- Herve, S. 1995. Veden laadun kehitys Konnevedessä 1965-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Kuitunen, P., Hakkari, L. & Granberg, K. 1984. Kynsiveden rehevöitymistutkimus. Jyväskylän yliopisto. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 120, s. 1-25.
- Ruohonen, K. 1984. Konneveden limnologiasta. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 3-19.
- Särkkä, J. 1983. Konneveden kloorifenoleista. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 55-61.
- Tuunainen, P. 1972. Konneveden yleiskuvaus sekä veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet. Suomen Kalatalous 46, s. 3-10.
- Vesihallitus 1977. Kymijoen vesistön yläosan vesien käytön kokonaissuunnitelma. Vesihallitus. Tiedotus 122, s. 1-120.

Perustuotanto ja vesikasvillisuus

Eloranta, P. & Palomäki, A. 1985. Phytoplankton in Lake Konnevesi with special reference to eutrophication of the lake by fish farming. *Aqua Fennica* 16(1), s. 37-45.

Jussilainen, M. & Eloranta, P. 1976. Ilmakuviin perustuva tutkimus Konneveden ja Peurunkajärven vesikasvillisuudesta. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 6, s. 1-31.

Granberg, K. 1972. Konneveden kasviplankton ja perustuotanto vuonna 1970. *Suomen Kalatalous* 46, s. 11-19.

Granberg, K. 1980. Siikakosken kalankasvatustutkimuksen fosforikuorman leviäminen Kynsiveteen. Jyväskylän hydrobiologinen tutkimuskeskus. Moniste. 4 s.

Granberg, K. 1980. Rautalammin reitin tutkimus. Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuskeskuksen tiedonantoja 110, s. 1-71.

Granberg, K. 1983. Konneveden rehevöityminen. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 47-54.

Haatainen, S., Hammar, T., Huovila, J., Lahti, E., Oksman, H., Punju, P. ja Taipainen, I. 1993. *Hyalotheca Dissiliens* - Koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja-sarja A. 160, s. 1-39.

Mikkola, H. & Oksman, H. 1973. Äyskosken ja Koskiveden kasvillisuustutkimus v.1973. Savon vesiensuojeluyhdistyksen raportti A 881.129, s. 1-8.

Oy Vesi-Hydro Ab. 1989. Perifytöntutkimus Äyskosken kalanviljelylaitoksen purkuvesistössä 12.7.-23.8.1988. Moniste. 7 s.

Eläinplankton

Hakkari, L. 1972. Konneveden eläinplanktonin merkityksestä muikun ravintona. *Suomen Kalatalous* 46, s. 21-28.

Hakkari, L. 1977. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland. *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 4, s. 3-87.

Hakkari, L. 1978. Eläinplanktonin elintavoista ja merkityksestä kalanravinnossa. *Suomen kalastuslehti* 85, s. 80-83.

Hakkari, L. & Bibiceanu, S. 1995. Kalakantojen muutosten vaikutuksista Konneveden eläinplanktoniin vuosina 1970-1992. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100* (tässä niteessä).

Hyvärinen, J. 1984. Konneveden eläinplankton ja pohjaeläimistö sekä niiden merkitys kalanravintona ja järven kalatuotannossa. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 20-29.

Levander, K. M. 1924. Muutamia tietoja Simunankosken kalanviljelylaitoksen lammikkojen pikkueläimistöstä ja kasvistosta. *Suomen kalastuslehti* 31, s. 142-145.

Pohjaeläimet ja vesihyönteiset

- Bagge, P. 1979. Vattenkvalster i profundalfaunan i några större sjöar i östra och mellersta Finland. *Entomologisk Tidskrift* 100, s. 221-225.
- Bagge, P. 1983. Vesipunkkien vuodenaikais- ja syvyyssiintymisestä Konnevedessä ja Keski-Keiteleessä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 5-23.
- Bagge, P. 1987. Emergence and distribution of Hydroptilidae in the littoral and outlet biocoenoses of Lake Konnevesi (Central Finland). Teoksessa: M. Bornaud & H. Tachet (toim.), Proc. 5th Int. Symposium on Trichoptera, s. 337-341.
- Bagge, P. 1992. Communities and habitats of filter feeding caddisflies in the lake outlet biocoenoses of Central Finland. Teoksessa: C. Tomazewski (toim.), Proc. 6th Int. Symp. on Trichoptera, s. 95-99.
- Bagge, P. 1995. Emergence and upstream flight of lotic mayflies and caddisflies in a lake outlet, Central Finland. *Entomologica Fennica* (painossa).
- Bagge, P. 1995. Vesiperhosten (Trichoptera) ruokailukillat ja aikuisten emergenssi Konneveden rantavyöhykkeessä ja Siikakoskessa. Kalantutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Bagge, P. & Hynynen, J. 1995. Plecopteran communities and annual emergence in five forest streams and two lake outlet streams of Central Finland. *Entomologica Fennica* (painossa).
- Kojola, J. 1986. *Simulium* (Wilhelmia) *equinum* L. (Diptera, Simuliidae) esiintymisestä ja fekunditeetista Konneveden eteläosissa v. 1983. Pro gradu-tutkielma, Jyväskylän yliopisto. Biologian laitos 35 s.
- Mölsä, H. ja Ritola, O. 1989. Pohjaeläintutkimus Nilakkalohi Oy:n Tervon kalanviljelylaitoksen alapuolisessa Koskivedessä kesällä 1989. Kuopion yliopisto, soveltavan eläintieteen laitos. Moniste. 17 s.
- Paasivirta, L. 1983. Konneveden vesihyönteisistä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 25-36.
- Paasivirta, L. 1984. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa. *Luonnon Tutkija* 88(3), s. 79-84.
- Segerstråle, S. G. 1956. The distribution of glacial relicts in Finland and adjacent Russian areas. *Soc. Scient. Fennica, Comment. Biol.* 15(18), s. 1-35.
- Särkkä, J. 1972. Konneveden pohjaeläimistö. *Suomen Kalatalous*. 46, s. 29-37.
- Särkkä, J. 1972. The bottom macrofauna of the oligotrophic Lake Konnevesi, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 9, s. 141-146.
- Särkkä, J. 1976. Records of relict Crustaceans in lakes, drained by the river Kymijoki, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 13, s. 44-47.
- Särkkä, J. 1983. Konneveden litoraalivyöhykkeen pohjaeläimistöstä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 37-46.
- Särkkä, J., Hartikainen, T., Joutsela, H., Kasurinen, A., Lindblom, V., Lindström, L., Mikola, J. & Puurtinen, M. 1995. Konneveden pohjaeläimistön syvyyssjakauma ja sedimentin raekokojakauman analyysin luotettavuus. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).

Kalat ja kalastus

- Aaltonen, R. 1989. Niiniveden kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Moniste. 38 s.
- Aaltonen R. 1987. Rasvanki-Virmasveden kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Moniste. 62 s.
- Anon. 1925. Tutkimus Nilakan ja Pielaveden muikuista. Suomen Kalastuslehti 32, s. 58-59.
- Anon. 1943. Muikun rauhoitus Konnevedessä. Suomen Kalastuslehti 50, s. 94.
- Anon. 1957. Riistamailta ja kalavesiltä. Ennätyskaloja. Metsästys ja kalastus 1957(4), s. 146-147.
- Anon. 1957. Riistamailta ja kalavesiltä. Se suuri harjus. Metsästys ja kalastus 1957(6), s. 241.
- Anon. 1981. Kalakantojen arviointitutkimus Konnevedellä. Suomen Kalastuslehti 87, s. 221-222.
- Anon. 1985. Iso ruutana Konnevedestä. Suomen Kalastuslehti 92, s. 384.
- Auvinen, H. 1984. Siian, hauen, mateen, ahvenen ja särjen saalisvarat Konnevedessä. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 30-44.
- Auvinen, H., Huusko, A., Jurvelius, J., Lehtonen, H., Mutenia, A., Valkeajärvi, P. & Vuorimies, O. 1990. Suomen muikkututkimuksen tavoitteet ja painopistealueet. Suomen Kalatalous 56, s. 82-95.
- Bagge, P. 1993. Taimenen ravinto Rautalammin reitin luusuakoskissa. Suomen Kalatalous 59, s. 139-149.
- Bagenal, T., Dahm, E., Lindem, T. & Tuunainen, P. 1982. EIFAC experiments on pelagic fish stock assessment by acoustic method in Lake Konnevesi, Finland. EIFAC Occas. Pap. 14, s. 1-16.
- Bagge, P., Takkunen, T., & Valkeajärvi, P. 1993. Rautalammin reitin luusuakoskien kalasto ja taimenen poikastiheydet vuosina 1983-1990. Suomen Kalatalous 59, s. 21-31.
- Brofelt, P. 1925. Simunankosken kalanviljelylaitos. Suomen Kalatalous 8, s. 12-15.
- Eloranta, A. 1979. Kynsiveden kalastus v. 1977-1979. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 27 s.
- Eloranta, A. 1982. Pohjois-Kynsiveden kalastusolot v. 1980-1981. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 21 s.
- Eloranta, A. 1982. Mateen (*Lota lota* (L.)) iästä, kasvusta ja ravinnosta eräissä Järvi-Suomen ja Utsjoen vesissä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 30, s. 37-70.
- Eloranta, A. 1982. Konneveden ja Kynsiveden välisen koskireitin ominaisuudet. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 19 s.
- Eloranta, A. 1983. Rautalammin reitin alaosan koskien kalastuksesta ja kalakannoista. Keski-Suomen vesipiirin vesitoimisto. Moniste. 26 s.

- Eloranta, A. 1983. Konneveden ja Liesveden välisen koskijakson kalastosta. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 63-85.
- Eloranta, A. 1983. Harjus (*Thymallus thymallus* (L.)) Rautalammin reitin alaosassa. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 34, s. 87-129.
- Eloranta, A. 1985. Grayling (*Thymallus thymallus* (L.)) in the lower part of the Rautalampi watercourse, Finnish Lake District. Verh. Int. Verein. Limnol. 22, s. 2555-2559.
- Eloranta, A. 1985. Harjus Keski-Suomessa. Suomen Kalastuslehti 92(6), s. 223-226.
- Eloranta, A. 1991. Kotiuta harjus virtavesiin. Urheilukalastus 7, s. 60-63.
- Eloranta, A. 1993. Virkistyskalastus Laukaan Simunankoskessa v. 1910-1990. Suomen Kalatalous 59, s. 109-124.
- Eloranta, P. & Eloranta, A. 1978. Tutkimus kalaston rakenteesta ja kalojen kasvusta Kuusvedessä, Ahvenisessä ja Leivonvedessä (Laukaa). Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 10, s. 1-46.
- Eloranta, P. & Eloranta, A. 1979. Vertical distribution of fishes in one lake deep (Lake Kuusvesi, Central Finland). Verh. Int. Verein. Limnol. 20, s. 2092-2097.
- Eronen, T., Järvisalo, O. & Jussila, J. 1985. Pohjois-Savon taimen- ja harjuskantojen inventointi 1984. Kuopion kalastuspiirin kalastustoimiston tiedotus 1, s. 1-88.
- Eronen, T., Takkunen, T. & Kontila, P. 1988. Pohjois-Savon taimenkantojen inventointi 1985-87. Kuopion kalastuspiirin kalastustoimiston tiedotus 5, s. 1-54.
- Eronen, T. 1985. Pohjois-Savon taimenkantojen nykytila. Savon luonto. Vuosikirja 1985. s. 28-33.
- Eskelinen, P. 1985. Laukaan keskuskalanviljelylaitoksen järvitaimenen mädinhankinta. Rautalammin reitillä vuosina 1978-84. RKTL, Laukaa toimipaikka. Moniste. 6 s.
- Eskelinen, P. 1993. Rautalammin reitin järvitaimenen viljely. Suomen Kalatalous 59, s. 37-41.
- Hakkari, L. 1984. Konneveden kalataloustutkimuksen ja hoitosuunnitelman tausta ja tavoitteet. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 1-2.
- Hakkari, L. & Hyvärinen, J. 1985. Taimenen lisääntyminen Siikakoskessa ja Siikataimenen kalanviljelylaitoksen alapuolisella koskijaksolla. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Moniste. 9 s.
- Hakkari, L. & Kurttila, I. Kynsiveden kalataloustutkimus ja alustava hoitosuunnitelma. Jyväskylän yliopisto. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 113, s. 1-46.
- Hakola, T. P. 1937. Merkitty järvilohi saatu Päijänteestä. Suomen Kalastuslehti 44, s. 16-17.
- Hinkkanen, K. 1935. Merkitty järvilohi tavattu. Suomen Kalastuslehti 42, s. 136.
- Hurme, S. 1974. Keski-Suomen taimenvesistä. Urheilukalastus 1974 (5-6), s. 15-17.
- Hurme, S. 1975. Harjus Keski-Suomen vesissä. Urheilukalastus 1975 (5), s. 12-13.

- Huttunen, L. 1970. Kuopion maanviljelysseuran kalataloutta. Suomen Kalastuslehti 77, s. 4-7.
- Huuskonen, S. 1981. Ovatko muikkukannan jaksottaisuusilmiöt seurausta vedenlaadun vaihteluista. Suomen Kalastuslehti 3, s. 70-72.
- Hyvärinen, E. ja Oksman, H. 1971. Säviänvirran rakentamiseen liittyvä kalatalousselvitys. Savon vesiensuojeluyhdistyksen raportti B 339.102, s 1-17.
- Ilus, E., Saxen, R. & Puhakainen, M. 1995. Tshernobylin laskeuman esiintyminen Konnevedessä. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Jaakkola, M. 1978. Koski- ja virtakutuisten kalojen elinmahdollisuudet Rautalammin reitillä. Pro-gradu-tutkielma. Kuopion yliopisto. 80 s.
- Jaakkola, M. 1979. Ovatko Rautalammin reitin kosket todella luonnonmukaisia. Urheilukalastus 1979(4), s. 20-22.
- Jaakkola, M. 1980. Taimenen ravinto - tutkimuksia Rautalammin reitiltä. Urheilukalastus 1980(1), s. 3-5.
- Jaakkola, M. 1985. Rautalammin reitille kalaan. Metsästys ja kalastus 1985(5), s. 20-23.
- Jurvelius, J. 1979. Pelagisten kalojen vuorokautinen levinneisyys ja vertikaaliset liikkeet Konnevedellä touko-, elo- ja lokakuussa. Helsingin yliopisto. Lisensiaattitutkielma. 45 s.
- Jurvelius, J. & Tuunainen, P. 1983. Troolauus ja kaikuluotaus Konneveden kalakanta-arvioinneissa. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 111-121.
- Jämsä, A., Bagge, P. & Valkeajärvi, P. 1993. Taimenen ravinto, kunto ja kasvu Konnevedessä ja Päijänteessä. Suomen Kalatalous 59, s. 125-137.
- Järvi, T. H. 1909. Ankeriaittemme elämä uusimpain tutkimusten valossa. Luonnon Ystävä 13, s. 89-101.
- Järvi, T. H. 1909. Ankeriaan esiintymisestä Kymijoen vesistön ylävesissä. Luonnon Ystävä 13, s. 134-138.
- Järvi, T. H. 1950. Die Kleinmaränenbestände in ihren Beziehungen zu der Umwelt (Coregonus albula L.). Mit. 16 Tafeln. Acta Zoologica Fennica 61, s. 1-116.
- Järvisalo, O., Heikkilä, T. & Kärkkäinen, P. 1984. Järvitaimenen (*Salmo trutta* m. lacustris) kutu ympäristö kunnostetussa Äyskoskessa. Vesihallituksen monistesarja 255, s. 1-18.
- Jääskeläinen, V. 1923. Kalanistutukset maassamme 1922. Suomen Kalastuslehti 30, s. 105-109.
- Jääskeläinen, V. 1924. Kalanistutukset maassamme v. 1923. Suomen Kalastuslehti 31, s. 20-23.
- Jääskeläinen, V. 1925. Kala- ja rapuistutukset maassamme v. 1924. Suomen Kalastuslehti 32, s. 39-43.
- Jääskeläinen, V. 1926. Kala- ja rapuistutukset maassamme v. 1925. Suomen Kalastuslehti 33, s. 34-40.
- Jääskeläinen, V. 1927. Kala- ja rapuistutukset maassamme v. 1926. Suomen Kalastuslehti 34, s. 62-69.

- Jääskeläinen, V. 1928. Kala- ja rapuistutukset maassamme v. 1927. Suomen Kalastuslehti 35, s. 119-125.
- Kallio-Nyberg, I. & Koljonen, M-L. 1991. Kalakantarekisteri: lohi, taimen ja nieriä. RKTL, kalantutkimusosasto. Kalatutkimuksia-Fiskundersökningar 26, s. 15-115.
- Keinänen, A. 1984. Konneveden kalasto ja kalastus vuosina 1969-1970. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 19, 55 s.
- Kiiski, J. & Eronen, T. 1988. Kalastuskuntien ja yksityisten vesialueiden toiminta Kuopion kalastuspiirissä v. 1986. Kuopion kalastuspiirin tiedotus 6, s. 1-49.
- Koistinen, J. & Paasivirta, J. 1995. Dioksiinien pitoisuudet Konneveden kaloissa. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Korhonen, E. 1952. Savon vesien muikusta. Suomen Kalastuslehti 59, s. 150-151.
- Korhonen, E. 1971. Onnistunut kalanistutus. Metsästys ja kalastus 60, s. 20-21.
- Korhonen, E. 1974. Korholankoskien puolesta. Metsästys ja kalastus 63, s. 16-17, 59.
- Korhonen, O. 1926. Syysmuikun saalis. Suomen Kalastuslehti 33, s. 13.
- Korhonen, O. 1930. Muikunistutuksia Pohjois-Savossa. Suomen Kalastuslehti 37, s. 29-30.
- Kovanen, J., Sipponen, M. & Laukkanen, T. 1984. Keski-Suomen läänin alueellinen kalataloussuunnitelma. Jyväskylän yliopisto. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 124, s. 1-250.
- Kuivasniemi, K. 1988. Pielaveden kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Moniste. 46 s.
- Lahti, E. 1981. Muikun talvinuottaustekniikasta. Suomen Kalastuslehti 88, s. 10-12.
- Lahti, E. 1982. Muikun kesänuottaustavoista. Suomen Kalastuslehti 89, s. 128-130.
- Lahti, E. & Lindqvist, O. 1984. The iodine content of the tissues of the vendace (*Coregonus albula* L.) in correlation to the iodine content of the ambient water. *Aqua Fennica* 14(2), s. 197-203.
- Lahti, E., Savolainen, E. & Alaja, P. 1978. Kalojen selkärangan epämuodostumista. Suomen Kalastuslehti 85, s. 84-88.
- Laitinen, M. 1986. Kivenuoliaisen (*Nemacheilus barbatulus* (L.)) biologiasta Konnevedessä. Jyväskylän yliopisto. Pro gradu tutkielma. 79 s.
- Laitinen, M. 1995. Konneveden kivikkorantojen kalasto. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Latikka, A.-L. 1991. Merkittyjen järvitaimenpoikasten istutukset Keski-Suomessa ja Rautalammin reitin yläosassa 1970-1989. Keski-Suomen maaseutuelinkeinopiirin, kalatalouden vastuualue. Moniste 16, s. 1-12.
- Latikka, A.-L. & Muotka, M. 1995. Konneveden-Kuusveden kalastusalueen koekalastukset 1992 ja 1993. Keski-Suomen maaseutuelinkeinopiiri, kalatalouden vastuualue. Moniste 48, s. 1-21.

- Laurila, J. 1978. Keski-Suomen koskiviluonto uhattuna. *Metsästys ja kalastus* 1978(5), s. 32-34.
- Maa- ja metsätalousministeriö suojeluvesityöryhmä 1977. Erityistä suojelua vaativat vedet. Komiteamietintö 1977. 49 s.
- Marjomäki, T. J. & Huolila, M. 1995. Etelä-Konneveden Savolaiselän kalatiheys vuosina 1986-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Marttinen, M. 1983. Tutkimus Kynsiveden syvänteiden kalastosta touko-lokakuussa 1980. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 35, s. 1-50.
- Mills, C.A. & Eloranta, A. 1985. The biology of *Phoxinus phoxinus* (L.) and other littoral zone fishes in Lake Konnevesi, Central Finland. *Ann. Zool. Fennici* 22, s. 1-12.
- Mills, C.A. & Eloranta, A. 1985. Reproductive strategies in the stone loach *Nemacheilus barbatulus*. *Oikos* 44, s. 341-349.
- Nenonen, V. 1942. Kalastusoloista 200 vuotta sitten. *Suomen Kalastuslehti* 49, s. 29-30.
- Niemivaara, J. 1971. Konneveden taimenkanta vaarassa. *Metsästys ja kalastus* 1971(10), s. 23-25.
- Nyrönen, J., Hakkari, L. & Granberg, K. 1980. Savon Taimen Oy:n kalanviljelylaitoksen alapuolisen vesistön kalataloustutkimus. Jyväskylän hydrobiologian tutkimuskeskus Moniste. 23 s.
- Nyrönen, J. 1976. Sukelluslaskennasta verkkokalastusmenetelmän tukena vesialueen kalaston määrän ja koostumuksen arvioimisessa. Jyväskylän yliopisto. Biologian laitos. Pro gradu-tutkielma. 45 s.
- Oinonen, A. 1923. Lohenkudulla. *Metsästys ja kalastus* 1923(12), s. 380-384.
- Oksman, H. 1971. Säviänvirran rakentamiseen liittyvä kalatalousselvitys. Savon vesien-suojeluyhdistys ry. Työ nro B 339. 102 s.
- Oksman, H. & Lindqvist, O.V. 1977. Raputaloudesta Pohjois-Savossa. *Suomen Kalastuslehti* 8. s. 190-194.
- Oksman, H. & Lappalainen, K. M. 1978. Äyskosken alapuolisen vesistön limnologinen ja kalataloudellinen tila 1977. Savon vesiensuojeluyhdistyksen raportti. B 1439.129. s. 1-17.
- Paasivirta, J., Särkkä, J., Leskijärvi, T. & Roos, A. 1980. Transportation and enrichment of chlorinated phenolic compounds in different aquatic food chains. *Chemosphere* 9, s. 441-456.
- Paasivirta, J. 1981. Enrichment of chlorobleaching residues in food chain. Nordforsk Miljövärdserien Publication 1981(1), s. 187-195.
- Palander, V. 1926. Rautalammen viisteloheh. *Metsästys ja kalastus* 1926(3), s. 97-100.
- Palander, V. 1931. Lohikoskien hoidosta. *Suomen Kalastuslehti* 38, s. 127-129.
- Partti-Pellinen, K., Takkunen, T. & Hakumäki, M. 1993. Voidaanko taimenten kutukuo-pista saaduista mätimunista selvittää mitokondrioDNA-tyyppi restriktioanalyysillä? *Suomen Kalatalous* 59, s. 33-36.

- Pynnönen, A. 1949. Sorvan (*Leuciscus erythrophthalmus*) esiintyminen Konnevedellä. *Luonnon Tutkija* 53, s. 19.
- Pynnönen, A. 1949. Merihärkiä (*Cottus quadricornis relictus* Lilljeb.) Konnevedessä. *Luonnon Tutkija* 53, s. 19.
- Pynnönen, A. 1956. Lisätietoja sorvan (*Leuciscus erythrophthalmus* L.) esiintymisestä Konneveden pitäjässä (PH). *Luonnon Tutkija* 60, s. 93.
- Pynnönen, A. 1956. Kymmenpiikin (*Gasterosteus aculeatus* L.) yleisyydestä Keski-Suomessa. *Luonnon Tutkija* 60, s. 93-94.
- Pynnönen, A. 1957. Muikkulintu-nimen merkityksestä. *Luonnon Tutkija* 61, s. 27.
- Pynnönen, A. Über die Reichlichkeit der Fische und Reptilien im Kirchspiel Konnevesi einst und jetzt. *Arch. Soc. Vanamo* 11, s. 171-182.
- Roponen, T. ja Laukkanen, H. 1987. Raportti Nilakkalohi Oy:n käyttämän veden ja yhtiön suorittamien velvoiteistutusten vaikutuksista kalastoon ja kalastuksen harjoittamiseen. Kuopion yliopisto, soveltavan eläintieteen laitos 1987. Moniste. 47 s.
- Salo, H. & Witick, A. 1995. Rautalammin reitin alaosan ja Kuuhankaveden alueen kalojen elohopeapitoisuus. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100* (tässä niteessä).
- Saloheimo, V.A. 1959. Pyyntielinkeinot maatalouden murroksessa. Teoksessa: Rautalammin historia. Pieksämäki. 598 s.
- Sarvala, J. 1995. Pitkät aikasarjat kalakantojen muutosten ilmentäjinä. *Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100* (tässä niteessä).
- Savolainen, T., (toim.) 1991. Koskelo-Konneveden kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Koskelo-Konneveden kalastusalue. Moniste. 40 s.
- Shemeikka, P., Oksman, H. ja Mikkola, H. 1976. Vaikuttaako pohjan laatu muikun mädin kehittymiseen. *Suomen Kalastuslehti* 5. s. 130-133.
- Suuniitty, P. 1976. Nuottakalastus. Teoksessa: Linkola, M. (toim.), Konneveden kirja. Kuopio, s. 176-187.
- Syrjänen, L. 1991. Rautalammin reitin perhoja. *Urheilukalastus* 1991(4), s. 65.
- Särömaa, M. 1989. Suomalainen viehemestari Kalevi Immonen. *Urheilukalastus* 1989(6), s. 18-20.
- Takkunen, T. 1993. Emotainten istutukset taimenkantojen hoitokeinona. *Suomen Kalatalous* 59, s. 3-9.
- Takkunen, T. 1993. Järvitaimenen (*Salmo trutta m. lacustris*) kutupesien lukumäärä ja kutuympäristö Rautalammin reitin koskilla vuosina 1986-1989. *Suomen Kalatalous* 59, s. 11-19.
- Takkunen, T. 1989. Nilakan kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Nilakan kalastusalue. Moniste. 35 s.
- Takkunen, T. 1989. Kokemuksia Äyskosken kalataloudellisesta kunnostuksesta. *Erämies* 1989(2), s. 4-6.

- Takkunen, T., Lindqvist, O.V., Bagge, P. & Valkeajärvi, P. 1989. Voidaanko järvitaimenkantoja elvyttää. Suomen kalankasvattaja 18, s. 31-32.
- Toivonen, J. 1970. Konnevesi Päijänteen vertailujärveksi. Urheilukalastus 1970(3), s. 20.
- Toivonen, J. 1970. Konneveden limnologinen ja kalataloudellinen yleistutkimus. Suomen Kalastuslehti 77, 101-102.
- Toivonen, J. 1972. Konneveden tutkimus. Suomen Kalatalous 46, s. 1-2.
- Toivonen, J. 1972. Konneveden kalasto. Suomen Kalatalous 46, s. 39-44.
- Toivonen, J. & Valkeajärvi, P. 1981. Konneveden kalakannat ja lämpötilaolot vuosina 1970-1978. RKTL, kalantutkimusosasto. Moniste. 33 s.
- Toivonen, J., Auvinen, H. & Valkeajärvi, P. 1982. Fish stock assessments in Lake Konnevesi. Hydrobiologia 86, s. 219-222.
- Toivonen, J., Ikonen, E., Lindström, A. & Alapassi, T. 1983. Järvitaimenen merkittyjen poikasten situtukset Suomessa vuosina 1959-1969. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 15, s. 1-226.
- Toivonen, J., Sumari, O., Eskelinen, U., Hakkari, L., Janhonen, I., Louhimo, J. & Mäkinen, T. 1979. Selvitys Kellankosken Voima Oy:n hallitsemien koskialueiden kalataloudellisesta käytöstä. Konneveden Kalatutkimus ry. Moniste. 28 s.
- Tuunainen, P. 1981. Kalakantojen arviointitutkimus päättyi Konnevedellä. Luonnon Tutkija 85(1), s. 20.
- Tuunainen, P., Tuunainen, O., Dahlström, H., Toivonen, J. & Pirttijärvi, J. 1970. Ehdotus Kellankosken Voima Oy:n hallitsemien koskialueiden kalataloudellisesta käytöstä. Konneveden Kalatutkimus ry. Moniste. 20 s.
- Vainio, J. 1986. Mietteitä Äyskoskella. Urheilukalastus 1986(4), s. 34-35.
- Vaittinen, S. 1989. Konneveden-Kuusveden kalastusalueen ja Koskelo-Konneveden kalastusalueen Konneveden osa-alueen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus. Moniste. 37 s.
- Valkeajärvi, P. 1981. Vähäärvoisten kalojen kannat ja kalastus Konnevedessä. Kalamies 1981(7), s. 3-4.
- Valkeajärvi, P. 1981. Kalakantojen kehitys Konnevedessä 1970-luvulla. Suomen Kalastuslehti 88, s. 168-173.
- Valkeajärvi, P. 1983. Muikun (*Coregonus albula* L.) kalastus ja kannanvaihtelut Konnevedessä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 7-38.
- Valkeajärvi, P. 1983. Pohjois-Konneveden muikkukannan (*Coregonus albula* L.) arviointi merkintä-takaisinpyyntimenetelmällä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 39-54.
- Valkeajärvi, P. 1983. Muikun kuolevuus ja saalisvarat Konnevedessä. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 55-81.
- Valkeajärvi, P. 1983. Ahvenen (*Perca fluviatilis* (L.)), hauen (*Esox lucius* L.), mateen (*Lota lota* (L.)), siian (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) ja särjen (*Rutilus rutilus* (L.)) liikku-

- vuus, kasvu ja kuolevuus Konnevedessä merkintöjen mukaan. Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen Tiedonantoja 33, s. 85-109.
- Valkeajärvi, P. 1983. Muikun saalisvarat ja kannanarviot Konnevedessä. Suomen Kalastuslehti 90, s. 219-223.
- Valkeajärvi, P. 1984. Konneveden kalakannat, kalastus ja muikun saalisvarat. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 45-128.
- Valkeajärvi, P. 1984. Rautalammin reitti tarvitsee suojeleuohjelman. Suomen Luonto 43(8), s. 44-46.
- Valkeajärvi, P. 1985. Konneveden kalatalous ja luonnontila. Teoksessa: Rautalammin kirja. J. Kukkonen (toim.). Hämeenlinna. s. 56-79.
- Valkeajärvi, P. 1985. Muikkukannan vaihtelut, huolenaihe vieläkin. Metsästys ja kalastus 1985(10), s. 60-63.
- Valkeajärvi, P. 1986. Konneveden kalastonhoitosuunnitelmasta suuntaviivat koko Rautalammin reitille. Suomen Kalastuslehti 93, s. 220-224.
- Valkeajärvi, P. 1987. Kalastuksen vaikutuksista muikkukantaan. Kuopion yliopiston julkaisuja. Luonnontieteet. Tilastot ja selvitykset. 1987(1), s. 49-61.
- Valkeajärvi, P. 1988. Stock fluctuations in the vendace (*Coregonus albula* L.) in relation to water temperature at egg incubation time. Finn. Fish. Res. 9, s. 255-265.
- Vaikeajärvi, P. 1989. Taimenen kalastuksesta ja istutusten tuloksellisuudesta Rautalammin reitillä. Kalamies 1989(5), s. 3-4.
- Valkeajärvi, P. 1993. Carlin-merkkien palauttamattomuudesta johtuva virhe ja sen korjaaminen. Suomen Kalastuslehti 1993(1), s. 18-20.
- Valkeajärvi, P. 1993. Taimenen kutukanta, kalastus ja verkkojen valikoivuus Konnevedessä. Suomen Kalatalous 59, s. 43-56.
- Valkeajärvi, P. 1993. Taimenistutusten tuloksellisuus sekä istukkaiden vaellukset ja kasvu Rautalammin reitillä. Suomen Kalatalous 59, s. 57-71.
- Valkeajärvi, P. 1995. Konneveden kalakantojen kehitys vuosina 1969-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Valkeajärvi, P. 1995. Konnevesi. Teoksessa: Kala ja riista kartalla. Riistan ja kalantutkimus. SVT. Ympäristö - Miljö 12 (1995), s. 75-79.
- Valkeajärvi, P. & Bagge, P. 1995. Larval abundance, growth and recruitment of vendace (*Coregonus albula* L.) at high and low stock densities in Lake Konnevesi, Finland, in 1979-1992. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46, s. 203-209.
- Valkeajärvi, P. & Bagge, P. 1995. Muikun ja siian poikastiheydet Konneveden rantavyöhykkeessä vuosina 1984-1993. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).
- Valkeajärvi, P. & Hakkari, L. 1980. Keski-Suomen kalatalouden nykytila ja ehdotus sen kehittämiseksi. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 109, s. 1-73

Valkeajärvi, P., Bagge, P., Eronen, T., Hakkari, L., Kärkkäinen, P. & Mäkinen, T. 1988. Rautalammin reitin koskien kalastosta ja erityisesti taimenen poikastuotannosta vuosina 1978-1984. RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 75, 22 s.

Valkeajärvi, P., Bagge, H., Hakkari, L. & Hyytinen, L. 1991. Miten heikot muikkukannat ja taimenen huono kasvu liittyvät toisiinsa. Havaintoja taimenen ravinnosta ja kasvusta Päijänteessä, Konnevedessä ja Kitkajärvessä. Suomen Kalastuslehti 98, s. 60-64.

Valkeajärvi, P., Bagge, P., Hakkari, L., Janhonen, I. & Olkio, K. 1991. Konneveden nuotta-apajat. RKTL, kalantutkimusosasto. Kalatutkimuksia-fiskundersökningar 34, s. 1-22.

Valkeajärvi, P., Hyvärinen, J., Hakkari, L. & Laukkanen, T. 1984. Konneveden kalatalouden kehittämistoimenpiteet. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 125, s. 129-156.

Valkeajärvi, P. & Sipponen, M. 1982. Muikkukannat ja muikun kalastus Keski-Suomessa vuonna 1981. Kalamies 1982(6), s. 10-11.

Valtonen, E. T. & Valkeajärvi, P. 1995. Siian loiset Konnevedessä 1970- ja 1990-luvuilla. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niteessä).

Vilhunen, J. 1987. Kuoreen lisääntymisbiologiasta sekä kuore- ja muikkukanta-arviot vuosina 1978-1985 Etelä-Konnevedellä. Jyväskylän yliopisto. Pro gradu-tutkielma. 126 s.

Westman, K. 1974. Uhanalaiset kalalajimme ja kalakantamme sekä niiden suojeleminen ja säilyttäminen. RKTL, kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 3, s. 1-24.

Wuorentaus, Y. 1936. Muikun rauhoituksia Kuopion läänissä. Suomen Kalastuslehti 42, s. 174-175.

Wuorentaus, Y. 1939. Teräspäätäinen Keski-Suomessa. Suomen Kalastuslehti 46, s. 41.

Kokeelliset tutkimukset

Eriksson, J. & Vuorinen, P. 1984. Sublethal effects of bleached kraft pulpmill effluent on growth, carbohydrate metabolism, and hematocrit value of brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* L.). Environmental changes and adaptations, Abstracts of Biotieteen päivät. Publications of the University of Kuopio, Natural Sciences, Statistics and Reviews 1/1984, s. 9.

Eskelinen, P. ja Forsman, L. 1991. Disinfection of salmon, whitefish and grayling eggs with iodophores. EAS Special Publication 14, s. 92.

Koskela, J. 1987. Harjuksen mädin käsittelyn kestävyys haudonnan alkuvaiheessa. Suomen Kalankasvattaja 5, s. 18-19.

Koskela, J. 1995. Influence of dietary protein level on growth and body composition of whitefish (*Coregonus lavaretus*). In: M. Luczynski et al. (Eds.), Biology and Management of Coregonid Fishes. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46, s. 331-338.

Koskela, J. & Lyytikäinen, T. 1995. Oikeat lämpötilat ratkaisevia harjuksen viljelyssä. Suomen Kalankasvattaja 3, s. 49-50.

Koskela, J. ja Pirhonen, J. 1990. Artemia-äyriäinen kalojen starttivaiheen ravintona. Suomen Kalankasvattaja 4, s. 9-11.

Koskela, J. ja Pirhonen, J. 1993. Ilmaston lämpenemisen vaikutus järvitaimenen (*Salmo trutta* L.) kasvuun Laukaan keskuskalanviljelylaitoksella Keski-Suomessa. Ympäristön vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen, III kalatutkimuspäivät lokakuu 28-29, 1994 Lahti. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, ympäristöntutkimusala, moniste.

Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994. Does the climate change limit the cultivation possibilities of brown trout (*Salmo trutta* L.) by increasing the oxygen consumption of fish. M. Kanninen & P. Heikinheimo (Eds.) The Finnish research programme on climate change, second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94. Painatuskeskus Oy, Helsinki. 415 s.

Koskela, J. & Pirhonen, J. 1995. Ilmaston muutoksen vaikutuksista Rautalammin reitin järvitaimenen viljelyedellytyksiin. Kalatutkimuksia - fiskundersökningar 100 (tässä niiteissä).

Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994. Pientääkö ilmaston lämpeneminen viljelylaitosten tuotantopotentiaalia? Suomen Kalankasvattaja 3, s. 32-34.

Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994. Paljonko tarvitaan happea ja vettä taimenen poikasviljelyssä? Suomen Kalankasvattaja 3, s. 40-41.

Koskela, J. & Pirhonen, J. 1994. Taimenen kasvu ja ruokinta kylmässä vedessä. Suomen Kalankasvattaja 4, s. 37-39.

Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1984. Sublethal effects of an organobromine slimeicide on starving brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* L.). Finnish Fish. Res. 5, s. 23-30.

Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1986. Effects of bleached kraft mill effluent (BKME) on embryos and sac fry of brown trout (*Salmo trutta* L.). In: Symposium on toxicology, Reproductive toxicology & ecotoxicology, Abstracts 1986, Ed. A. Oikari & O. Pelkonen. University of Joensuu, Faculty of Mathematics and Natural Sciences. Report Series 8, s. 57-58.

Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1987. Effects of bleached kraft mill effluent on early life stages of brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecotoxicol. Environ. Saf. 14, s. 117-128.

Vuorinen, P. J. 1982. Acute toxicity of the slimeicide Fenosan F 50 to two species of trout and the effect of acetone on the toxicity. Finnish Fish. Res. 4, s. 62-68.

Vuorinen, P. J. & Vuorinen, M. 1985. Effects of bleached kraft mill effluent on reproduction of brown trout (*Salmo trutta* L.) on a restricted diet. Finnish Fish. Res. 6, s. 92-105.

Vesi- ja rantalinnusto

Bagge, P., Lehtovuori, M. & Valkeajärvi, P. 1984. Konneveden saarten linnustosta ja erityisesti harmaalokin sekä riekon esiintymisestä vuosina 1981-1983. Keski-Suomen Linnut 9(4), s. 130-136.

Hyvönen, P. & Pirkkalainen, A. 1991. Sumiaisten ja Konneveden lintupaikat. Keski-Suomen Linnut 16, s. 111-113.

Häkkinen, U. 1951. Havaintoja Konneveden linnustosta. Luonnon Tutkija 55(1), s. 24-25.

Knuutinen, J. 1983. Muutaman Rautalammin Etelä-Konneveden pienehkön saaren pesimälinnusto. Siivekäs 4, s. 113-116.

Knuutinen, J. & Pakarinen, R. 1981. Rautalammin Etelä-Konneveden vesi- ja rantalinnusto. Siivekäs 2, s. 2-9.

Knuutinen, J. & Pakarinen, R. 1994. Niiniveden luonto- ja maisemaselvitys. Rautalampi, Tervo ja Vesanto. Moniste. 50 s.

Knuutinen, J. & Pakarinen, R. 1995. Rautalammin Hankaveden luonto- ja maisemaselvitys. Moniste.

Lyytikäinen, A. 1983. Kalasääsken pesimistulos Kuopion läänissä vuonna 1983. Siivekäs 4, s. 129-131.

Lyytikäinen, A. 1993. Iisveden, Koskeloveden, Miekkaveden, Suontien, Puruveden, Paasveden, Kuvansin, Jylängin ja Virmasveden luonto- ja maisemaselvitys. Suonenjoen kaupunki, ympäristölautakunta. 63 s.

Pakarinen, R. 1982. Kuikan poikastuotos Rautalammin reitin keskiosissa vuosina 1980 ja 1981. Siivekäs 3, s. 1-8.

Pakarinen, R. 1983. Kuikan poikastuotos Rautalammin reitin keskiosissa vuonna 1982. Siivekäs 4, s. 50.

Pakarinen, R. & Knuutinen, J. 1985. Rautalammin linnusto. Teoksessa: Rautalammin kirja, J. Kukkonen (toim.). Hämeenlinna. s. 80-97.

Pynnönen, A. 1957. Heinäsorsan, telkän sekä iso- ja tukkakoskelon entisestä runsaudesta pääasiallisesti Keski-Suomen näköpiiristä katsottuna. Suomen Riista 11, s. 78-88.

Pynnönen, A. 1965. Havaintoja Konneveden pitäjän linnustosta. Kuopion Luonnon Ystävien Yhdistyksen julkaisu B 2(1), s. 1-76.

Pöyhönen, O. 1962. Vesilinnustosta eräissä Sumiaisten ja Konneveden pitäjien järvissä. Ornis Fennica 39(2), s. 67-77.

Sundell, P. 1983. Etelä-Konneveden saarten ja rannan linnustosta. Jyväskylän yliopisto. Ekologian kenttäkurssin kesäjakso 20.6.-22.7.1983. Moniste. s. 13-18.

Kiitokset

Kirjallisuusluettelon laatimiseen saatiin merkittävää apua monilta Konneveden Kalatutkimus ry:n jäseniltä sekä muilta asiaan vihkiytyneiltä. Kiitokset erityisesti seuraaville henkilöille: Pauli Bagge, Anssi Eloranta, Päivi Eskelinen, Lasse Hakkari, Juha Koskela, Jarmo Kovanen, Jorma Knuutinen, Juha Knuutinen, Raimo Pakarinen, Pekka Vuorinen ja Jukka Särkkä. Kiitokset myös RKTL:n kalakirjaston välle.

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) raputyöryhmän 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 hapanvetisessä metsäjärvässä. (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 troolipyynnin 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. (Sumpförök 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. (Sumpförök 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 Kymijoen älv) (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987–1988). 27 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 mät- 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. Fiskevården 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 kompensationen 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 Inarijärvässä 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) (Uppskattning 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, L., 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 Baltic 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 skracken (*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., ROMA-KANIEMI, 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 vandringsisik i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta 1982–1989). 68 s. Helsinki 1991.

38

AHVONEN, 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: Aanaarjäävrán ivij 1972–1985 tohhum ränsirävdui Carlin-meárkkumij poatuseh). 53 s. Helsinki 1991.

LEHTONEN, H. Suomen ja Japanin välisen elintarvikealan tutkimusyhteistyön ja tutkijavaihdon kehittämisen arviointivaltuuskunnan matka Japanniin (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 nieriän 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: Aanaarjäävrán 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 filleting whitefish (*Coregonus lavaretus* s.l.L.)) (Sammandrag: Sikfilingens 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 keskuskalanviljelylaitoksen poistoveden käsittely). 81 s. Helsinki 1992.

54

JÄRVINEN, A., RASK, M., NIEMELÄ, E., RAITANIEMI, J. ja TURUNEN, T. Yhdennetyt 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 Lapland – yngelforskning hos öring inom Luttojokis och Pasviksälvs insjösystem). s. 11–34.

JÄRVINEN, M., RASK, M., KUOPPAMÄKI, K., MAKKONEN, E., RUUHJÄRVI, J. ja ARVOLA, L. Iso Valökjärven kalkituskokkeilun 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-märkningarna 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-märkningarna av lax (*Salmo salar* L.) som utfördes Norra Finlands centralfiskodlingsanstalt åren 1973–1988). 75 s. Helsinki 1993.

63

SAURA, A. Polttomerkinnän soveltuvuus yksikesäisten kalanpoikasten merkintään (The use of hot branding in the marking of one-summer-old juvenile fish) (Sammandrag: Brännmärkningsmetoden som gruppmarkeringsmetod för ensomriga 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 hoitosuunitelma. 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 gösungen 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 resultaten 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.

78

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.

79

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.

80

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

81

HUUSKO, A., VEHANEN, T. ja KORHONEN, P. Järvitaimenistutusten tuloksellisuus Kuusamon alueella vuosina 1972–1988 Carlin- merkkipalautuksiin 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.

82

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.

83

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.

84

MIKKOLA, J. ja SAURA, A. Viemäristä lohijoeksi –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.

85

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

86

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 — gallundersökning) (Effects of forestry on fish and fishing in the river Isojoki watercourse – questionnaire survey). 49 s. + liite. Helsinki 1994.

87

JUTILA, E., KARTTUNEN, V. ja NIEMITALO, V. Parempi kivi koskessa kuin kymmenen rannalla — Erilaisten kunnostusmenetelmien vaikutus taimenen poikasmääriin Iijoen sivujokien koskissa. (Bättre en sten i forsen än tio på stranden — Olika restaureringsmetoders inverkan på öringsyngel 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.

88

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. (Bevarande 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-taggings in the Vuoksi watercourse) 65 s. + liitt. Helsinki 1995.

89

NYLANDER, E. JA RÖMAKKANIEMI, 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 talvinuottaus 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 terveystörskinä. (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. Lohikalojen 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 Kuusinkijossa. (Öringsynglens födoutnyttjande i Kuusinkijoki i Kuusamo) (Diet composition and prey preferences of juvenile brown trout in the river Kuusinkijoki). 32 s. + 3 liit. Helsinki 1995.

98

TURUNEN, J.-P. Ympäristöpoliittisten ristiriitojen sovittelumenettely. Esimerkkitapauksena lohenkalastuksen järjestäminen. (Medling i miljöpolitiska konflikter med laxfisket som exempel) (Environmental dispute resolution procedure for conflicts. A case study: the management of salmon fishing) 46 s. Helsinki 1995

99

MUTENIA, A., JANTUNEN, P., SALMINEN, A. Avoperärysäpyynnin soveltuvuus siian kalastukseen Lokan ja Porttipahdan tekojärvillä. (Ryssjor med öppen botten som fångstredskap i de konstgjorda sjöarna Lokka och Porttipahta) Fishing of whitefish with open-end trap nets in the reservoirs of Lokka and Porttipahta Reservoirs). s. 1-12 + liitt.

SALMINEN, A., MUTENIA, A. Ammatti- ja luontaiselinkeinokalastuksen kannattavuus Lokan tekojärvellä vuosina 1989-1991. (Yrkes- och naturnäringens lönsamhet i Lokka konstgjorda sjö åren 1989-91) (Profitability of commercial and traditional fisheries in the Lokka reservoir from 1989-1991) s. 19 -34. Helsinki 1995