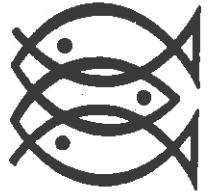
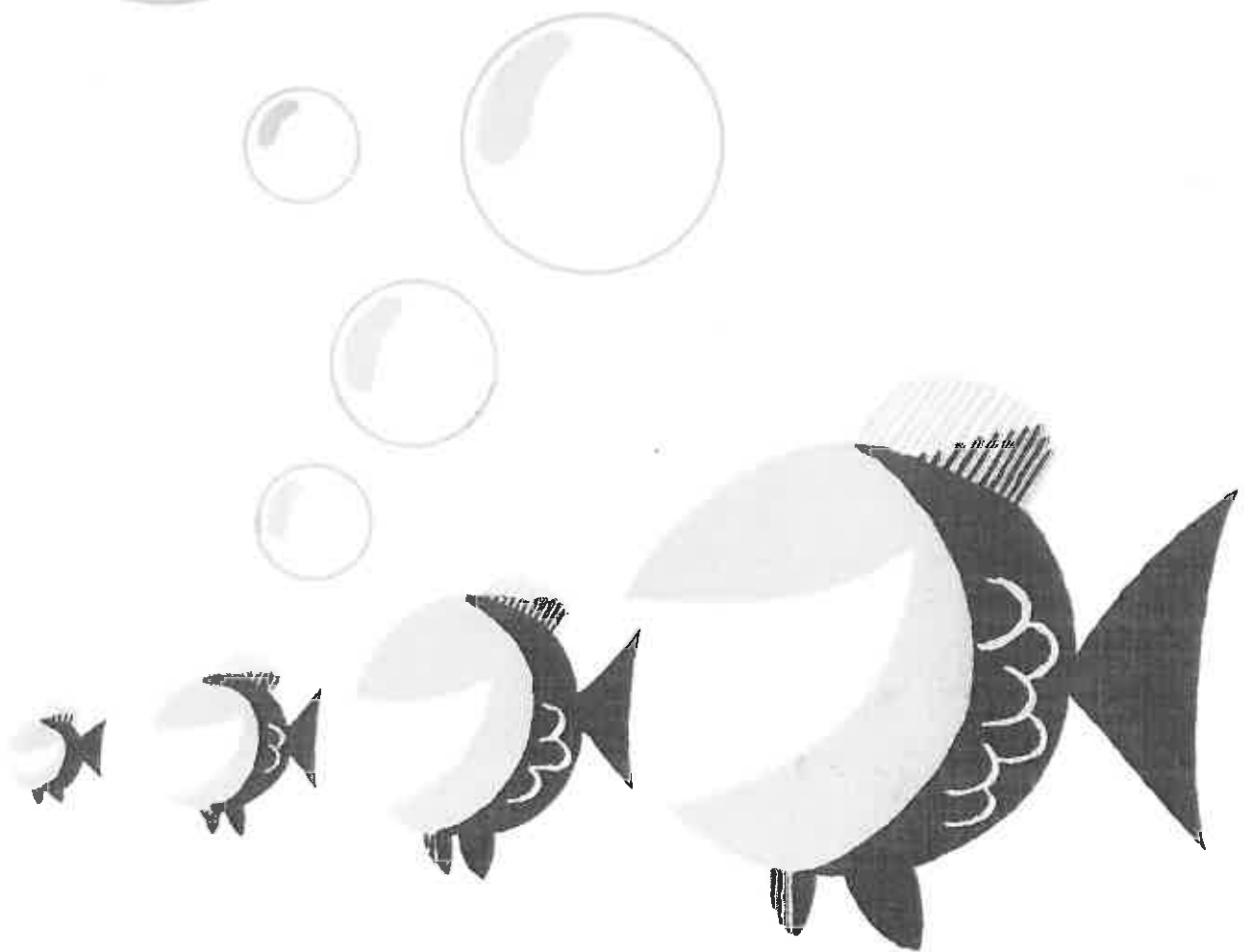


RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR



8
1990



RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

KALATUTKIMUKSIA- FISKUNDERSÖKNINGAR



Vastaava toimittaja: Eero Aro

Toimittajat: Mikael Hildén, Aimo Järvinen, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Vihervuori

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Kalantutkimusosasto
Kalanviljelyosasto
PL 202
00151 Helsinki

puh. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar sarjassa julkaistaan kalatalouteen liittyviä tutkimuksia, suunnitelmia, raportteja, selvityksiä, lausuntoja, esitelmiä sekä tutkimusten aineistoja tai muita vastaavia kirjoituksia. Julkaisukieliä ovat pääsääntöisesti suomi ja ruotsi. Kirjoitusohjeita on saatavilla Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tietopalvelussa (PL 202, 00151 Helsinki).

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen. Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan tietopalveluum.

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar on jatkoa sarjoille: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1–42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (no:t 1–97), "Tiedonantoja" (no:t 1–24) ja "Meddelanden" (no:t 1–21).

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research" ja "Suomen Kalatalous".

Ansvarig redaktör: Eero Aro

Redaktörer: Mikael Hildén, Aimo Järvinen, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Vihervuori

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet
Fiskeriforskningsavdelningen
Fiskodlingsavdelningen
PB 202
00151 Helsingfors

tel. 90 - 624 211
telex 19101236 vdx sf
telefax 90 - 631 513
telebox tbx668

I serien Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar publiceras undersökningar, planer, rapporter, utredningar, utlåtanden, föredrag samt forskningsmaterial eller motsvarande artiklar som behandlar fiskerihushållningen. Publikationsspråken är i huvudsak finska och svenska. Skrivinstruktioner kan erhållas från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets informationstjänst (PB 202, 00151 Helsingfors).

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer. Förfrågningar angående tidskriften bör riktas till informationstjänsten.

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar är en fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1–42) ja "Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja" (nr 1–97), "Tiedonantoja" (nr 1–24) och "Meddelanden" (nr 1–21).

Övriga publikationsserier från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning och fiskodlingsavdelning är "Finnish Fisheries Research" och "Suomen Kalatalous".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 8

1990

Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin
Raportti vuodelta 1989

**Pekka Tuunainen, Pekka J. Vuorinen, Martti Rask,
Teuvo Järvenpää, Marja Vuorinen ja Eero Niemelä**

Helsinki 1990

ISSN 0787-8478

Helsinki 1990

Yliopistopaino

HAPPAMAN LASKEUMAN VAIKUTUKSET KALOIHIN JA RAPUIHIN
Raportti vuodelta 1989

Pekka Tuunainen¹, Pekka J. Vuorinen¹, Martti Rask¹,
Teuvo Järvenpää¹, Marja Vuorinen¹ ja Eero Niemelä¹

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	3
2.1. Vesinäytteet	3
2.1.1. Siuntionjoen ja Luutajoen vesistöt	3
2.1.2. Tenojoen ja Luttojoen vesistöt	3
2.2. Koekalastukset	5
2.2.1. Luutajoki	5
2.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset	5
2.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset	9
2.3. Rapututkimukset	9
2.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat	11
2.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset	12
2.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa	12
2.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta	14
2.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet	15
3. TULOKSET	15
3.1. Vesinäytteet	15
3.1.1. Siuntionjoen ja Luutajoen vesistöt	15
3.1.2. Tenojoen ja Luttojoen vesistöt	17
3.2. Koekalastukset	24
3.2.1. Luutajoki	24
3.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset	25
3.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset	29
3.3. Rapututkimukset	32
3.3.1. Rapukantojen runsaus ja rapujen kasvu	32
3.3.2. Rapujen lisääntyminen	36
3.3.3. Rapujen ionitasapaino	40
3.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat	41
3.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset	48
3.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa	48
3.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta	54
3.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet	61
4. TARKASTELO	63
4.1. Vesinäytteet	63
4.2. Koekalastukset	64

¹ Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto

4.2.1. Luutajoki	64
4.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset	65
4.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset	65
4.3. Rapututkimukset	67
4.3.1. Rapukantojen runsaus ja rapujen kasvu	67
4.3.2. Rapujen lisääntyminen	70
4.3.3. Rapujen ionitasapaino	71
4.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat	72
4.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset	75
4.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa	75
4.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta	77
4.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet	79
TIIVISTELMÄ	81
SAMMANDRAG	84
SUMMARY	87
KIRJALLISUUS	90

1. JOHDANTO

Tutkimus "Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin" on osa vuonna 1985 käynnistynyttä maa- ja metsätalousministeriön sekä ympäristöministeriön rahoittamaa happamoitumistutkimusta (HAPRO). Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, missä määrin happamoituminen on vaikuttanut kala- ja rapukantoihin, sekä tutkia kokeellisesti tärkeimpien kalalajien ja niiden eri kehitysvaiheiden herkkyyttä happamoitumiselle. Tutkimustuloksista saadaan tietoja happamoitumisen vaikutusmekanismeista Suomen oloissa ja niitä voidaan käyttää suunniteltaessa happamoituvien vesistöjen kala- ja rapukantojen hoitotoimia.

Vuosi 1989 oli viimeinen tutkimusvuosi ja pääpaino oli raportoinnissa. HAPRO-kirjaan, joka ilmestyy 1990, laadittiin kaksi artikkelia: Rask, M. ja Tuunainen, P. "Acid induced changes in fish populations of small Finnish lakes" sekä Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. ja Peuranen, S. "Long-term exposure of adult whitefish (Coregonus wartmanni) to low pH/aluminium: Effects on reproduction, growth, blood composition and gills".

Vuoden 1988 Uudenmaan taimenpurojen vedenlaatuselvitystä täydennettiin ottamalla Siuntionjoesta ja kolmesta yläpuolisesta järvestä vesinäytteet lumien sulamisen aikoihin. Lammilla sijaitsevan Luutajoen veden happamuutta seurattiin maaliskoukokuussa ja joen taimenten lisääntymisen onnistumista selvitettiin marraskuussa sähkökoekalastuksella. Tenojoen ja Luttojoen vesistöissä seurattiin jokivesien laadun muutoksia keväällä ja kesällä yhteistyössä Lapin vesija ympäristöpiirin kanssa. Happaman sateen lohenpoikastuotannolle aiheuttamia muutoksia alettiin seurata viidessä Tenojoen vesistön joessa.

Kalakantatutkimuksia jatkettiin koekalastamalla neljä Tampereen ympäristössä sijaitsevaa happamoitunutta järveä, jotka oli aikaisemmin tutkittu vuosina 1985 tai 1986. Lisäksi koekalastettiin kahdeksan vuosina 1986 ja 1987 kalattua järveä neutraloinnin kalakantavaikutusten selvittämiseksi.

Rapututkimuksia jatkettiin koeravustuksin viidessä jär-
vessä ja yhdessä purossa, jotka kaikki on koeravustettu
aikaisemminkin. Kolmessa järvessä tehtiin sumputuskokeita,
joissa selvitettiin rapujen lisääntymisen onnistumista.
Yhdessä järvessä tutkittiin sumputuskokeella happamuuden
vaikutusta rapujen ionitasapainoon.

Eri asteisesti happamoituneisiin järviin istutetuista
planktonsiioista, jotka nyt olivat sukukypsiä, tutkittiin
mm. kasvua ja otettiin kudoksenäytteitä, jotta voitiin verra-
ta järvessä altistumisen vaikutuksia aikaisemmin laborato-
riossa tehtyjen happamuus- ja alumiinialtistusten vaikutuk-
siin.

Vastakuoriutuneilla plankton- ja vaellussiian poika-
silla tutkittiin happamuuden ja alumiinin vaikutusta syn-
teettisessä vedessä kahdessa eri lämpötilassa. Vastaavat
testit tehtiin myös useiden järvien vedellä.

Hedelmöitys- ja haudontatestejä happamuuden ja alumii-
nin vaikutuksista tehtiin särjellä ja lahnalla. Vastakuo-
riutuneina altistetuista särjen poikasista mitattiin ionien
pitoisuuksia.

Tutkimuksen työryhmässä toimivat: Pekka Tuunainen, Pek-
ka Vuorinen, Martti Rask, Teuvo Järvenpää ja Marja Vuori-
nen. Tutkimuksen vastuullinen johtaja on Pekka Tuunainen.
Käytännön hallinnosta, töiden koordinoinnista ja vesianaly-
tiikasta sekä kokeellisista tutkimuksista, joissa tutkijana
toimii myös Marja Vuorinen, vastaa Pekka Vuorinen. Kalakan-
tatutkimuksista vastaa Martti Rask ja rapututkimuksista
Teuvo Järvenpää. Tenojoen vesistöalueen jokivesitutkimuk-
sista vastaa Eero Niemelä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Vesinäytteet

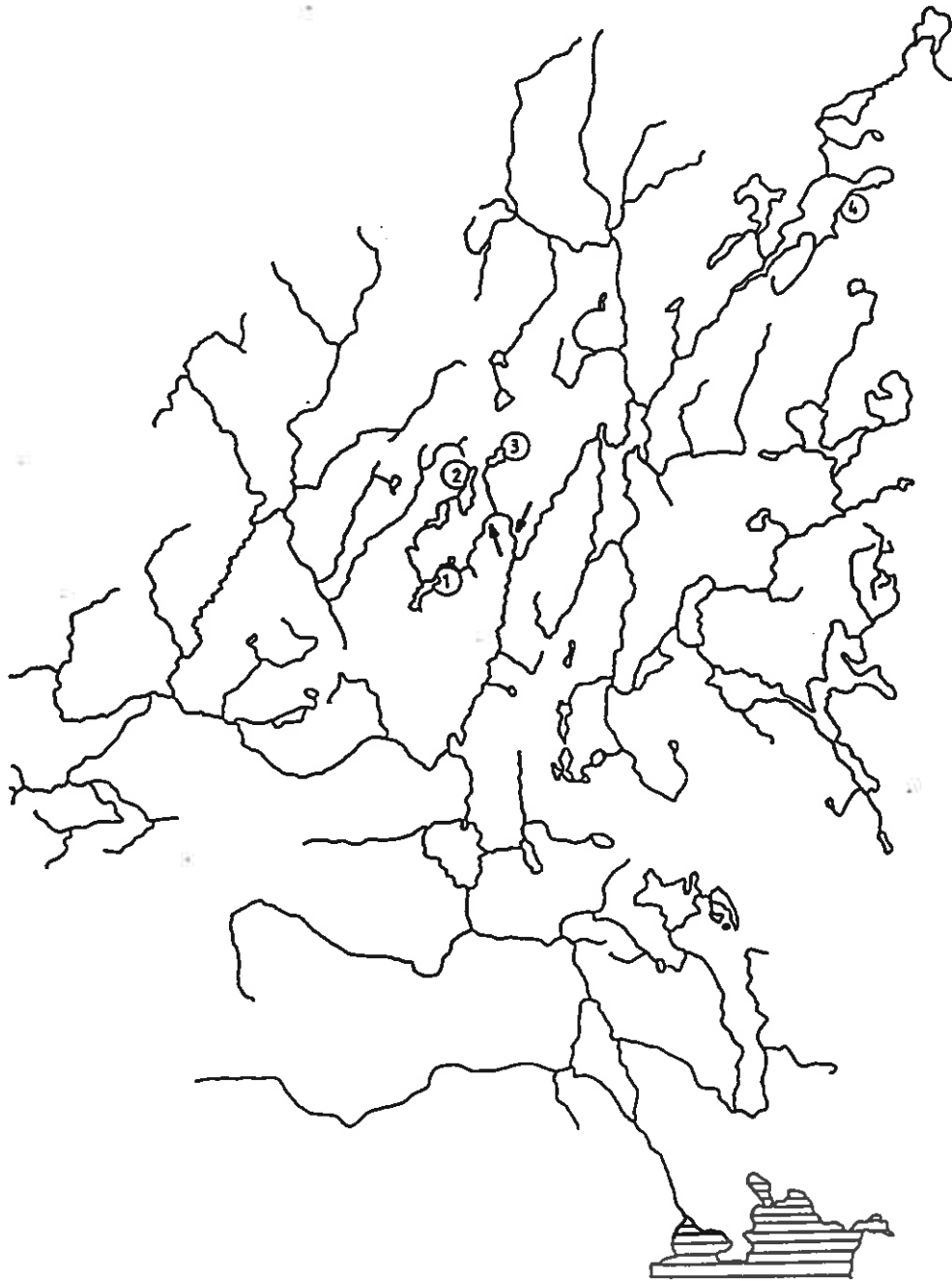
2.1.1. Siuntionjoen ja Luutajoen vesistöt

Uudellamaalla sijaitsevasta Siuntionjoesta ja kolmesta siihen laskevasta järvestä: Lauklammesta, Lillträskistä ja Syvälamasta otettiin vesinäytteet huhtikuun puolivälissä. Lisäksi Palojärvestä otettiin näytteet huhtikuun lopulla (kuva 1). Siuntionjoesta näytteet otettiin ylempää kuin vuonna 1988 (TUUNAINEN ym. 1989); ne otettiin kahdesta koskesta, joissa esiintyy runsaasti taimenta (MARTTINEN ja KOLJONEN 1989). Vesinäytteet analysoitiin samoin kuin aikaisemminkin (TUUNAINEN ym. 1989).

Evon kalastuskoeaseman ja kalanviljelylaitoksen tutkimusvesiin kuuluvasta Luutajoesta (ks. LOUHIMO ja HONKASALO 1986) otettiin vesinäytteitä keväisen happamuusdynamiikan seuraamiseksi. Näytteitä otettiin 17.3. - 18.5. välisenä aikana 2 - 6 päivän välein sekä kerran kesäkuussa ja kerran syyskuussa. Niistä mitattiin pH, alkaliteetti ja sähkönjohdavuus Lammin biologisella asemalla.

2.1.2. Tenojoen ja Luttojoen vesistöt

Tenojoen vesistöalueella seurattiin 20 joen veden pH:ta päivittäin 3.5. - 4.6. sekä myöhemmin kesällä kolme kertaa. Viiden joen lohen vaelluspoikasmääriä ja veden pH:ta alettiin seurata pH-muutosten lohenpoikastuotannolle mahdollisesti aiheuttamien vaikutusten selvittämiseksi. Utsjokeen laskevissa kolmessa pienessä joessa seurattiin pH:n vuorokaudenaikaista (klo 9 - 16) vaihtelua tulva-aikana. Tenojoesta ja siihen laskevista seitsemästä isommasta sivujoesta sekä Luttojoesta ja sen sivujoesta Kulasjoesta otettiin vesinäytteet Lapin vesi- ja ympäristöpiirille analysoitavaksi.



Kuva 1. Vesinäytteenottopaikat Siuntionjoen vesistössä. Järvet on merkitty numeroilla (1 = Lillträsk, 2 = Lauklampi, 3 = Syvälampi ja 4 = Palojärvi) ja näytteenottokohtat joessa nuolilla.

2.2. Koekalastukset

2.2.1. Luutajoki

Taimenen lisääntymisen onnistumista selvitettiin sähkökoekalastuksella 16.11. Kolme joen seitsemästä näytealueesta kalastettiin kertaalleen. Näytteenotolla ei pyritty taimenten määrän arvioimiseen vaan selvittämään lisääntymisen onnistumista vuonna 1989.

Alue I on 30 m:n pituinen vuolaasti virtaava ja sora-pohjainen jokiosuus, jolla on putouskorkeutta vain 5 cm. Alue III on 70 m:n pituinen kivikkoinen koski, jonka putouskorkeus on 183 cm. Alue IV on 50 m pitkä ja sen putouskorkeus on 24 cm (LOUHIMO ja HONKASALO 1986). Alue IV kunnostettiin syyskesällä 1983 taimenelle paremmin sopivaksi (TULONEN ym. 1989).

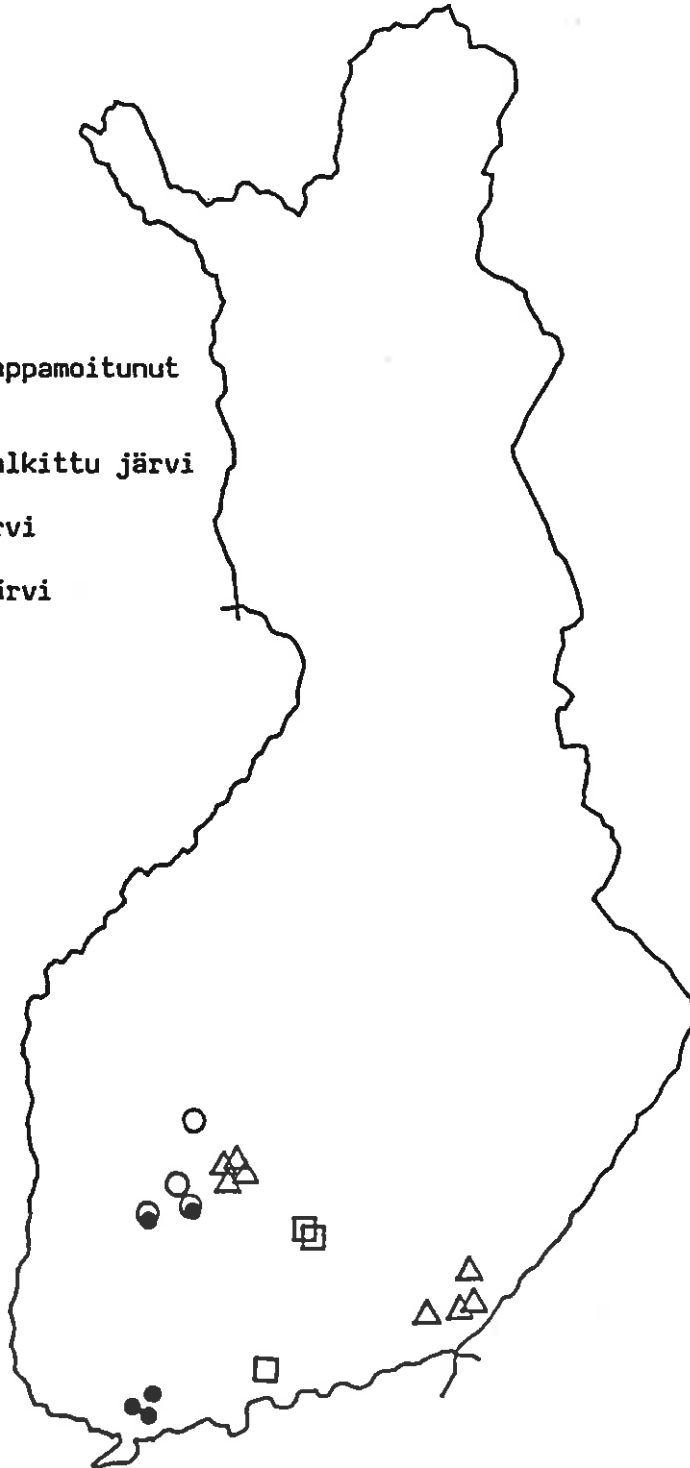
Saadut taimenet nukutettiin, mitattiin ja punnittiin ja niistä otettiin pienimpiä (ikäryhmä 0+) lukuunottamatta suomunäytteet iän määrittämiseksi. Kaikki taimenet palautettiin takaisin jokeen näytteenoton jälkeen.

2.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset

Tampereen ympäristöstä koekalastettiin kesäkuussa 1989 neljä järveä, jotka oli tutkittu aikaisemmin vuosina 1985 tai 1986 (kuva 2). Kolmessa järvessä happamoituminen näyttää aikaisempien havaintojen perusteella (TUUNAINEN ym. 1986, 1987, RASK 1989) vaikuttaneen särkikantojen rakentamiseen ja tarkoituksena oli, kuten edellisinkin vuoden koekalastuksissa (TUUNAINEN ym. 1989), selvittää onko järvien kalakannoissa tapahtunut kolmen vuoden aikana havaittavia muutoksia.

Kalastukset tehtiin koeverkkosarjalla ja saaliit käsiteltiin kuten edellisinäkin vuosina. Myös suomu- tai operculum-näytteet kalojen iän ja kasvun määrittämiseksi sekä vesinäytteet (taulukko 1) otettiin aikaisempien vuosien käytäntöä noudattaen (TUUNAINEN ym. 1986).

- Koekalastettu happamoitunut järvi
- △ Koekalastettu kalkittu järvi
- Siikatutkimusjärvi
- Koeravustettu järvi



Kuva 2. Kala- ja rapututkimusjärvet vuonna 1989.

Taulukko 1. Koekalastettujen ja -ravustettujen järvien sekä siikatutkimus- ja poikastutkimusjärvien vesianalyysitulokset.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALK- mmol/l	JOHTOK mS/m	Ca mmol/l	VÄRI- LÖKY	SYV. m	Al TOT µg/l
Aalinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	18.10.89	5,2	0,01	1,7	0,03	70	0	30
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	10.04.89	5,0	0,00		0,01	15	0	55
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	10.04.89	5,4	0,04	4,9	0,06	125	1,5	247
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	07.06.89	5,1	0,01	3,7	0,04	80	1,5	110
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	07.06.89	5,2	0,00	3,7	0,04	80	1,5	118
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	28.07.89	5,8	0,02	3,5	0,05	35	0	134
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	07.08.89	5,9	0,03	3,7	0,06	40	0	138
Aalinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	17.08.89	6,0	0,03	3,6	0,06	40	0	142
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	21.07.89	6,7	0,05	3,2	0,06	15	0	48
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	31.08.89	6,9	0,05	3,1	0,06	10	0	
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	18.04.89	4,7	-0,01	3,4	0,04	10	0	495
Havisevanjärvi	Kangasala	2-682761-50359	07.08.89	6,6	0,08	3,6	0,10	80	0	228
Honkajärvi	Kuru	2-687074-48300	07.08.89	5,8	0,02	3,0	0,06	25	0	72
Iso Hanhilampi	Miehikkälä	3-673710-54235	31.07.89	6,2	0,04	3,6	0,10	40	0	206
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	19.10.89	4,8	-0,02	2,4	0,03	20	0	97
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	09.02.89	5,0	0,02	3,5	0,06	50	0,5	240
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	09.02.89	5,1	0,00	3,3	0,06	40	2	159
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	22.05.89	5,4	0,00	3,0	0,03	10	1,5	150
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	22.06.89	5,5	0,02	3,3	0,05	15	0	91
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	22.06.89	5,7	0,01	3,1	0,05	15	2	93
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.07.89	5,8	0,04	3,0	0,06	5	0	42
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.07.89	5,9	0,01	3,1	0,07	5	2	43
Kalliojärvi	Tampere	2-682980-49512	07.08.89	7,0	0,11	3,6	0,10	10	0	22
Matalajärvi	Kangasala	2-683445-50655	07.08.89	6,3	0,05	2,3	0,05	40	0	57
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	13.04.89	6,3	0,27	10,0	0,20	70	0	688
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	13.04.89	6,5	0,28	2,2	0,21	70	2	621
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	19.04.89	6,6	0,32	9,1	0,20	80	0	694
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	19.04.89	6,9	0,32	9,1	0,21	25	1,5	647
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	26.04.89	6,5	0,22	9,4	0,20	60	0	
Palojärvi	Vihti	2-668642-52132	26.04.89	6,9	0,32	9,3	0,20	80	1,5	
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	13.04.89	5,0	-0,01	10,5	0,04	5	0	111
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	19.04.89	4,8	-0,01	2,3	0,03	20	0	208
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	19.04.89	4,9	-0,01	2,3	0,03	25	1,5	196
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	26.04.89	4,9	-0,01	2,3	0,03	15	0	154
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	26.04.89	5,0	0,00	2,3	0,03	20	1,5	153
Pitkälampi	Nokia	2-682397-47220	07.06.89	5,1	0,00	2,3	0,04	80	0	97

jatkuu . . .

Taulukko 1. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALK. mmol/l	JOHTOK mS/m	Ca mmol/l	VÄRI- LOKU	SYV. m	Al TOT µg/l
Rukojärvi	Kangasala	2-683320-50353	07.08.89	6,0	0,04	2,4	0,05	80	0	186
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	09.02.89	5,2	0,00	2,7	0,03	25	0,5	155
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	09.02.89	5,0	0,01	2,6	0,05	25	0,2	45
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	22.05.89	6,1	0,02	2,3	0,03	15	1,5	121
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	22.06.89	5,8	0,03	2,4	0,04	15	0	66
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	22.06.89	5,9	0,02	2,4	0,04	15	2	45
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.07.89	6,7	0,02	2,5	0,05	10	0	2
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.07.89	6,5	0,03	2,4	0,05	10	2	5
Salmiinen	Ylämaa	3-674493-55870	31.07.89	6,5	0,05	3,9	0,08	15	0	44
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	07.06.89	5,1	0,03	2,9	0,04	25	0	47
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	28.07.89	6,5	0,05	2,5	0,04	15	0	111
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	17.08.89	6,5	0,05	2,6	0,04	15	0	95
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	21.07.89	6,9	0,13	3,5	0,08	20	0	30
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	31.08.89	6,8	0,13	3,5		15	0	
Suurilampi	Taipalsaari	3-678134-55908	31.07.89	6,9	0,16	3,4	0,12	15	0	49
Syväjärvi	Ylämaa	3-673345-54870	31.07.89	6,8	0,08	3,5	0,10	10	0	12
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	17.04.89	5,4	0,01		0,02	10	0	28
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	23.10.89	6,1	0,05	2,4	0,05	30	0	68
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	07.06.89	5,7	0,02	2,7	0,02	35	0	
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	17.04.89	4,9	0,00		0,03	10	0	33

2.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset

Elokuussa 1989 koekalastettiin kahdeksan järveä, jotka kuuluvat Tampereen ja Kymen vesi- ja ympäristöpiirien kalkitusohjelmiin (kuva 2). Salminen kalkittiin vuonna 1986 ja Havisevanjärveen laskevassa purossa oli mekaaninen kalkinannostelija vuosina 1986 - 1988. Muut kuusi järveä kalkittiin vuonna 1987 (ALASAARELA ym. 1990, SILVO ja WEPPLING 1989). Järvet koekalastettiin ensimmäisen kerran kalkituskesänä tai vuotta ennen sitä (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Ennen neutralointia järvien pH vaihteli 5,5:n molemmin puolin lukuunottamatta Ylämaalla sijaitsevaa Salmista, jonka pH oli 5,7 - 6,3 (ORAVAINEN 1983, 1985, TUUNAINEN ym. 1986, 1987, SILVO ja WEPPLING 1989).

Paikallisten asukkaiden mukaan särki on vähentynyt viime vuosina Havisevanjärvestä, Matalajärvestä, Salmisesta ja Suurilammesta. Kalliojärvestä särki hävisi 1960-luvun alussa, ja Syväjärvestä 1960 - 1970-lukujen taitteessa.

Kalastukset tehtiin koeverkkosarjalla ja sekä kala-että vesinäytteet (taulukko 1) otettiin aikaisempien vuosien tapaan (TUUNAINEN ym. 1986). Verrattaessa koekalastussaaliita ennen ja jälkeen kalkituksen huomiota kiinnitettiin saaliin määrään, lajisuhteisiin sekä ahven- ja särkikantojen rakenteeseen. Ennen ja jälkeen kalkituksen rekrytoituneiden särkien ja ahventen kasvuja verrattiin t-testillä.

2.3. Rapututkimukset

Vuonna 1989 koeravustettiin viisi järveä (kuva 2) ja yksi puro, jotka kaikki on koeravustettu aikaisemminkin (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1989). Koeravustukset tehtiin kahdessa jaksossa: 5. - 7.6. ja 18.7. - 8.9. Ensimmäisen jakson ravustuksien erityistavoitteena oli saada saaliiksi mätimunia kantavia naaraita, toisella jaksolla arvioitiin rapukantojen rakennetta ja kokoa. Kaikkiaan neljässä järvessä tehtiin merkintä-takaisinpyynti (ROBSON ja REGIER

1971, RICKER 1975) kolmesta kuuteen viikon välein. Pyynti ja saaliin käsittely on kuvattu aikaisemmin (TUUNAINEN ym. 1986). Huomiota kiinnitettiin myös loisten ja tautien mahdolliseen esiintymiseen. Käytetyt mertamäärät ja pyyntialueiden laajuus ilmenevät taulukosta 10.

Neljän järven koko rapusaalis merkittiin yksilöllisesti pistekoodilla (ABRAHAMSSON 1965) kasvu- ja kuorenvaihtotietojen saamiseksi. Yhdellä järvellä ravut merkittiin ryhmämerkillä leikkaamalla niiltä äärimmäinen vasemmanpuoleinen uropodi.

Paitsi pyytämällä mätimunia kantavia naaraita alkukesällä, rapujen lisääntymisen onnistumista selvitettiin sumputuskokein. Rapuja sumputettiin koko lisääntymiskierron ajan kolmessa järvessä (taulukko 2). Kahdessa järvessä sumputettiin sekä rapuja että täplärapuja. Lähes koko sumputuskokeen keston ajan ravut olivat ryhmäsumpuissa. Muutamaa

Taulukko 2. Lisääntymiskaudella 1988 - 1989 ravuilla tehtyjen sumputuskokeiden kesto sekä rapujen lukumäärä ja koko sumpuittain ja sukupuolittain. Koko on ilmoitettu rapujen selkäkilven (sk) pituuksien ravun kokonaispituudesta (= n. 1/2) keskiarvona \pm SE. n = yksilöiden lukumäärä.

Järvi	Ravut				Täpläravut			
	♀♀		♂♂		♀♀		♂♂	
	sk pituus	n	sk pituus	n	sk pituus	n	sk pituus	n
sumputusaika	mm		mm		mm		mm	
Aininen								
17.8.88-6.7.89	58,2 \pm 1,4	10	60,1 \pm 2,4	6				
17.8.88-6.7.89	54,9 \pm 1,6	10	62,0 \pm 2,2	6				
Sahajärvi								
29.9.88-9.8.88	45,3 \pm 1,1	13	46,6 \pm 0,8	7				
29.9.88-5.7.89					49,0 \pm 1,0	8	54,0 \pm 0,9	5
Iso-Sini								
29.9.88-14.7.89	42,9 \pm 0,9	13	46,0 \pm 1,1	7				
29.9.88-5.7.89					51,0 \pm 2,6	8	50,2 \pm 1,7	5

päivää ennen poikasten arvioitua kuoriutumisaikajankohdasta määritettiin kantavat naaraat sijoitettiin yksittäin omiin erillissumppuihinsa, joista kuoriutuvat poikaset eivät päässeet karkaamaan. Sekä ryhmäsumppujen että erillissumppujen rakenne on kuvattu aikaisemmin (TUUNAINEN ym. 1988). Sumputtettujen rapujen lukumäärät, koot ja sukupuolijakaumat ilmenevät taulukosta 2. Sumputuksen aikana naaraiden mädin määrä arvioitiin osuutena täydestä mahdollisesta mätimäärästä. Täyden mätimäärän mätimunien lukumäärä arvioitiin emojen koon perusteella. Kuoriutuneiden elävien poikasten lukumäärä laskettiin yksilön tarkkuudella kokeen lopussa.

Happaman järviveden vaikutusta ravun ionitasapainoon selvitettiin välittömästi jäiden lähdön jälkeen 19. - 26.4 tehdyssä sumputuskokeessa. Rapuja sumputettiin samanaikaisesti sekä neutraalissa Palojärvessä että happamassa Pienessä Lehmälammessa (taulukko 1) viikon ajan, minkä jälkeen niistä otettiin lihas- ja hemolymfanäytteet. Lihaksesta määritettiin punnitsemalla vesipitoisuus. Hemolymfasta määritettiin glukoosi-, laktaatti-, proteiini-, kloridi-, kalium-, natrium-, kalsium-, magnesium- ja kuparipitoisuus sekä osmolaalisuus. Näytteenotto ja käytetyt määrittelymenetelmät on kuvattu aikaisemmin (JÄRVENPÄÄ ym. 1983, NIKINMAA ym. 1983).

2.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat

Eri asteisesti happamoituneisiin järviin istutettuja planktonsiikoja (Coregonus pallasii) (TUUNAINEN ym. 1988) pyydettiin lokakuun lopulla paunetilla ja rysillä Isosta Lehmälammesta, Alisesta Mustajärvestä ja Valkeasta Mustajärvestä (kuva 2 ja taulukko 1). Siioista otettiin näytteet alle viikon sumputusajan jälkeen: Alisesta Mustajärvestä 18.10., Isosta Lehmälammesta 19.10. ja Valkeasta Mustajärvestä 23.10. Kalat haavittiin sumpuista varovasti yksitellen ja huumattiin MS-222:lla näytteenottoa varten. Verinäyte otettiin heparinisoituun ruiskuun sydänpunktiolla. Veri käsiteltiin kuten aikaisemmin on esitetty TUUNAINEN ym. (1989). Kokoverestä määritettiin hematokriittiarvo ja hemo-

globiinipitoisuus, josta laskettiin punasolujen keskimääräinen hemoglobiinipitoisuus, sekä glukoosi- ja laktaattipitoisuus. Veriplasmasta analysoitiin kloridi-, natrium-, kalium-, kalsium- ja kokonaisproteiinipitoisuus (TUUNAINEN ym. 1988). Kalat punnittiin ja niiden kokonaispituus mitattiin sekä kuntokerroin laskettiin. Kasvun määrittämiseksi (Fraserin ja Leen menetelmä; BAGENAL ja TESCH 1978) otettiin suomunäytteet. Kalat avattiin sukupuolen ja sukukypsyyden toteamiseksi. Gonadit ja maksa punnittiin ja niiden suhteelliset painot (GSI ja LSI) laskettiin. Pala selkälihasta otettiin vesipitoisuuden määrittämiseksi ja kiduksista ja gonadeista otettiin histologiset näytteet. Yksisuuntaisella varianssianalyysillä testattiin järvien välisiä eroja ja keskiarvoja verrattiin Scheffen testillä ($p < 0,05$). Koiraat ja naaraat käsiteltiin erikseen.

2.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset

2.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa

Vastakuoriutuneilla planktonsiian (Coregonus pallasi) ja vaellussiian (Coregonus lavaretus) poikasilla testattiin alumiinin ja happamuuden vaikutusta 5 ja 10°C:ssa. Testiliuokset tehtiin synteettiseen veteen, jossa eri ionien nominaaliset pitoisuudet olivat (mmol/l): Na^+ 0,064, K^+ 0,011, Cl^- 0,041, Ca^{2+} 0,034, Mg^{2+} 0,032 ja SO_4^{2-} 0,052. Testiliuosten pH-arvot olivat 4,00, 4,25, 4,50, 4,75, 5,00, 5,25, 5,50, 5,75, 6,00 ja 7,00 ja nominaaliset alumiinipitoisuudet 0, 50, 100, 200, 400, 600 ja 800 µg/l. Lisäksi testattiin useista järvistä haettua vettä sekä vertailuksi testattiin Helsingin aktiivihiilisuodatettua vesijohtovettä, joka oli laimennettu ionivaihdetulla vedellä 1:1 (taulukko 3). Testit tehtiin OECDn (1981) ohjeiden mukaisesti. Poikasia ei ruokittu. Testiaika oli 10 vuorokautta. Kuolleet laskettiin ja poistettiin päivittäin ja samalla laskettiin pohjalla kyljellään makaavien poikasten määrä. Testin lopussa elävät poikaset huumattiin MS-222:lla ja

Taulukko 3. Synteettisen veden, johon testiliuokset tehtiin ja vertailuveden, joka oli ionivaihdetulla vedellä 1:1 laimennettua vesijohtovettä, sekä kokeessa käytettyjen järvivesien analyysituloksia.

Vesi	Pvm	pH	Al _{tot} µg/l	Johtok. mS/m	Kov. mmol/l	Ca mmol/l
Synteettinen vesi		6,0	0	2,6	0,13	0,04
Vertailuvesi		7,0	0	12,1	0,58	0,20
Valkea						
Mustajärvi	17.4.	5,4	0	0,6	0,05	0,02
Palojärvi	13.4.	6,3	688	10,0	0,33	0,20
Lillträsk	13.4.	5,7	105	4,1	0,14	0,09
Syvälampi	13.4.	5,5	63	2,1	0,07	0,04
Lauklampi	13.4.	5,4	44	3,4	0,10	0,07
Vähä						
Valkjärvi	17.4.	4,9	0	0,9	0,08	0,03
Pieni						
Lehmälampi	13.4.	5,0	111	10,5	0,06	0,04
Hauklampi	18.4.	4,7	495	3,4	0,11	0,04

fiksoitiin puskuroidulla formaldehydiliuoksella. Niistä mitattiin paino ja pituus ja kuntokerroin laskettiin. Lisäksi mitattiin poikasten korkeus ruskuaispussin kohdalta. Kunkin havaintovuorokauden alumiinin LC50- (= puolet poikasista tappava pitoisuus; LC = lethal concentration) ja EC50-arvot (= se pitoisuus, jossa puolet poikasista makaa pohjalla tai on kuollut; EC = effective concentration) sekä pH:n LL50- ja EL50-arvot (LL = lethal level; EL = effective level) laskettiin probit-analyysillä (FINNEY 1971) tai epälineaarisesti interpoloimalla, jos probit-analyysin edellytykset puuttuivat. Toksisuusikäyrät laadittiin alumiinin LC50- ja EC50-arvojen perusteella pH:ssa 5,0 ja pH:n LL50- ja EL50-arvojen perusteella alumiinipitoisuudessa 0 µg/l. Toksisuusikäyriltä voidaan lukea letaalin ja efektiivisen

pH:n/alumiinipitoisuuden kynnyksarvot eli pH/alumiinipitoisuus, jossa altistuksen jatkuessa pitkään vaikutus ilmenee puolessa kaloista. Planktonsiian ja vaellussiian LC50/LL50- ja EC50/EL50-arvoja - samoin kuin näitä arvoja 5 ja 10°C:ssa - verrattiin kovarianssianalyysillä. Regressioanalyysillä testattiin happamuuden ja alumiinipitoisuuden vaikutusta poikasten pituuteen, painoon ja kuntokertoimeen sekä ruskuaispussin kokoon (määritettynä poikasten korkeutena). Järvivesissä altistettujen poikasten pituutta verrattiin vertailuryhmän poikasten pituuteen varianssianalyysillä.

2.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta

Särjellä ja lahnalla tutkittiin happamuuden ja alumiinin vaikutusta hedelmöitymisen ja alkionkehityksen onnistumiseen synteettisessä vedessä (ks. kohta 2.5.1). Hedelmöitymisen onnistumista tutkittaessa mäti hedelmöitettiin testiliuoksissa ja siirrettiin minuutin kuluttua vertailuveteen. Näitä testejä tehtiin sekä särjellä että lahnalla kaksi sarjaa. Alkionkehityksen aikaisen altistuksen vaikutusta tutkittaessa mäti sekä hedelmöitettiin että haudottiin testiliuoksissa. Särjellä tehtiin kaksi tällaista testisarjaa ja lahnalla yksi. Testiliuosten pH-arvot olivat särkitesteissä 4,00, 4,25, 4,50, 4,75, 5,00, 5,25, 5,50 sekä 6,8 ja alumiinipitoisuudet 0 ja 250 µg/l. Lahnan hedelmöitystesteissä oli lisäksi pH 5,75 ja 6,00, mutta alkionkehityksen onnistumista tutkittaessa jätettiin pois pH:t 4,00 - 4,75. Vertailuna jokaisessa sarjassa oli aktiivihii-lisuodatettu Helsingin vesijohtovesi, joka oli laimennettu ionivaihdetulla vedellä 1:1 (taulukko 3). Kuolleet havainnoitiin päivittäin. Havainnointia jatkettiin kunnes kaikki olivat kuoriutuneet tai kuolleet. Alkioita mikroskojoiitiin ja lahnun munien läpimittoja mitattiin testivesihaudontasarjasta (3 - 6 munasta/sarja).

2.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet

Vastakuoriutuneita särjen poikasia altistettiin yksi vuorokausi synteettisestä vedestä tehdyissä testiliuoksissa, joiden pH:t olivat 5,25, 5,75 ja 6,7 ja alumiinipitoisuudet 0, 50, 150 ja 250 µg/l. Vertailuvetenä oli ionivaihdetulla vedellä 1:1 laimennettu aktiivihillisuodatettu vesijohtovesi. Altistuksen lopussa elossa olevat poikaset otettiin näytteeksi, niitä uutettiin laimeassa typpihapossa soveltaen LOENN ja OIKARIN (1982) menetelmää, ja uutoksesta mitattiin Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺ ja Mg²⁺-pitoisuus (TUUNAINEN ym. 1988). Ionien pitoisuudet laskettiin poikasten massyksikköä kohti.

3. TULOKSET

3.1. Vesinäytteet

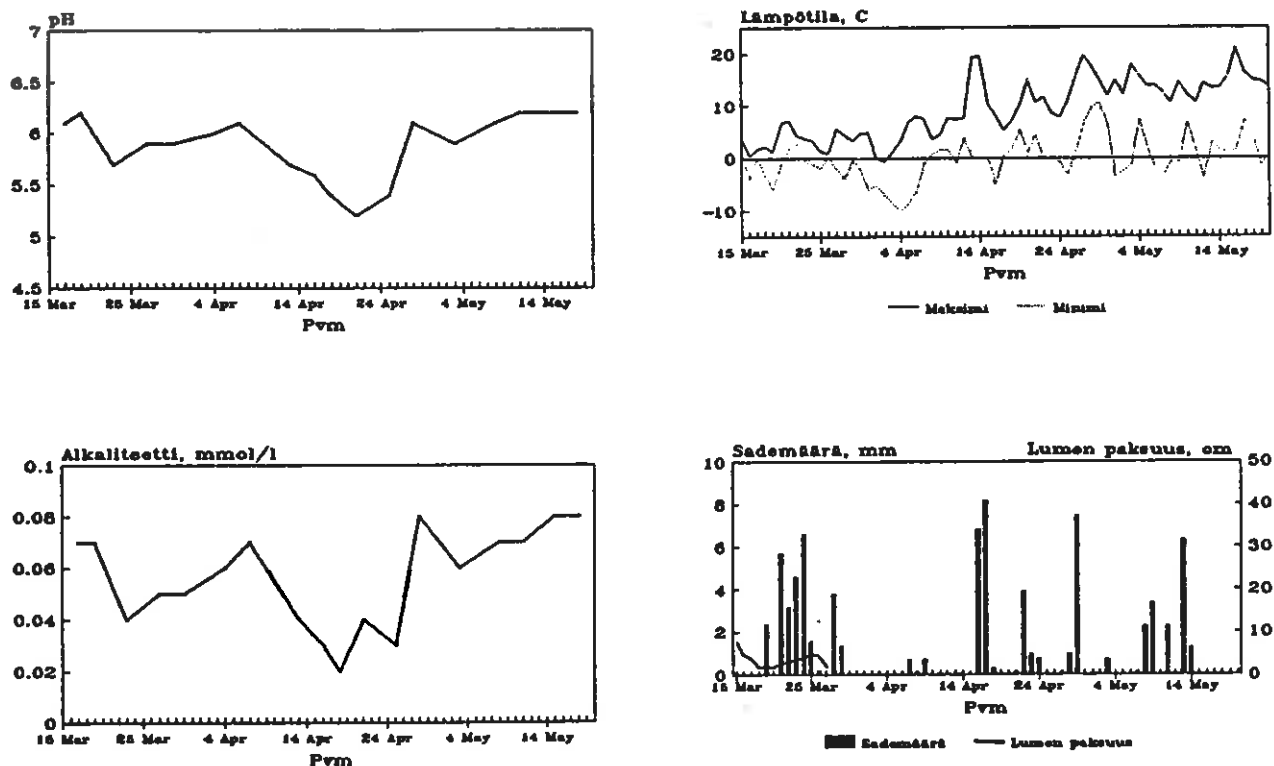
3.1.1. Siuntionjoen ja Luutajoen vesistöt

Siuntionjoen, Lauklammen, Lillträskin ja Syvälammen vesinäytteiden analyysitulokset on esitetty taulukossa 4. Siuntionjoen veden pH oli selvästi yli kuuden, mutta alkaliteetti oli melko pieni ja alumiinin kokonaispitoisuus erittäin suuri. Kaikkien kolmen Siuntionjokeen laskevan järven veden pH oli < 6 ja alkaliteetti 0,02 - 0,06 mmol/l.

Taulukko 4. Siuntionjoen sekä siihen laskevien järvien: Lauklammen, Lillträskin ja Syvälammen vesianalyysitulokset lumien sulamisen jälkeen.

NÄYTTEENOTTO- PAIKKA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALK. mmol/l	JOHTOK mS/m	Ca mmol/l	VARI- LÖKO	Al TOT µg/l
Lauklampi	2-667960-51280	13.04.89	5,4	0,03	3,4	0,07	25	85
Lillträsk	2-667830-51240	13.04.89	5,7	0,06	4,1	0,09	60	416
Syvälampi	2-668050-51340	13.04.89	5,5	0,02	2,1	0,04	35	55
Siuntionjoki	2-667910-51362	13.04.89	6,2	0,10	4,9	0,12	60	887
Siuntionjoki	2-667920-51342	13.04.89	6,5	0,10	4,5	0,10	50	1052

Kun vesinäytteiden ottaminen Luutajoesta aloitettiin maaliskuun puolivälin jälkeen olivat veden pH ja alkaliteetti 6,1 ja 0,07 mmol/l. Alkaliteetti pysyi suurimman osan keväästä yli 0,05 mmol/l:n ja pH yli 5,5:n (kuva 3). Huhtikuun puolivälin jälkeen Luutajoen veden happamuus oli suurimmillaan noin kahden viikon ajan. Tällöin pH oli alimmillaan 5,2 ja alkaliteetti 0,02 mmol/l. Sähkönjohtavuus oli keväällä 2,7 - 4,0 mS/m. Kesä- ja syyskuussa otettujen näytteiden pH-arvot olivat 6,5 ja 6,1 sekä alkaliteetit 0,16 ja 0,14 mmol/l, mikä osoittaa kevääseen verrattuna selvästi parempaa puskurointikykyä.



Kuva 3. Luutajoen pH:n ja alkaliteetin vaihtelu keväällä 1989. Lämpötila-, sademäärä- ja lumitiedot Lammin biologiselta asemalta.

3.1.2. Tenojoen ja Luttojoen vesistöt

Kevät 1989 oli poikkeuksellinen pohjoisimmassa Suomessa, sillä lumet sulivat ja jäät lähtivät n. 2 - 3 viikkoa keskimääräistä aikaisemmin. Ensimmäisinä havaintopäivinä Utsjoen ja sen sivujokien pH-arvot olivat yleensä 6,7-7,1, jonka jälkeen pH laski arvoihin 6,4 - 6,6 tulvahuipun ajaksi. Kesäkuun alussa pH oli keskimäärin 7 ja elokuun lopussa arvot olivat 7,1 - 7,4 (taulukko 5). Luttojoessa ja sen sivujoessa, Kulasjoessa, todettiin toukokuun alussa selvä pH:n pieneneminen, jolloin myös veden puskurikyky oli pienimmillään; alkaliteetti oli 0,06 - 0,08 mmol/l (kuva 4).

Viiden Tenojoen vesistön sivujoen lohen arvioidut vaelluspoikasmäärät ja sähkökoekalastusten aikana mitattu pH:n vaihtelu on esitetty taulukossa 6.

Tiedot Luttojoen ja Tenojoen isoimpien sivujokien vesinäytteistä ovat Lapin vesi- ja ympäristöpiirissä. Vuorokaudenaikaiset pH-muutokset olivat kolmessa Utsjokeen laskevassa purossa vähäiset (kuva 5). Lohen poikastiheydet Tenojoen vesistöalueen ja Näätämöjoen pysyvillä havaintopaikoilla ovat vaihdelleet suuresti eri vuosina (taulukko 7).

Taulukko 5. Veden pH Utsjoessa ja sen sivujoissa touko-elokuussa.

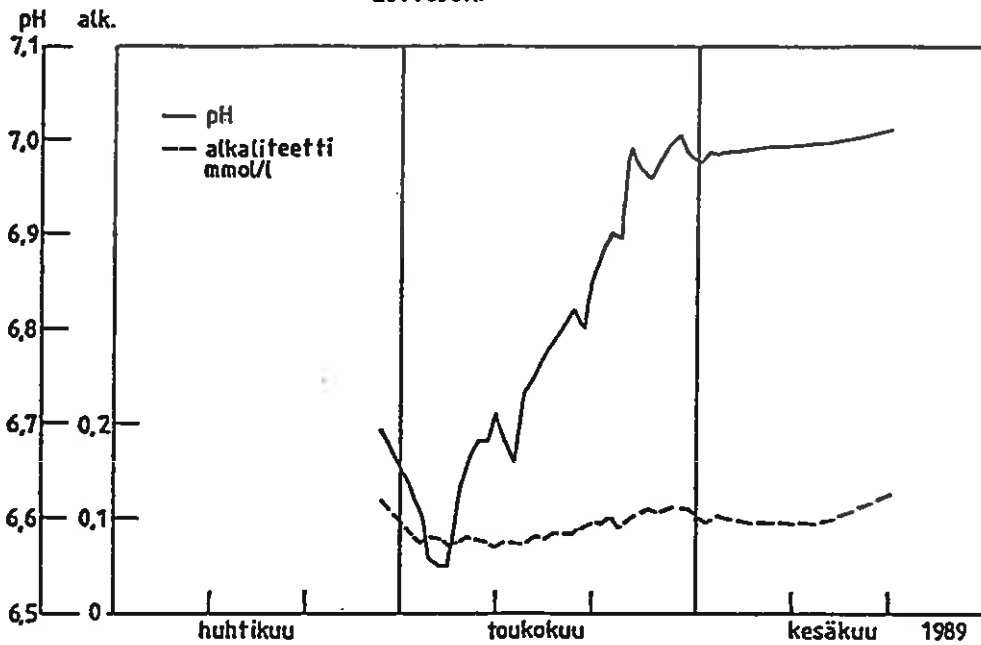
Joki	3.5.	4.5.	5.5.	6.5.	7.5.	8.5.	9.5.	10.5.	11.5.	12.5.	13.5.	14.5.	15.5.	16.5.	17.5.	18.5.	19.5.	20.5.	21.5.	22.5.	
Kuktsejoki	7,1	7,1	7,0	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,0
Vuotsujoki	7,1	7,0	7,0	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,1	7,1
Ivnanasjoki	7,1	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	6,9	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1
Raraboja	6,9	6,8	6,7	6,7	6,7	6,7	6,8	6,8	6,7	6,7	6,7	6,8	6,7	6,8	7,0	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9
Korretoja	6,7	6,5	6,4	6,4	6,6	6,7	6,7	6,7	6,5	6,6	6,7	6,7	6,7	6,8	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9
Leppäjoki	7,0	6,8	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,6	6,6	6,6	6,6	6,7	6,7	6,9	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,7
Väylätoski	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1	7,0	7,0	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	6,9	6,9	7,0	7,1	7,1	7,0
(Utsjoki)																					
Keneskoski	7,1	7,1	7,1	7,1	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	7,1	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
(Utsjoki)																					
Puksaljoki	7,0	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,7	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	7,1	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1
Tsieskuljoki	6,8	6,8	6,6	6,6	6,4	6,4	6,5	6,4	6,5	6,4	6,5	6,6	6,5	6,6	6,6	6,6	6,7	6,8	6,8	6,7	6,6
Rasijoki	6,7	6,4	6,4	6,4	6,4	6,5	6,7	6,6	6,4	6,6	6,6	6,7	6,6	6,7	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0
Kidisjoki	6,8	6,7	6,7	6,6	6,7	6,8	6,9	6,8	6,7	6,7	6,8	6,8	6,8	6,9	6,8	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,0
Patoniva	7,2	7,1	7,1	7,0	7,0	7,0	6,9	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,8	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	6,9
(Utsjoki)																					
Mielkejoki	6,9	6,8	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,9	6,9	7,0	6,9	7,0	7,1	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1
Manajoki	6,9	6,8	6,8	6,7	6,8	6,8	6,8	6,8	6,7	6,7	6,7	6,9	6,8	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1
Yläseitikkajoki	6,7	6,6	6,5	6,5	6,6	6,7	6,8	6,7	6,6	6,6	6,6	6,8	6,7	6,8	6,7	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0
Alaseitikkajoki	7,0	6,9	6,8	6,8	6,9	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	6,8	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,1
Kaljojoki	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9	6,8	6,8	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
Utsjokisuu	6,9	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1	7,1	7,0	7,1	7,0	6,9	6,9	6,8	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	6,9	6,9	6,9
Xinäajoki	6,9	6,8	6,8	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	6,8	6,8	6,8	6,9	6,8	6,8	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9	6,9

jatkuu . . .

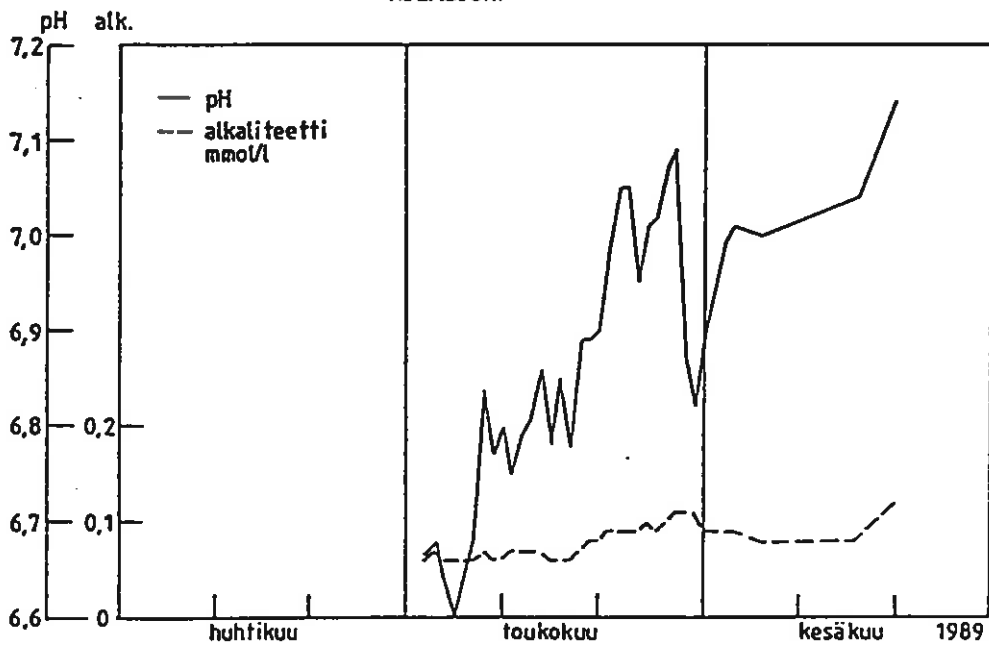
Taulukko 5. jatkoa

Joki	23.5.	24.5.	25.5.	26.5.	27.5.	28.5.	29.5.	30.5.	31.5.	2.6.	3.6.	4.6.	8.6.	28.6.	18.7.	25.8.
Kuktsejoki	7,1	7,1	7,1	7,2	7,3	7,3	7,3	7,4	7,3	7,3	7,2	7,2	7,3	7,3	7,4	7,4
Vuotsujoki	7,2	7,2	7,3	7,3	7,3	7,3	7,4	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3	7,4	7,3	7,3	7,4
Ivvanasjoki	7,2	7,1	7,2	7,2	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,2	7,3	7,4	7,3	7,3	7,4
Haraboja	7,0	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3	7,3	7,3	7,4
Korreteoja	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0	7,2	6,7	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,0	7,3	7,1
Leppäjoki	6,7	6,9	7,0	6,9	7,0	6,9	7,0	6,8	6,9	6,9	6,9	7,0	7,1	7,0	7,4	7,3
Väyläkoski (Utsjoki)	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2	7,2	7,2	7,3	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3
Keneskoski (Utsjoki)	7,0	7,1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3	7,3	7,3	7,4
Puksaljoki	7,1	7,1	7,2	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,4	7,2
Tsieskuljoki	6,7	6,9	6,9	6,9	7,0	6,9	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0	7,2	7,1	7,3	7,4
Rassijoki	6,9	6,9	6,9	7,0	7,2	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2	7,2	7,3	7,4
Kidisjoki	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,1	7,2	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,2	7,0	7,4	7,3
Patoniva (Utsjoki)	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,2	7,3	7,4
Mielkejoki	7,1	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	6,3	7,4
Rannajoki	7,0	7,1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,2	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3	7,4	7,4
Yläseitikkajoki	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,2	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3	7,5	7,5
Alaseitikkajoki	7,1	7,1	7,1	7,2	7,2	7,1	7,3	7,3	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,2	7,4	7,5
Kalgojoki	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0	7,1	7,0	7,1	7,0	7,0	7,2	7,4
Utsjokiansu	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	6,9	7,0	7,1	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0	7,2	7,5	7,4
Xinäjoki	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,2	7,2	7,1	7,1	7,2	7,2	7,1	7,0	7,1	7,3

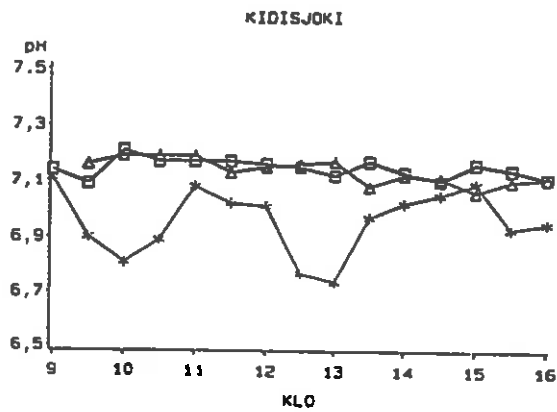
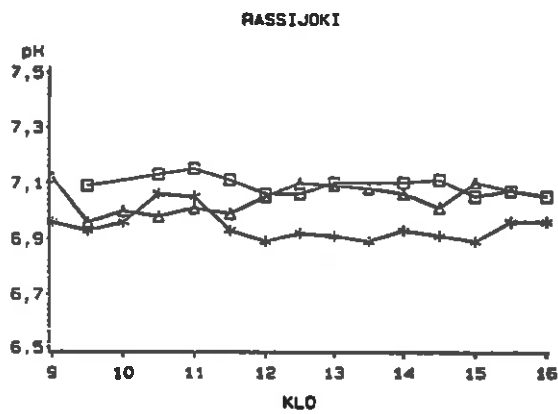
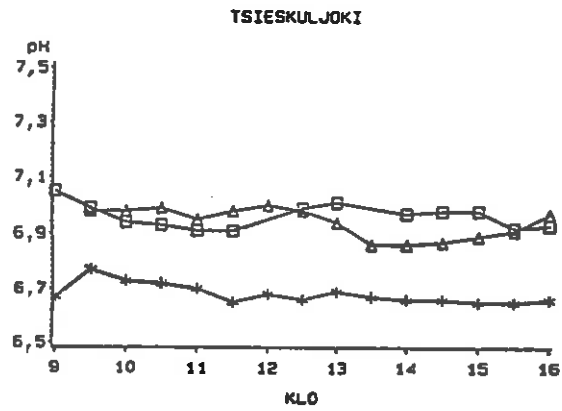
LUTTOJOKI



KULASJOKI



Kuva 4. Luttojoen ja sen sivujoen, Kulasjoen, veden pH:n ja puskurikyvyn (alkaliteetin) muutokset keväällä ja alkukesällä 1989 (analyysit on tehty Lapin vesi- ja ympäristöpiirissä).



Kuva 5. Vuorokaudenaikainen pH:n vaihtelu kolmessa Utsjoen sivupurossa: Tsieskuljoessa 19.5. (*), 25.5. (□) ja 2.6. (Δ); Rassijoessa 20.5. (*), 26.5. (□) ja 1.6. (Δ) sekä Kidisjoessa 21.5. (*), 27.5. (□) ja 4.6. (Δ).

Taulukko 6. Lohen vaelluspoikasmäärät ja veden pH:n vaihtelu eräissä sivujoissa Tenojoen vesistössä.

Joki	Smolttimäärä	Aika	pH-vaihtelu
Kevojoki	3 343	13.6.-5.7.	-
Tsarsejoki	2 505	13.6.-4.7.	-
Ylä-Pulmankijoki	2 509	14.6.-4.7.	7,3 - 7,6
Akusjoki	55	15.6.-27.6.	7,1 - 7,6
Karigasjoki	263	15.6.-28.6.	7,4 - 7,5

Taulukko 7. Lohenpoikastiheydet (yksilöä/100 m²) Tenojoen ja Näätämöjoen vesistöjen pysyvillä havaintopaikoilla.

Havaintopaikka	1979	1980	1981	1988
Teno 1		4,7	1,5	13,3
Teno 2		20,3	2,0	40,3
Teno 3		8,0	3,4	7,3
Teno 4		108,7	3,3	94,0
Teno 5			2,5	14,0
Teno 6		1,0		6,0
Teno 7		0,9		19,0
Teno 8		8,0	4,7	8,6
Teno 9		11,6	54,6	45,7
Teno 10		5,1	34,8	20,9
Teno 11		11,3		19,8
Teno 12	3,5	5,4		13,5
Teno 13	17,3	32,4		108,6
Teno 14	14,9	18,2		49,5
Teno 15	8,6	29,3		42,9
Teno 16	16,5	51,7		67,0
Teno 17	3,9	0,8		12,1

jatkuu . . .

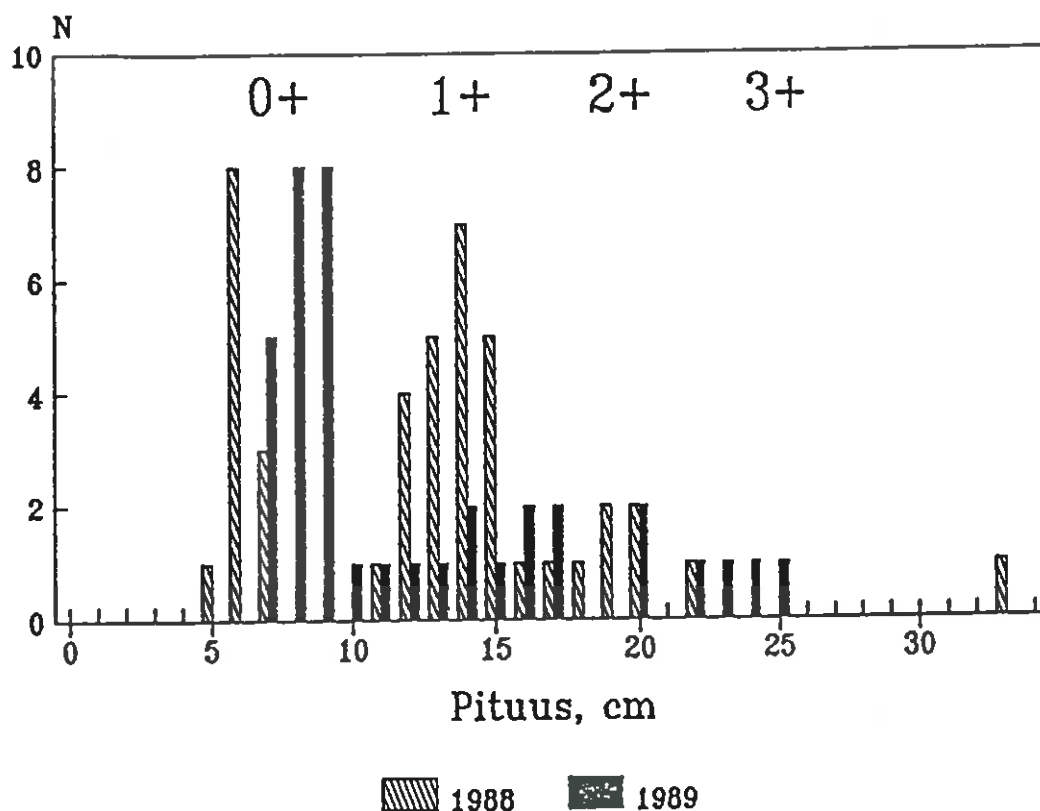
Taulukko 7. jatkoa

Havaintopaikka	1979	1980	1981	1988
Teno 18	28,2	18,3		32,1
Teno 19	32,0	38,1		29,4
Teno 20	11,0	20,3		10,5
Teno 21	11,8	6,2		26,4
Teno 22	6,7	5,7		16,2
Teno 23	7,3	2,2		6,7
Teno 24	37,5	29,6		38,5
Teno 25	70,3	206,0		137,4
Teno 26	54,4	52,1		54,9
Teno 27	13,1	4,8		28,6
Teno 28	13,5	10,0		47,5
Teno 29	47,4	86,9		71,1
Teno 30	33,8	44,0		32,0
Teno 31	12,4	4,8		4,8
Teno 32	25,9	34,4		19,6
Teno 33	2,8	1,3		14,3
Teno 34	2,3	3,7		9,3
Teno 35	4,3	13,2		7,9
Inarijoki 1	5,5	6,1	5,1	35,3
Inarijoki 2	2,7	4,4	8,9	47,6
Inarijoki 3	6,4	76,4	31,5	38,1
Inarijoki 4	33,9	100,1	6,1	149,7
Inarijoki 5	9,6	19,1	23,8	25,0
Inarijoki 6	36,9	63,9	61,3	38,3
Inarijoki 7	29,5	47,5		25,0
Inarijoki 8	13,0	16,5	4,0	14,2
Inarijoki 9	15,2	1,2	2,1	59,0
Inarijoki 10	27,1			30,0
Utsjoki 1	121,5	67,4	66,7	68,6
Utsjoki 2	243,1	184,2	111,1	139,6
Utsjoki 3	156,0	39,6	152,9	126,9
Utsjoki 4	360,8	114,1	12,3	8,9
Utsjoki 5	33,2	12,0	4,3	11,3
Utsjoki 6	16,7	15,4	1,7	
Utsjoki 7	43,2	7,8	33,4	4,2
Utsjoki 8	1,8	2,5		47,6
Utsjoki 9	5,1	3,9		38,3
Utsjoki 10	27,3	45,1	35,9	35,6
Utsjoki 11	16,2	16,6	3,1	9,0
Näätämöjoki 1				24,3
Näätämöjoki 2				13,9
Näätämöjoki 3				17,4

3.2. Koekalastukset

3.2.1. Luutajoki

Sähkökoekalastuksessa Luutajoesta saatiin yhteensä 37 taimenta, joiden pituus oli 7,1 - 25,3 cm ja ikä 0+ - 3+ vuotta (kuva 6). Taimenista 15 saatiin alueelta I, 18 alueelta III ja neljä alueelta IV. Jokaiselta alueelta saatiin ikäryhmän 0+ kaloja, eniten (14) alueelta III. Lisäksi saatiin 4 madetta, joiden pituus oli 15 - 20 cm.



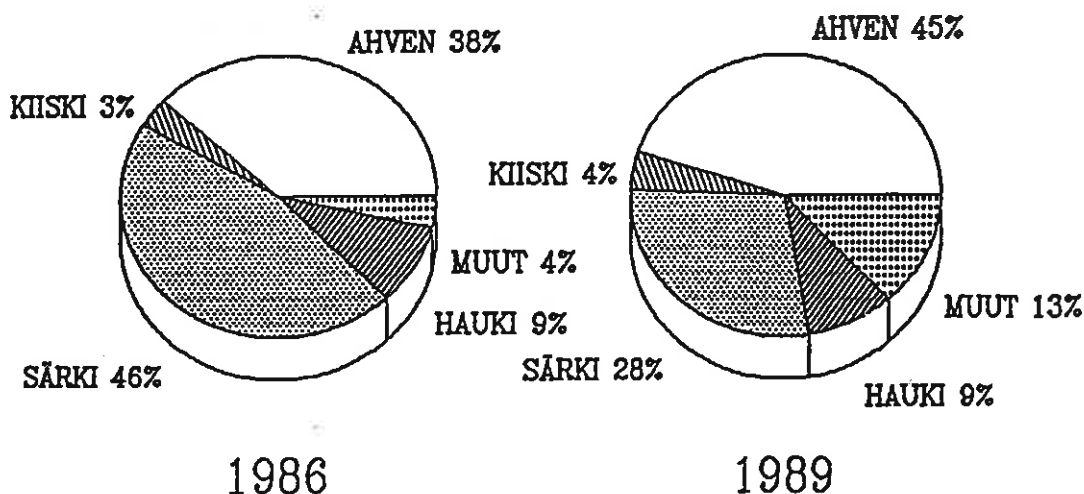
Kuva 6. Taimenen pituusjakauma Luutajoessa keväällä 1988 (n = 43) ja 1989 (n = 37). Syy kesän vanhojen poikasten suurempaan pituuteen vuonna 1989 on myöhäisempi näytteenottoaika, marraskuu, kun edellisessä sähkökalastus tehtiin elokuun lopussa.

3.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset

Koekalastetuista neljästä järvestä saatiin yhteensä kahdeksan kalalajia (taulukko 8). Saaliit vaihtelivat alle yhdestä (Valkeajärvi) lähes kymmeneen kiloon (Alinenjärvi) verkkosarjaa kohti ja keskimääräinen saalis, 4,7 kg, oli noin puolet kolme vuotta sitten saadun saaliin määrästä. Suurimman osan saaliiden pienenemisestä selittää särkien vähentyminen; niiden osuus neljän järven yhteenlasketuista saaliista oli yli 10 kg pienempi kuin vuonna 1986 (kuva 7).

Taulukko 8. Happamoituneiden järvien koekalastussaaliit kalalajeittain vuosina 1985 tai 1986 sekä 1989 (paino, g; lukumäärä suluissa) Valkeajärven arvot ovat 5 pyynnin keskiarvoja, + = 1 hauki 5 koekalastuksessa.

Järvi	V.	AHVEN	KIISKI	SÄRKI	RUUTANA	HAUKI	MADE	SIIKA	MUIKKU
Alinen järvi	86	2 263 (81)	953 (61)	11 980 (46)	326 (1)	167 (2)		646 (3)	
	89	721 (11)	732 (67)	5 365 (22)	- -	1 436 (6)		1 704 (6)	
Pitkälammi	85	5 957 (264)		5 409 (16)		3 313 (4)			
	89	3 270 (109)		- -		300 (1)			
Sorvi-järvi	86	5 142 (254)		2 241 (4)					
	89	4 505 (138)		- -					
Valkeajärvi	86	1 080 (74)	366 (41)			+	404 (1)		325 (10)
	89	38 (1)	104 (10)				287 (1)		509 (18)



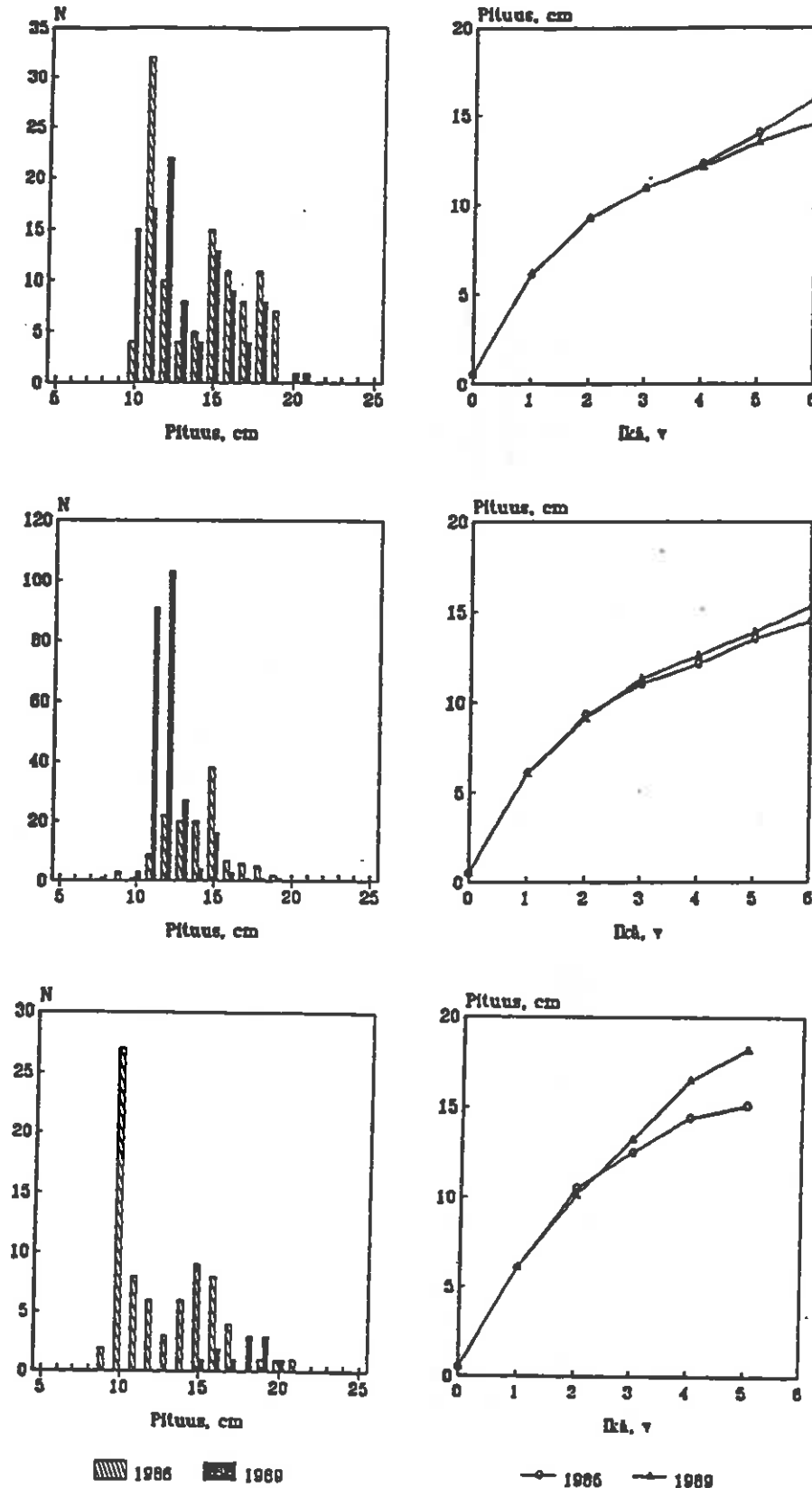
Kuva 7. Eri kalalajien osuudet happamoituneiden järvien koekalastussaaliiden painosta vuosina 1986 (yhteenselaskettu saalis 38,0 kg) ja 1989 (19,0 kg).

Ahvenkantojen rakenne Pitkälammessa ja Sorvijärvessä (kuva 8) oli saman tyyppinen kuin aikaisemmin. Alisestajärvessä ei saatu vuoden 1989 koekalastuksessa alle 15 cm:n mittaisia kaloja, mutta rapumerroista saadut 6 - 7 cm:n pituiset ikäryhmän 1+ ahvenet osoittavat, että laji oli lisääntynyt keväällä 1988.

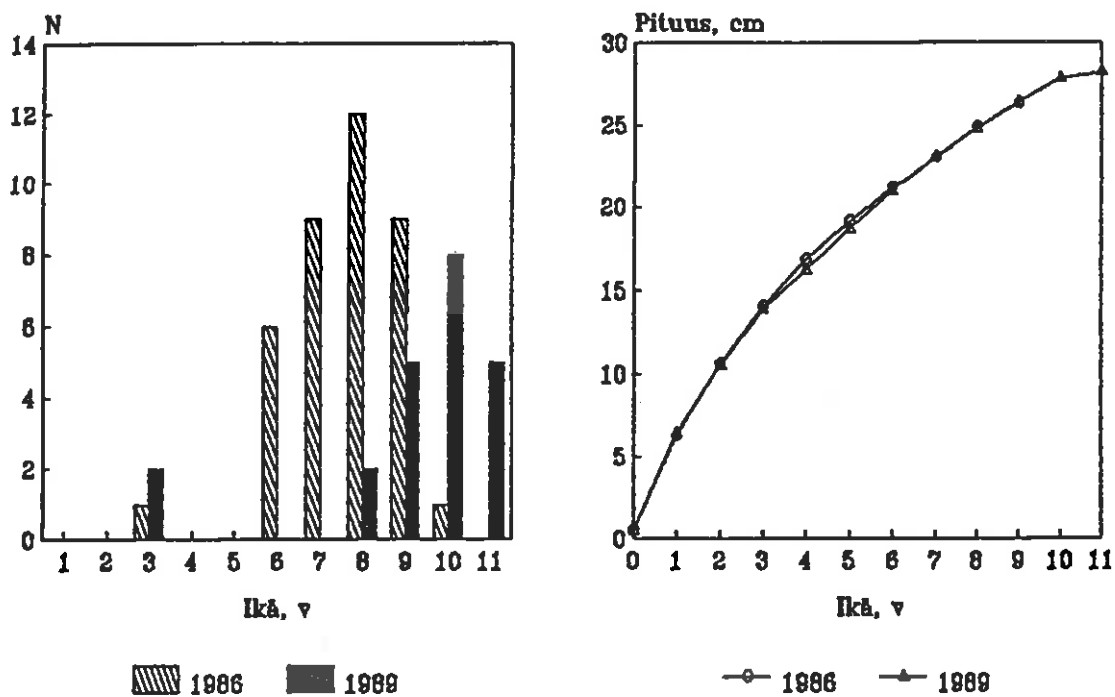
Merkittävin ero aikaisempiin havaintoihin verrattuna oli särjen puuttuminen Pitkälammen ja Sorvijärven koekalastussaaliista (taulukko 8). Myös Alisenjärven särkisaalis oli pienempi kuin vuonna 1986 ja koostui isommista ja vanhemmista (kuva 9) yksilöistä. Särkien keskipaino ja -ikä olivat nyt 244 g ja 9,2 vuotta kun vastaavat luvut olivat kolme vuotta aikaisemmin 211 g ja 7,6 vuotta.

Särjen ja ahvenen kasvunopeuksissa (kuvat 8 ja 9) ei ollut merkitseviä eroja kolmen vuoden takaisiin havaintoihin verrattuna lukuunottamatta Alisenjärven ahventa, jonka kasvunopeus vuoden 1989 näytteiden perusteella oli suurempi kuin vuonna 1986 (kuva 8, $P < 0,001$, t-testi).

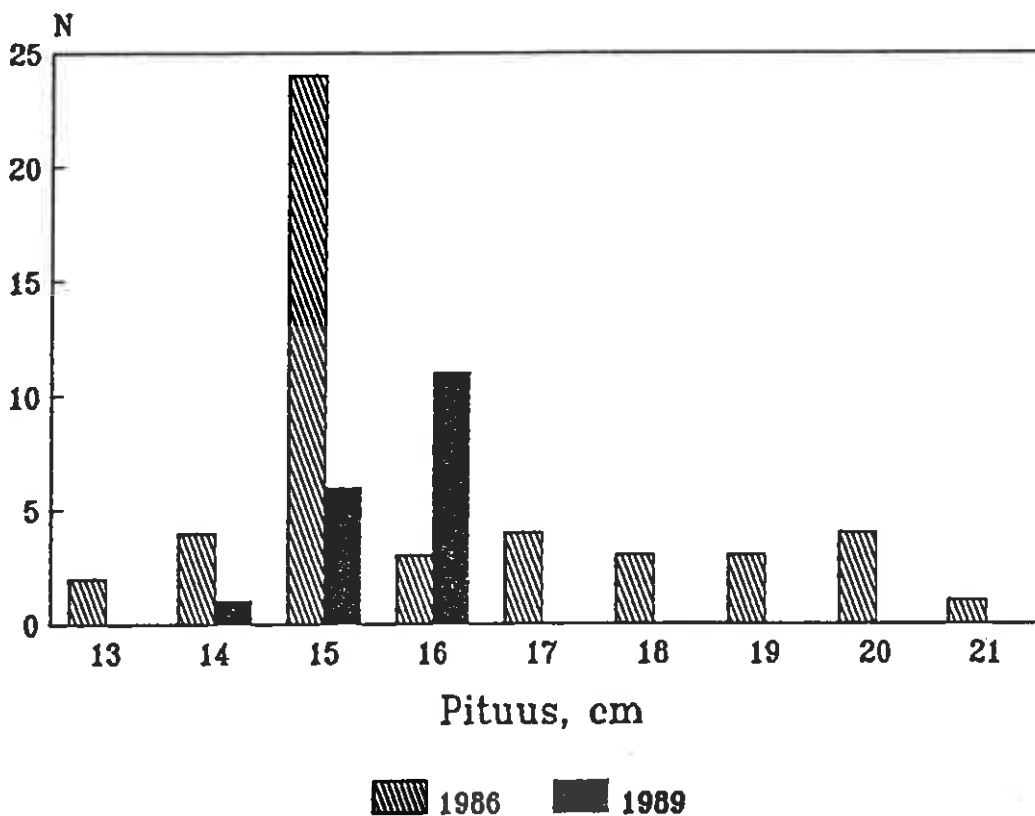
Valkeajärven muikkusaalis koostui enimmäkseen 15 - 16 cm:n pituisista kaloista kuten vuonna 1986, mutta isot yksilöt (>20 cm, >50 g) puuttuivat vuoden 1989 saaliista (kuva 10).



Kuva 8. Ahvenen pituusjakaumat Pitkälammassa (ylimmät kuvat; $n = 101$ ja 109) ja Sorvijärvessä (keskimäiset kuvat; $n = 138$ ja 250) ja Alisessajärvessä (alimmat kuvat; $n = 81$ ja 11) sekä takautuvasti määritetyt kasvut vuosien 1985 (Pitkälampi) ja 1986 sekä 1989 koekalastusten perusteella.



Kuva 9. Särjen ikäjakauma sekä takautuvasti määritetty kasvu Alisessajärven vuosina 1986 ja 1989. Kalojen määrät olivat 46 ja 22.

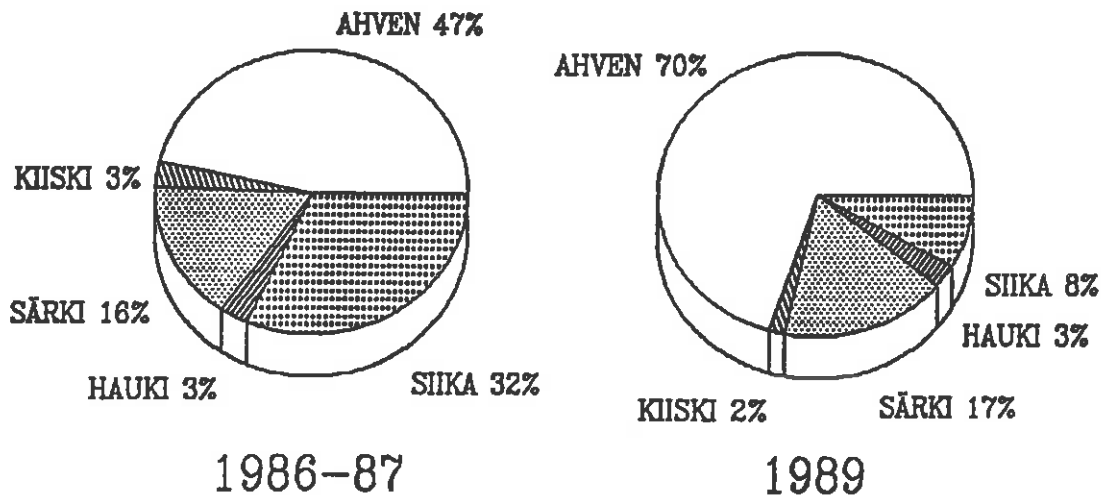


Kuva 10. Muikun pituusjakauma Valkeajärven vuosina 1986 ja 1989 (n = 48 ja 18).

3.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset

Ahventa saatiin kaikista kahdeksasta kalkitusta järvestä elokuussa 1989 ja kiiskeä saatiin viidestä järvestä. Muut saadut lajit olivat hauki ja istutettu siika (taulukko 9). Lisäksi Matalajärvestä tuli yksi muikku. Kalkituista järvistä saatiin yhteensä 33 kg kalaa kun saalis ennen kalkitusta tai kalkitusvuonna oli samalla pyyntiponnistuksella 47 kg. Suurin osa erosta johtuu huomattavasti pienemmästä siikasaaliista vuonna 1989. Ahven oli määrällisesti tärkein saaliskala sekä ennen kalkitusta että sen jälkeen (kuva 11). Ahven oli myös ainoa laji, jonka saalis oli suurempi kalkituksen jälkeen (23,1 kg) kuin ennen sitä (22,0 kg).

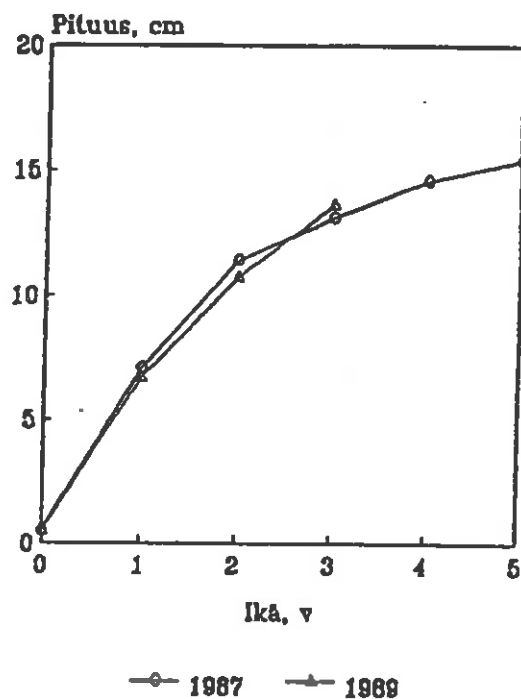
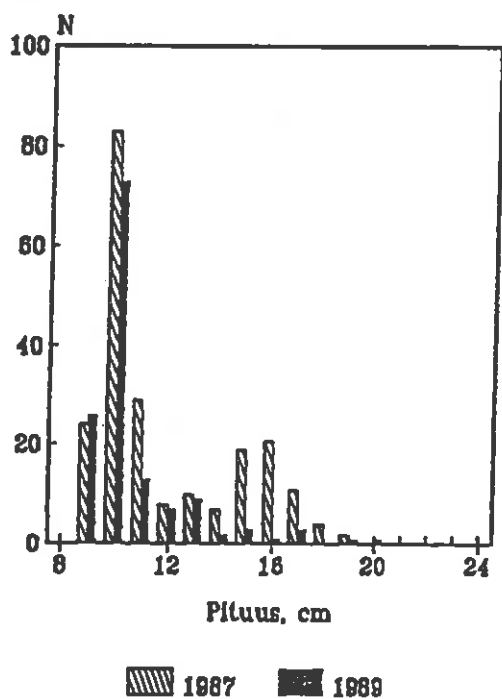
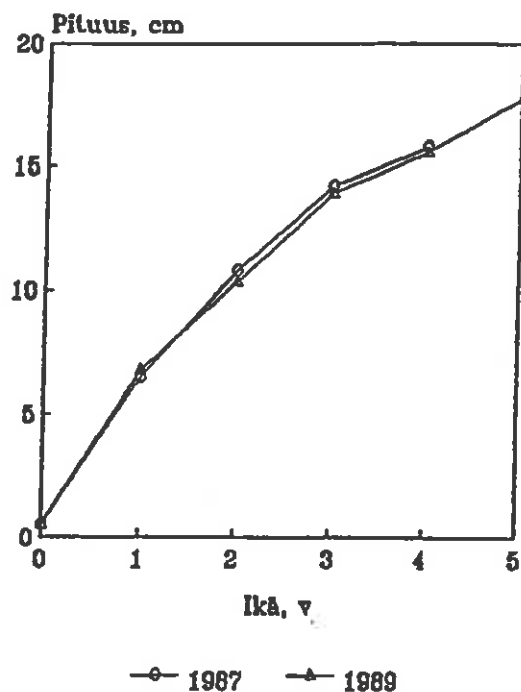
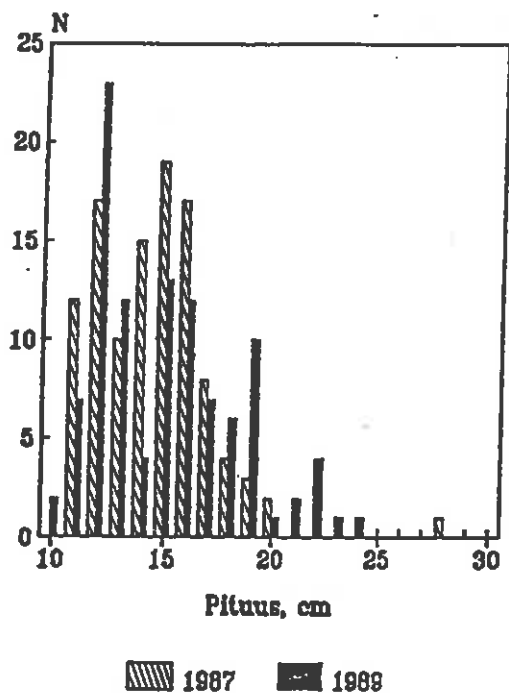
Ahvenkantojen rakenne (kuva 12) oli kalkituksen jälkeen saman tyyppinen kuin ennen sitä; mitään selvää kalkituksen aiheuttamaa muutosta ei voitu havaita. Ahventen kasvu (kuva 12) ei myöskään muuttunut tilastollisesti merkitsevästi.



Kuva 11. Eri kalalajien osuudet kalkittujen järvien koekalastussaaliista vuosina 1986 ja 1987 (yhteenlaskettu saalis 46,9 kg) sekä 1989 (33,0 kg).

Taulukko 9. Kalkittujen järvien koekalastussaaliit kala lajeittain (paino, g; lukumäärä suluissa) ennen kalkitusta tai kalkitusvuonna sekä elokuussa 1989. Havisevanjärven luvut ovat 5 pyynnin keskiarvoja, Matalajärvestä saatiin lisäksi yksi muikku, 54 g.

JÄRVI	VUOSI	AHVEN	KIISKI	SÄRKI	HAUKI	SIIKA
Havisevanjärvi	1986	1 952 (59)	543 (38)	403 (4)	262 (1)	
	1989	993 (63)	298 (22)	2 421 (17)	-	
Kalliojärvi	1987	4 091 (108)			40 (1)	2 984 (4)
	1989	4 920 (105)			-	-
Matalajärvi	1987	4 630 (202)	427 (22)	1 861 (20)	467 (1)	-
	1989	6 659 (312)	99 (10)	1 162 (9)	-	307 (1)
Rukojärvi	1987	133 (2)		-	614 (2)	
	1989	2 294 (25)		447 (2)	781 (2)	
Iso Hanhilampi	1987	388 (23)	50 (4)			8 909 (32)
	1989	61 (1)	10 (1)			1 921 (5)
Salminen	1986	2 282 (106)	163 (19)	3 628 (32)		3 100 (6)
	1989	3 799 (234)	122 (8)	90 (4)		65 (1)
Suurilampi	1986	3 473 (78)		1 281 (6)	-	
	1989	2 288 (46)		1 576 (45)	118 (1)	
Syväjärvi	1987	5 077 (220)	161 (13)			-
	1989	2 115 (139)	8 (1)			404 (2)



Kuva 12. Ahvenen pituusjakaumat Kalliojärven (ylempi kuva; $n = 108$ ja 105) ja Syväjärven (alempi kuva; $n = 220$ ja 139) sekä takautuvasti määritetyt kasvut vuosien 1987 ja 1989 koekalastusten perusteella.

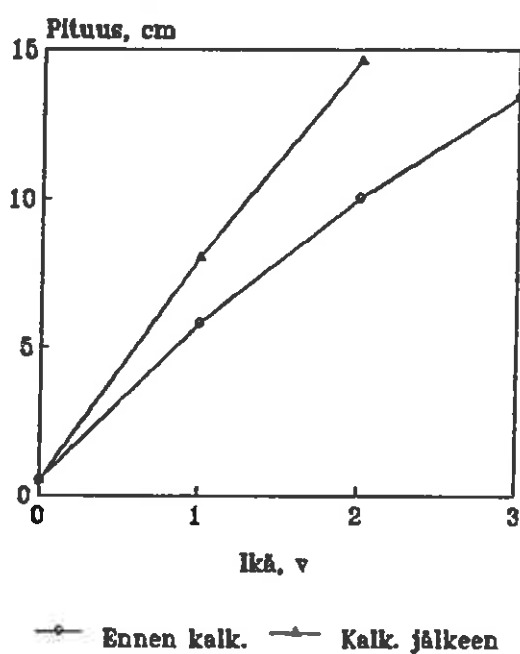
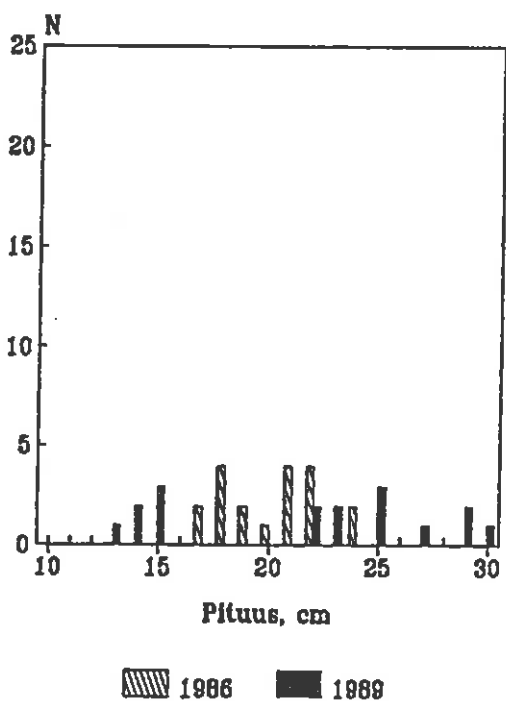
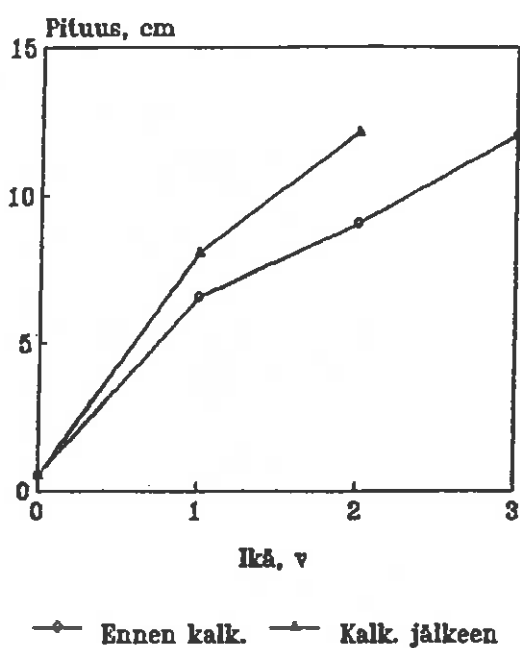
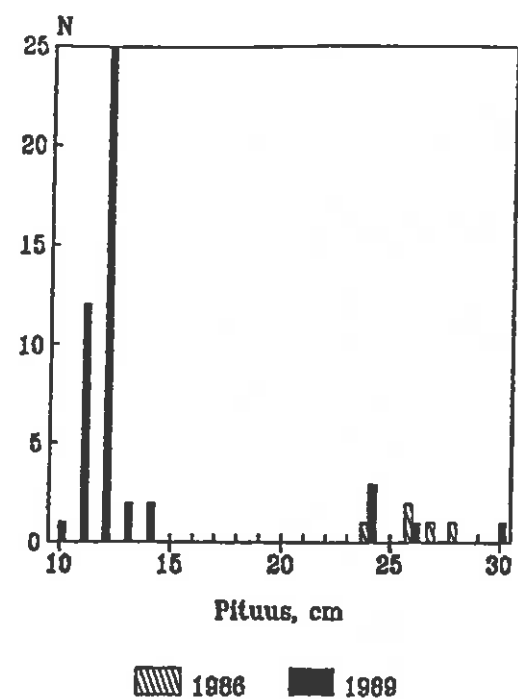
Eräiden järvien särkikantojen rakenne (kuva 13) muuttui lisääntymisen onnistuttua kalkituksen jälkeen keväällä 1988. Muutos oli selvin Suurilammessa, jonka 45 särjen saaliista 40 oli vuosiluokkaa 1988. Kalkituksen jälkeen syntyneiden särkien kasvu oli nopeampaa kuin sitä ennen syntyneiden samanikäisenä ($P < 0.001$, t-testi, kuva 13). Myös vanhat särjet kasvoivat kalkituksen jälkeisinä kesinä nopeammin kuin aikaisemmin (kuva 14).

3.3. Rapututkimukset

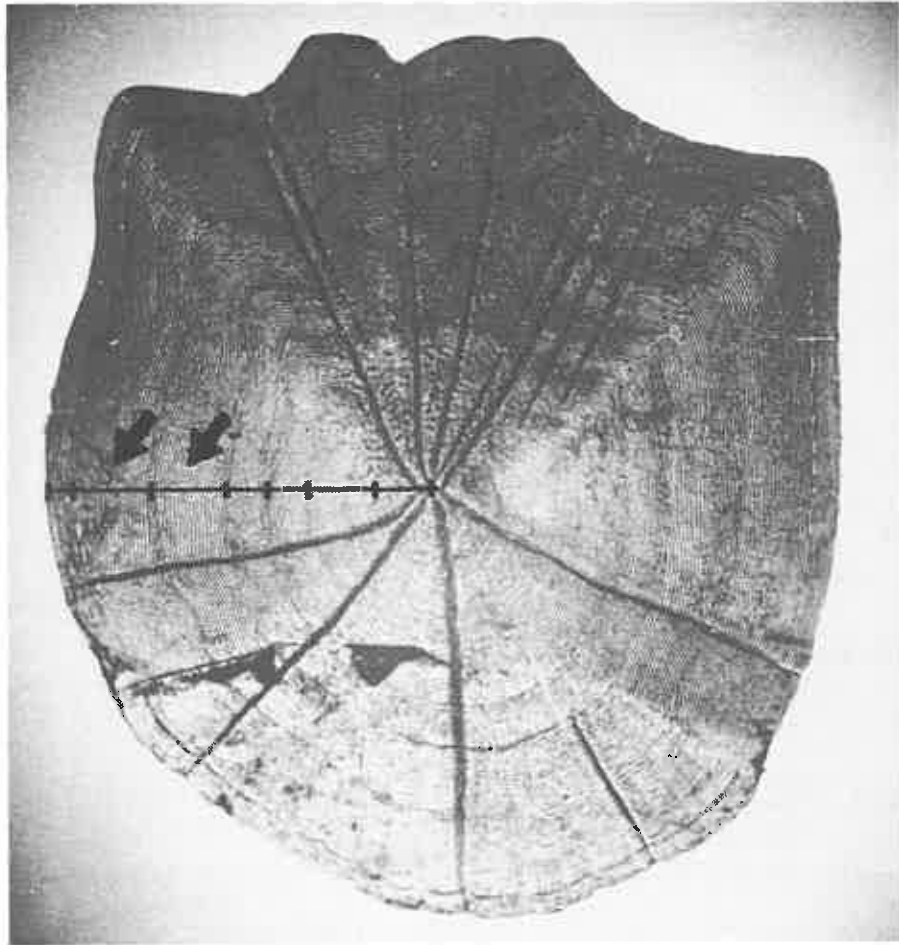
3.3.1. Rapukantojen runsaus ja rapujen kasvu

Nokian Alisenjärven ravustetun rantaosuuden (750 m) rapukannan kooksi arvioitiin merkintä-takaisinpyyntimenetelmällä 95 %:n todennäköisyydellä 165 ± 58 rapua. Tiheytenä se merkitsee 0,1 - 0,3 rapua rantametrillä. Mertayötä kohti saalis oli samalla rannalla eri ravustuskerroilla 0,08 - 0,22 rapua. Pohjan Flacksjössä ravustetun 1 500 m:n rantaosuuden mertaan menevien (yli 7 cm:n mittaisten) rapujen määräksi arvioitiin $2\,678 \pm 904$ rapua eli 1,2 - 2,4 rapua rantametrille. Mertayötä kohti saalis oli eri kerroilla 0,85 - 1,02 rapua. Muista koejärvistä saatiin saaliiksi 0,04 - 0,55 rapua mertayötä kohti. Ainoasta ravustetusta virtaavasta vedestä, Alisen purosta, saatiin eri kerroilla saaliiksi 0,55 - 4,93 rapua mertayötä kohti (taulukko 10). Taulukosta ilmenee myös saalisrapujen keskikoko, saaliin sukupuolijakauma, naaraiden lisääntymisvalmius ja pehmeäkuoristen sekä saksi- ja kuorivaurioisten rapujen osuus saaliista.

Koeravustuksissa Alisestajärvestä saatiin kolme ja Alisenjärven purosta yksi naarasrapu, jotka olivat sairastuneet valkopyrstötautiin. Järvestä saatiin eri ravustuskerroilla saalista yhteensä 112 eri rapuyksilöä. Kolme saaliiksi saatua valkopyrstötautiin sairastunutta yksilöä muodosti siis 2,7 % kaikista saalisrapuista.



Kuva 13. Särjen pituusjakaumat Suurilammessa (ylempi kuva; $n = 5$ ja 45) ja Havisevanjärvessä (alempi kuva; $n = 19$ ja 17) ja vuosina 1986 ja 1989 sekä ennen ja jälkeen kalkituksen rekrytoituneiden särkien takautuvasti määritetyt kasvut.



Kuva 14. Ennen kalkitusta Suurilammessa syntyneen särjen (ikä 6+) somu. Kesien 1987 ja 1988 aikaisempia leveämmät kasvuvyöhykkeet merkitty nuolella.

Rapujen kasvusta saatiin tietoja kolmesta järvestä. Pohjan Flacksjöstä saatiin 68 aikaisemmin yksilöllisesti merkittyä ja merkinnän jälkeen kuortaan vaihtanutta rapua. Nokian Alisestajärvestä saatiin kasvutietoja 25 ravusta ja Vammalan Sorvijärvestä 17 ravusta. Kasvua ilmentävät selkäkilven pituuden lisäykset kuoren vaihtoa kohti on esitetty taulukossa 11. Kaikissa järvissä koirasrapujen selkäkilven pituuskasvu kuorenvaihdossa oli erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) suurempi kuin naaraiden selkäkilven pituuskasvu. Selkäkilven pituuskasvu oli eri suuruista eri järvissä.

Taulukko 10. Koeravustukset ja saaliista tehdyt havainnot.
sk.pit. = selkakilven pituus (n. 1/2 ravun kokonaispituudesta)

Järvi	Kunta	Pyynti						Saalis					
		pvm	saaliita kpl	raivaa m	yht. raiva yksi	rapu/ saali- yksi	X	X	sk.pit. mm	x ± SE	lisäily- eräveleiltä X ± SE	pehmi- kuortista X	sakot- ja kuortista X
Ainonjärvi	Nokia	5.-7.6.	275	750	22	0,08	65,4	13,6	58,1 ± 1,4	57,3 ± 1,5	-	0	9,1
		24.-25.7.	300	750	50	0,17	66,0	34,0	58,7 ± 1,2	51,8 ± 1,6	41,2	16,0	10,0
		14.-16.8.	300	750	66	0,22	35,4	63,6	57,4 ± 1,2	55,1 ± 0,9	63,1	15,2	22,7
Aitteen puro	Nokia	5.-7.6.	20	50	11	0,55	72,7	27,3	55,9 ± 2,7	50,3 ± 5,4	-	9,11	9,1
		24.-25.7.	30	100	23	0,77	52,2	47,8	55,1 ± 3,1	47,6 ± 2,1	63,6	21,7	13,0
		14.-15.8.	15	100	74	4,93	47,3	52,7	49,1 ± 0,8	49,8 ± 0,9	100,0	25,7	14,8
Flacksjö	Pohja	18.-20.7.	325	1 625	333	1,02	59,3	41,7	47,9 ± 0,4	42,1 ± 0,3	35,0	4,5	11,7
		28.-30.8.	297	1 485	253	0,85	51,0	49,0	47,3 ± 0,5	42,5 ± 0,4	82,3	10,7	11,1
Iso-Sieni	Pohja	6.-8.9.	297	1 500	41 ¹⁾	0,14	31,7	68,3	48,9 ± 2,7	44,3 ± 1,3	71,4	2,4	14,6
Kivijärvi (Stansjö)	Pohja	20.-21.7.	165	825	6	0,04	0	100,0	-	46,7 ± 1,3	33,3	16,7	16,7
		20.-31.8.	148	740	9	0,06	55,6	44,4	45,2 ± 2,4	42,5 ± 1,9	75,0	0	11,1
Sorvijärvi	Vammala	6.-7.6.	50	250	2	0,04	0	100,0	-	58,5 ± 0,5	-	0	30,0
		25.-28.7.	150	375	82	0,55	40,2	59,8	52,7 ± 1,2	50,7 ± 0,8	42,9	7,3	9,8
		16.-17.8.	100	375	53	0,53	39,6	60,4	48,0 ± 1,2	47,5 ± 1,1	90,6	1,9	13,2

1) tiipilärapuja

Taulukko 11. Yksilömerkein merkityistä ravuista tehdyt havainnot selkakilven pituuden lisäyksestä kuorenvaihdon yhteydessä. Selkakilven (sk) pituus (= n. 1/2 ravun kokonaispituudesta) ja pituuden lisäys on ilmoitettu keskiarvona ± SE. n = yksilöiden lukumäärä.

Järvi / havaintojakso	♂♂			♀♀		
	n	sk pituus pyydettyessä mm	pituuden lisäys/ kuorenvaihto mm	n	sk pituus pyydettyessä mm	pituuden lisäys/ kuorenvaihto mm
Flacksjö 10.9.1986 - 30.8.1989	52	51,3 ± 0,6	4,3 ± 0,1	16	45,0 ± 0,9	2,9 ± 0,2
Ainonjärvi 8.6.1987 - 16.8.1989	14	61,9 ± 1,6	4,7 ± 0,3	11	56,2 ± 1,9	3,7 ± 0,2
Sorvijärvi 10.6.1987 - 17.8.1989	5	58,2 ± 2,5	5,5 ± 0,2	12	54,0 ± 1,8	3,2 ± 0,2

Koiraiden suurin selkäkilven pituuden lisäys mitattiin Sorvijärvestä. Se oli erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) suurempi kuin Flacksjön, ja jokseenkin merkitsevästi ($p < 0,050$) suurempi kuin Alisjärven koiraiden selkäkilven pituuden lisäys. Naaraiden selkäkilven pituuden lisäys kuorenvaihtoa kohti oli suurin Alisessajärvessä, jossa se oli myös merkitsevästi ($p < 0,010$) suurempi kuin Flacksjössä. Pohjan Kivijärvestä, jossa saalisravut on myöskin merkitty yksilöllisesti, ei saatu takaisin yhtään merkittyä yksilöä.

Flacksjöstä saatiin elokuun lopun koeravustuksessa yhteensä 19 sukukypsää koirasta ja kuusi sukukypsää naarasta, jotka oli merkitty yksilöllisesti 19. ja 20. heinäkuuta. Koiraista kaikki olivat vaihtaneet kuortaan jo ennen heinäkuun koeravustusta. 11 koirasta (58 %) vaihtoi kuortaan toisen kerran elokuun lopun koeravustukseen mennessä. Niistä naaraista, jotka on saatu saaliiksi molemmilla kerroilla, kaksi oli vaihtanut kuortaan ennen heinäkuun koeravustusta ja neljä koeravustusten välillä. Yksikään naaraista ei vaihtanut kuortaan kahdesti.

3.3.2. Rapujen lisääntyminen

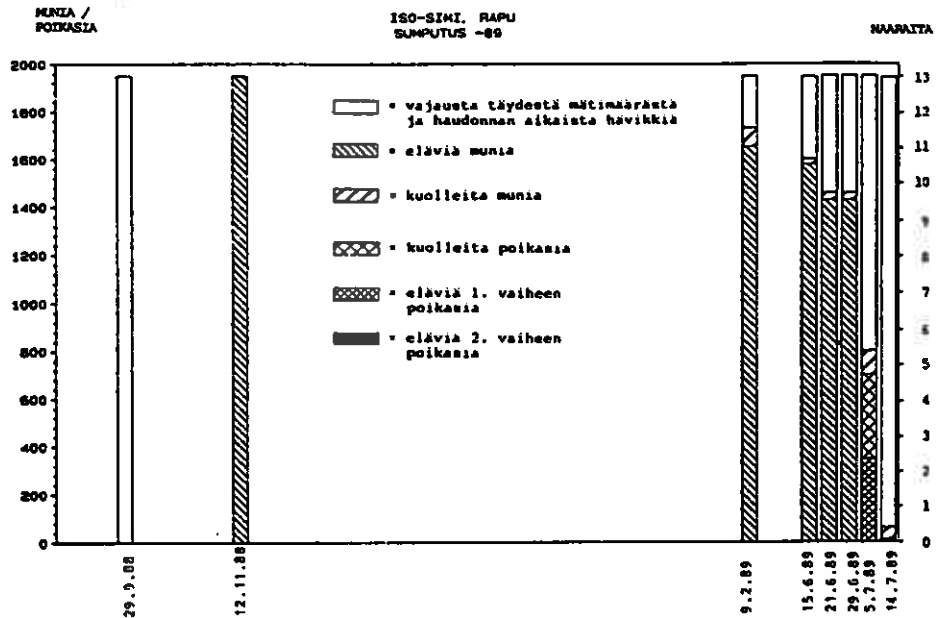
Kesäkuun alun pyynnissä Alisestajärvestä saatiin saaliiksi kolme naarasta. Niistä yhdellä oli virheetön täysi mätimäärä, yhdellä täysimääräisen mädin joukossa kymmenen kuollutta mätimunaa ja yhdeltä mäti puuttui kokonaan. Tällä yksilöllä oli pitkälle kehittynyt valkopyrstötauti. Alisen purosta saatiin myös kolme naarasta, niistä yhdellä oli täysimääräinen virheetön mäti, yhdellä oli jäljellä noin 30 mätimunaa ja yhdeltä mäti puuttui kokonaan. Sorvijärvestä saatiin vain kaksi naarasta. Molemmat olivat menettäneet mätinsä; toisella oli jäljellä särkyneiden mätimunien kuoria.

Lisääntymisen onnistumista selvittävässä sumputuskokeessa Alisessajärvessä oli kahdessa sumpussa kymmenen naarasta ja kuusi koirasta kummassakin. Parittelu ja muniminen tapahtui lokakuussa 1988. Huhtikuussa 1989 toisessa sumpussa yhdeksällä naaraalla oli jäljellä täysi määrä mätiä ja

yhdellä 3/4 täydestä määrästä. Yhdeksällä naaraalla oli mädin joukossa 1 - 15 kuollutta mätimunaa. Kesäkuun alkuun mennessä lajitoverit söivät yhden naaraan. Muutoin tilanne pysyi muuttumattomana kesäkuun loppuun asti, jolloin jäljellä olevat yhdeksän naarasta sijoitettiin yksilöllisiin häkkeihin. Kahdeksan päivää myöhemmin, 6. heinäkuuta, poikaset olivat kuoriutuneet. Sumpuista löytyi yhteensä 52 elävää toisen vaiheen ja kuusi elävää ensimmäisen vaiheen poikasta. Emot tuottivat siis keskimäärin 6 toisen vaiheen poikasta, mikä oli alle 5 % odotusarvosta. Muu osa mädistä ja poikasista oli tuhoutunut (kuva 15).

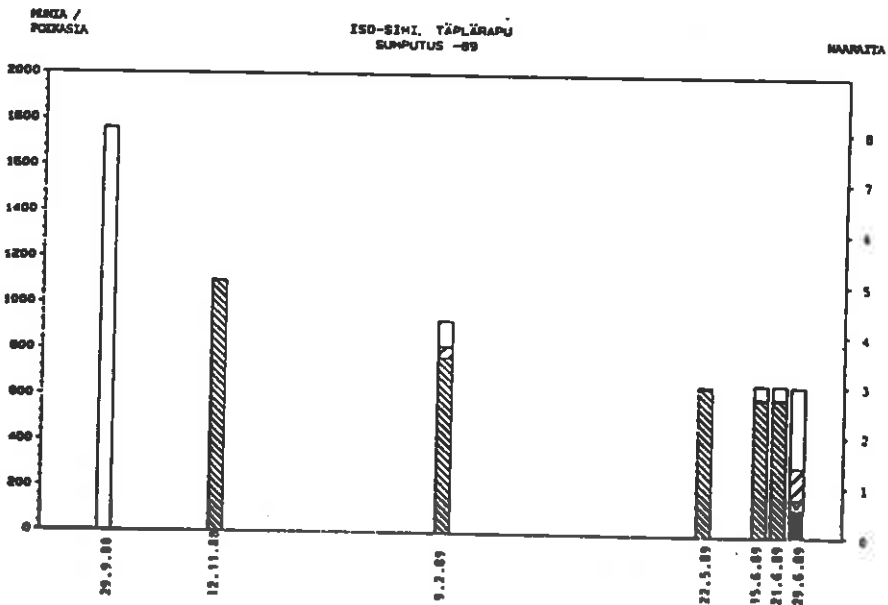
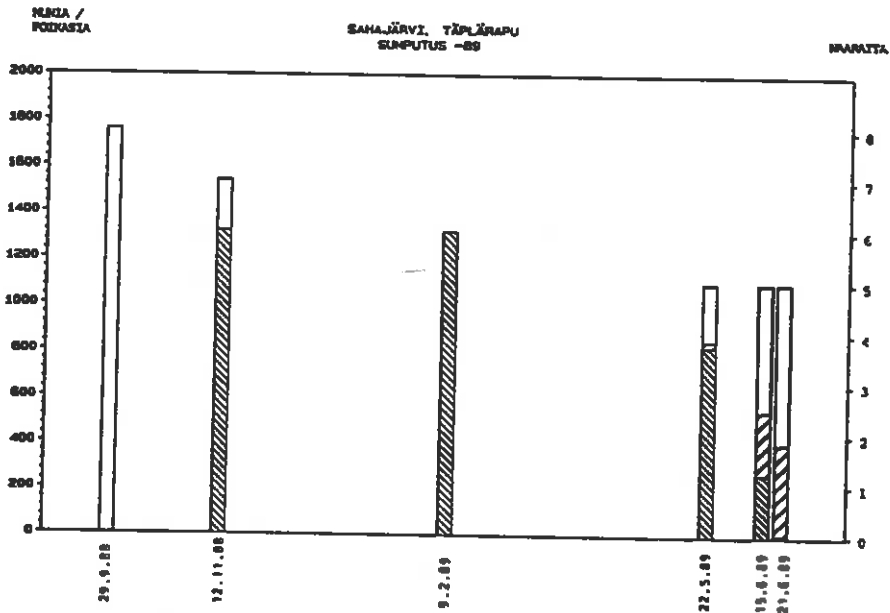
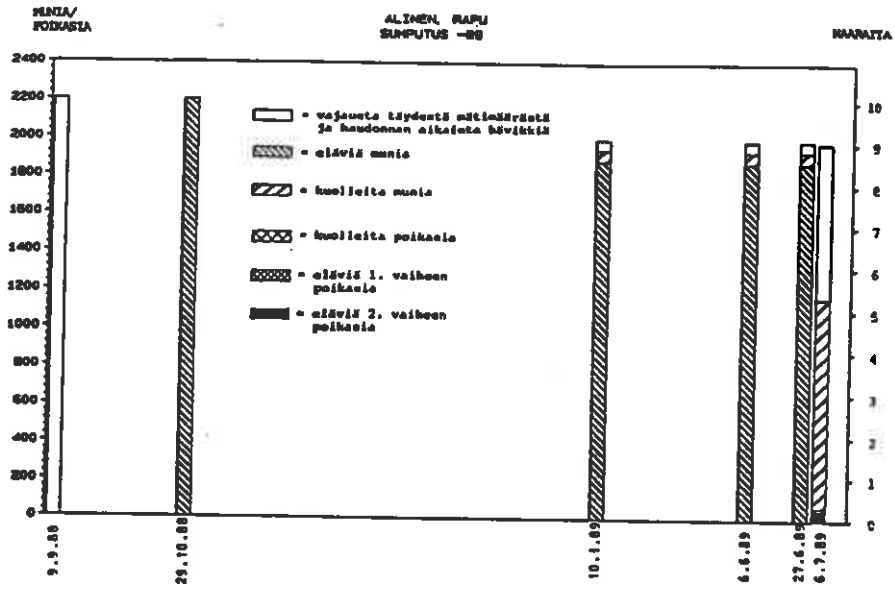
Toisessa sumpussa kuoli huhtikuussa yksi naaras, jolla oli täysi määrä mätiiä. Muista seitsemällä oli täysimääräinen mätii ja yhdellä 3/4 täydestä määrästä. Kahdella oli mädin joukossa muutamia kuolleita mätimunia. Yhdellä naaraalla oli jäljellä 1/4 täydestä määrästä ja kaikki mätimunat olivat kuolleet. Tilanne säilyi samanlaisena kesäkuun loppuun. Emoja ei siirretty erillisiin sumpuihin, joten elävinä kuoriutuneista poikasista ei saatu tarkkaa lukumäärää. 6. heinäkuuta, kuoriutumisen tapahduttua, kaikilla emoilla oli kuitenkin jäljellä runsaasti kuolleita mätimunia.

Iso-Simissä sumputettiin sekä täplärapuja että rapuja. Kahdeksasta täplärapunaaraasta kaksi kuoli ennen munintaa. 12.11.1988 jäljellä olevista kuudesta viidellä oli täysi määrä mätiiä ja yhdellä 1/4 täydestä määrästä. Toukokuun lopulla oli elossa enää kolme naarasta. Kaikilla niillä oli täysi mätimäärä. Poikaset kuoriutuivat kesäkuun lopulla. Kolme täplärapuemo tuotti yhteensä 122 elävää toisen vaiheen poikasta. Keskimääräinen poikastuotto, 41 toisen vaiheen poikasta emoa kohti, oli noin 20 - 30 % odotusarvosta (kuva 15). Iso-Simin 13 rapunaaraasta 12:lla oli marraskuun alussa täysimääräinen virheetön mätii. Yhdellä mätiiä oli 1/4 täydestä määrästä. Kesäkuun lopussa (29.6.1989) yhdellä naaraalla oli edelleen täysi määrä virheetöntä mätiiä, viisi oli menettänyt noin neljänneksen, yksi puolet ja yksi kaiken mätinsä. Viikkoa myöhemmin lähes kaikista munista oli kuoriutunut ensimmäisen asteen poikanen. Niistä 1/3 - 1/2 oli kuollut ja huomattava osa oli irronnut emoista elävinä. Kymmenen päivää myöhemmin sumpuissa oli 10 elävää toisen



jatkuu . . .

Kuva 15. Rapujen ja täplärapujen poikastuotto sumpuissa liisäntymiskaudella 1988 - 1989. Pyväiden korkeudet ilmoittavat mätimunien ja poikasten yhteenlaskettuja määriä kuvan vasemman puoleisen asteikon mukaan. Kullakin tarkastuskerralla jäljellä olevien emojen lukumäärä ilmenee oikean puoleisesta asteikosta. Ensimmäinen pylväs vasemmalla kuvaa emorapujen keskimääräisen koon perusteella odotettua mätimunien kokonaismäärää. Seuraavat pylväät kuvaavat emojen tarkastuksissa havaittuja elävien ja kuolleiden mätimunien sekä kuoriutuneiden poikasten määriä. Vain poikasten lukumäärät on laskettu yksilön tarkkuudella. Emorapujen tarkastuspäivämäärät on ilmoitettu vaaka-akselin alapuolella. Symbolit on selitetty kummankin sivun yläkuvassa.



Kuva 15. jatkoa

vaiheen poikasta eli vähemmän kuin yksi poikainen emoa kohti ja vain noin prosentti odotetusta määrästä (kuva 15).

Myös Sahajärvessä sumputettiin molempia lajeja. Rapujen muninta onnistui hyvin, mutta kaikki 13 emoa kuolivat keskitalvella. Täplärapuemoja oli kahdeksan. Niistä kuusi muni täyden munamäärän, yksi ei paritellut ja yhden lajitoverit söivät. Kesäkuun puolivälissä oli jäljellä viisi emoa, joista yhdellä oli jäljellä 3/4 täydestä mätimäärästä, kolmella puolet ja yhdellä neljäsosa. Yhden naaraan mädistä kuoriutui 14 elävää poikasta, muiden naaraiden mätä kuoli ennen kuoriutumista (kuva 15). Kaikkiaan eläviä poikasia kuoriutui runsas prosentti odotetusta määrästä.

3.3.3. Rapujen ionitasapaino

Huhtikuun lopussa sekä neutraalissa että happamassa järvessä sumputettujen rapujen hemolympfan koostumusta kuvaavat parametrit on esitetty taulukossa 12. Hemolympfan

Taulukko 12. Neutraalissa (Palojärvi) ja happamassa (Pieni Lehmälampi) järvessä jäiden lähdön jälkeen (26.4.1989) viikon ajan sumputettujen rapujen (n = 10) hemolympfa-analyysitulokset. Ryhmien välisten erojen tilastollinen merkitsevyys on määritetty t-testillä. * = p < 0,05; NS = ei merkitsevää eroa.

	Palojärvi	Pieni Lehmälampi	P
glukoosi, g/l	0,024 ± 0,007	0,016 ± 0,005	NS
laktaatti, g/l	0,059 ± 0,009	0,060 ± 0,011	NS
proteiini, g/l	37,2 ± 2,8	38,9 ± 4,4	NS
kloridi, mmol/l	208,0 ± 2,7	205,5 ± 1,9	NS
kalium, mmol/l	3,64 ± 0,07	3,45 ± 0,10	NS
natrium, mmol/l	217,6 ± 2,5	208,3 ± 2,9	*
kalsium, mmol/l	11,2 ± 0,2	11,3 ± 0,2	NS
magnesium, mmol/l	2,56 ± 0,19	2,49 ± 0,17	NS
kupari, mg/l	49,7 ± 5,2	49,9 ± 6,7	NS
osmol., mosm/kg	426,9 ± 4,9	410,5 ± 4,2	*
lihasvesi, %	79,9 ± 0,3	80,5 ± 0,3	NS

natriumpitoisuus ja osmolaalisuus olivat happamassa Pienessä Lehmälammessa (pH 4,9) sumputetuissa ravuissa merkitsevästi ($p < 0,05$) pienempiä kuin neutraalissa Palojärnessä (pH 6,5 - 6,9) sumputetuissa ravuissa.

3.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat

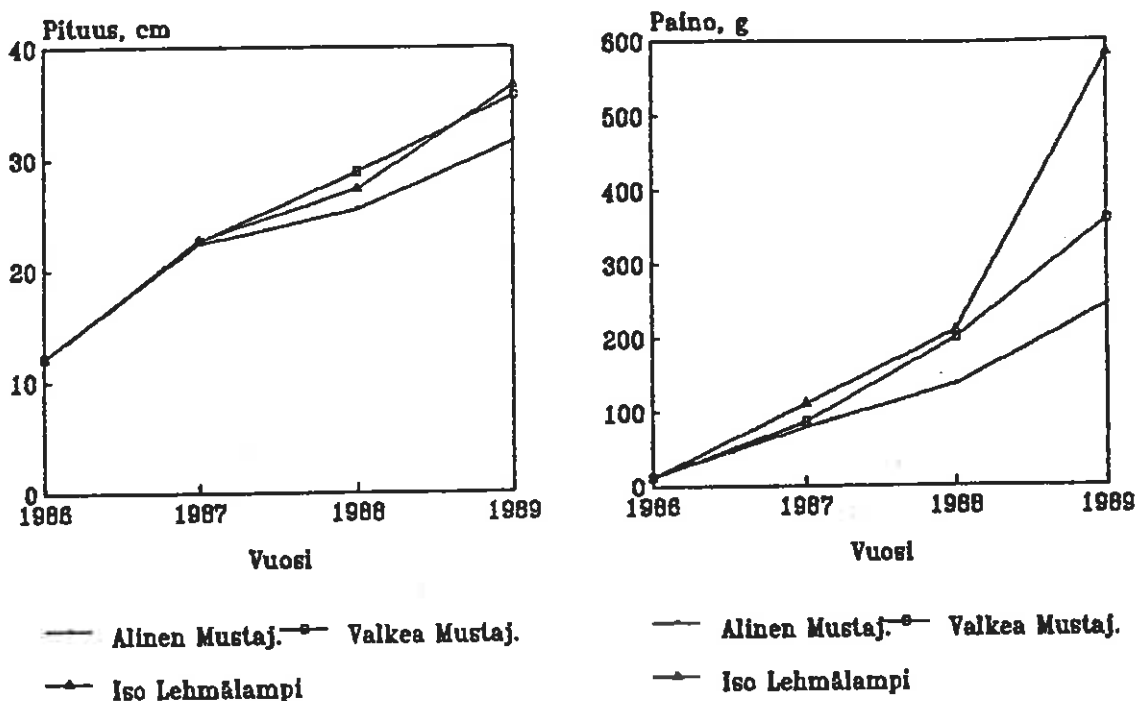
Alisen Mustajärven ja Ison Lehmälammen planktonsiioista sekä naaraiden että koiraiden paino oli suurempi kuin Valkean Mustajärven kalojen, mutta Isossa Lehmälammessa naaraiden ja koiraiden pituus oli suunnilleen sama kuin Valkeassa Mustajärnessä. Ison Lehmälammen siiat olivatkin selvästi lihavampia kuin kahden muun järven siiat eli niiden kuntokerroin oli suurempi (taulukko 13). Isossa Lehmälam-

Taulukko 13. Eri järvien siikojen, joista otettiin kudosnäytteet, paino, pituus ja kuntokerroin (keskiarvo \pm SE). Eri kirjain numeroarvojen perässä tarkoittaa, että keskiarvot poikkeavat merkitsevästi toisistaan (Scheffen testi; $p < 0,05$). Kalojen lukumäärä suluissa.

Valkea	Alinen Mustajärvi	Iso Mustajärvi	Lehmälampi
Naaraat			
Paino, g	432 \pm 24 ^a (8)	673 \pm 68 ^b (4)	653 \pm 31 ^b (11)
Pituus, cm	37,2 \pm 0,6 ^a (8)	43,4 \pm 1,0 ^b (4)	37,4 \pm 0,5 ^a (11)
Kuntok.	0,72 \pm 0,01 ^a (8)	0,72 \pm 0,03 ^a (4)	1,08 \pm 0,03 ^b (11)
Koiraat			
Paino, g	417 \pm 12 ^a (17)	610 \pm 20 ^b (2)	526 \pm 22 ^b (15)
Pituus, cm	37,4 \pm 0,3 ^a (17)	42,0 \pm 0,5 ^b (2)	35,9 \pm 0,6 ^a (15)
Kuntok.	0,78 \pm 0,01 ^a (17)	0,82 \pm 0,01 ^a (2)	1,12 \pm 0,03 ^b (15)

nessa sekä koirailta että naarailta oli huomattavan runsaasti ruumiinontelorasvaa. Vuonna 1986 istutettujen siikojen kasvu oli ollut hitainta Alisessa Mustajärvessä ja nopeinta Isossa Lehmälammessa (kuva 16).

Gonadien suhteellisessa painossa (GSI) ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja naarailta tai koirailta eri

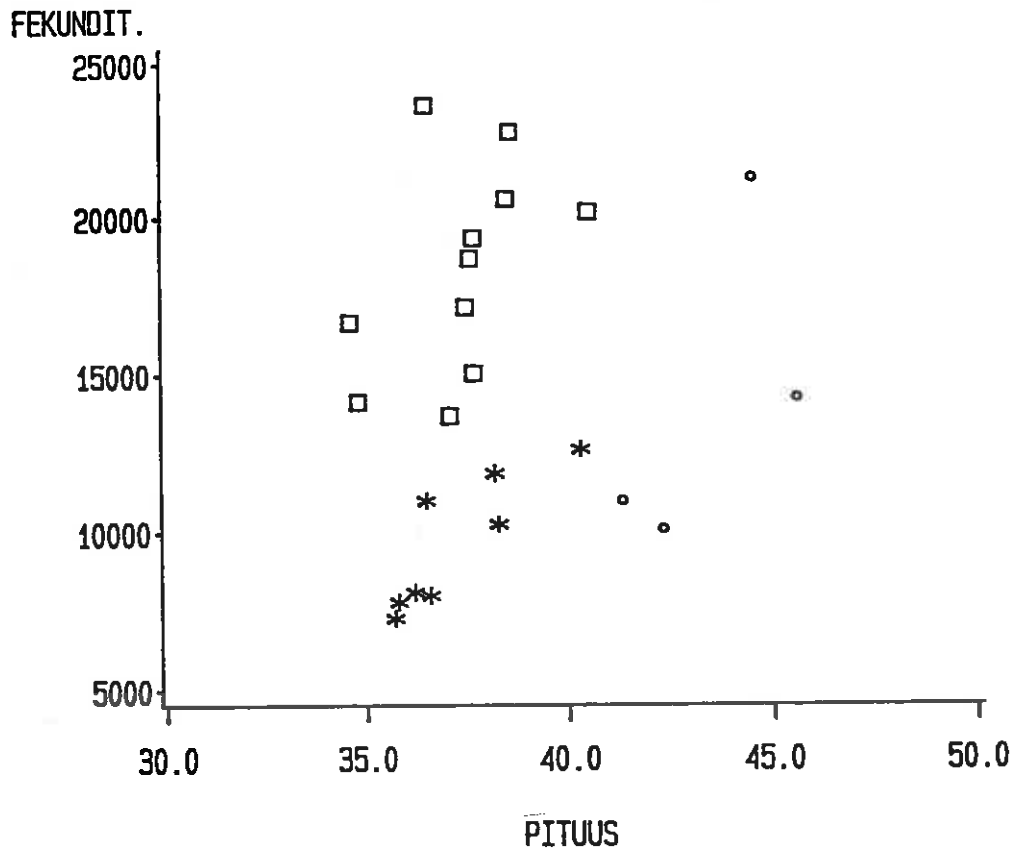


Kuva 16. Vuonna 1986 istutettujen siikojen keskipituuden ja -painon kehittyminen kolmessa happamuudeltaan erilaisessa järvessä. Järvien pH:t olivat loka-kuussa 1989: Valkea Mustajärvi 6,1, Alinen Mustajärvi 5,3 ja Iso Lehmälampi 4,8.

järvien välillä, vaikkakin Valkean Mustajärven siioilla oli suurimmat GSI-arvot (taulukko 14). Kuitenkin Ison Lehmälammen naaraiden fekunditeetti oli selvästi suurin, mutta Valkean Mustajärven ja Alisen Mustajärven siikojen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa (kuva 17). Ison Lehmälammen siikojen mätimunien tuorepaino oli pienempi kuin Valkean Mustajärven siikojen, mutta vesipitoisuudessa ei ollut tilastollista eroa (taulukko 15). Ison Lehmälammen siikojen ovaarioissa oli 18 %:lla naaraista vaaleita munia, joiden kehitys ilmeisesti oli pysähtynyt ja lisäksi yhden naaraan koko ovaario oli huomattavan vaalea, muiden kahden järven siioilla vaaleita munia ei ollut. Valkean Mustajärven koiraista 94 %:lla maiti valui, mutta Ison Lehmälammen koiraista vain 57 %:lla.

Taulukko 14. Eri järvien siikojen maksan (LSI) ja gonadien (GSI) suhteelliset painot sekä lihaksen vesipitoisuus. Selitykset taulukon 13 tekstissä.

	Valkea Mustajärvi	Alinen Mustajärvi	Iso Lehmälampi
Naaraat			
LSI, %	0,92 \pm 0,05 ^a (8)	0,87 \pm 0,05 ^a (4)	1,06 \pm 0,06 ^a (10)
GSI, %	13,5 \pm 0,7 ^a (8)	10,9 \pm 0,6 ^a (4)	12,8 \pm 0,9 ^a (11)
Lihaksen vesi-%	79,3 \pm 0,2 ^a (8)	81,0 \pm 0,5 ^b (4)	77,8 \pm 0,3 ^c (11)
Koiraat			
LSI, %	0,61 \pm 0,02 ^{ab} (17)	0,49 \pm 0,10 ^a (2)	0,69 \pm 0,02 ^b (15)
GSI, %	1,50 \pm 0,05 ^a (17)	1,10 \pm 0,09 ^a (2)	1,39 \pm 0,12 ^a (15)
Lihaksen vesi-%	78,6 \pm 0,1 ^a (17)	80,7 \pm 2,0 ^b (2)	77,1 \pm 0,2 ^c (15)



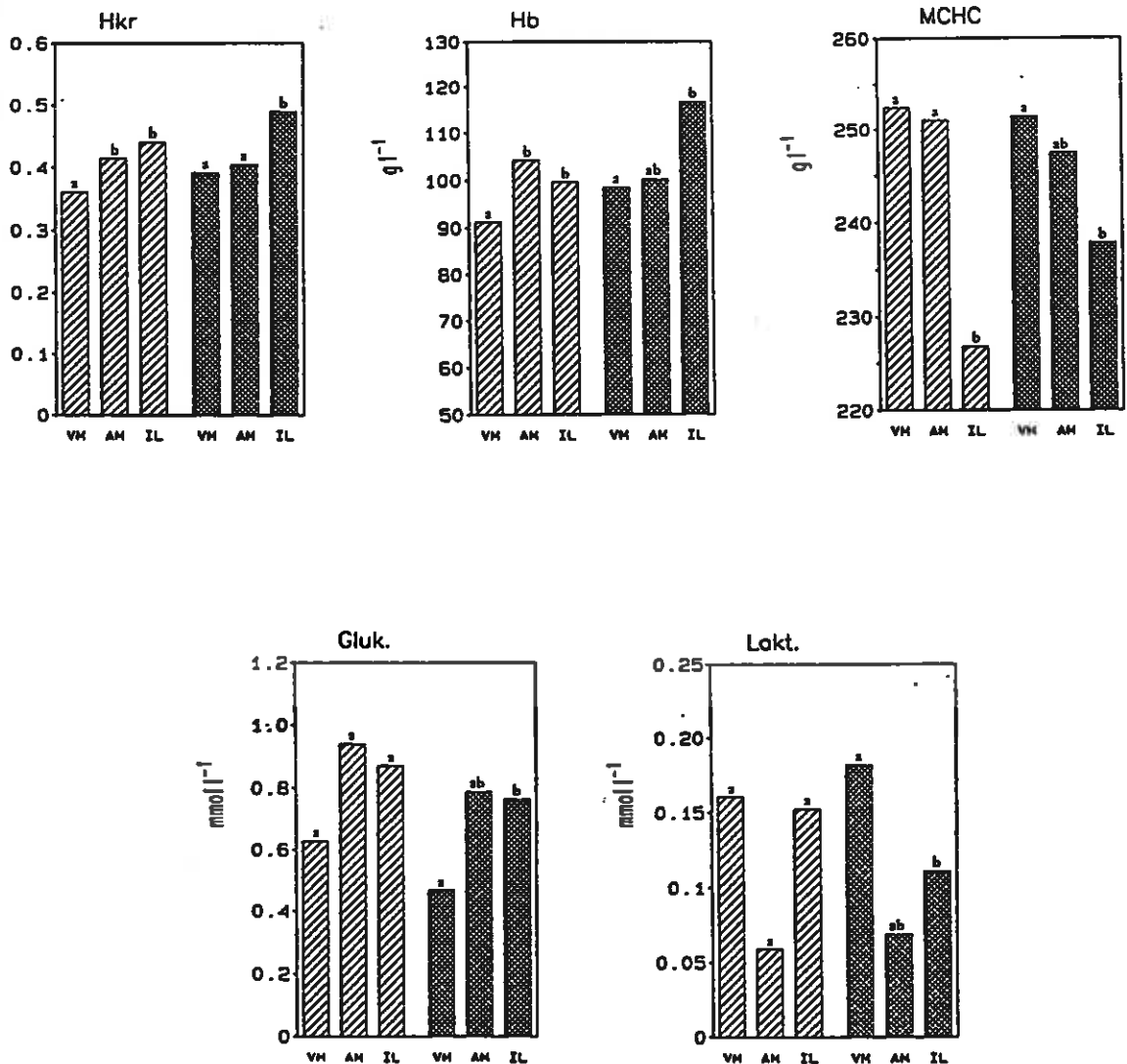
Kuva 17. Valkean Mustajärven (*), Ison Lehmälammen (□) ja Alisen Mustajärven (o) siikojen fekunditeetit (munia/kala).

Taulukko 15. Eri järvien siikojen mätimunien tuore- ja kuivapaino sekä vesipitoisuus. Selitykset taulukon 13 tekstissä.

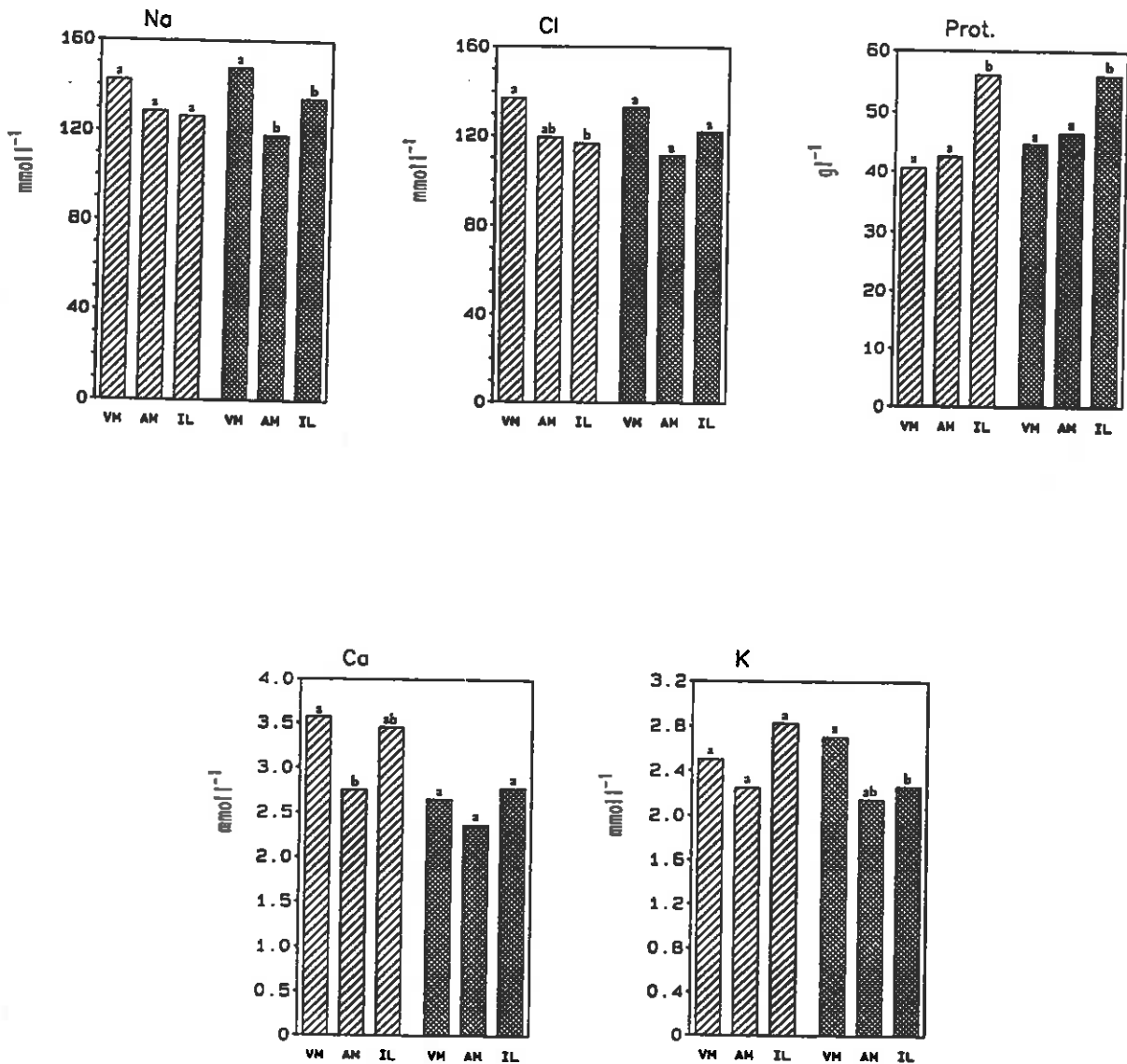
	Valkea Mustajärvi	Alinen Mustajärvi	Iso Lehmälampi
Tuorepaino, mg	5,59 ± 0,35 ^a (8)	5,30 ± 0,38 ^{ab} (4)	4,63 ± 0,17 ^b (11)
Kuivapaino, mg	2,13 ± 0,13 ^a (8)	1,85 ± 0,10 ^a (4)	1,72 ± 0,11 ^a (11)
Vesipit., %	62,1 ± 0,7 ^a (8)	65,0 ± 0,6 ^a (4)	62,9 ± 2,0 ^a (11)

Isossa Lehmälammessa, joka on tutkituista järvistä happamoitunein, naaraiden ja koiraiden veren hematokriittiarvo ja hemoglobiinipitoisuus olivat suurimmat ja Alisen Mustajärven naarailakin suuremmat kuin vertailujärven, Valkean Mustajärven, naaraila (kuva 18). Alisen Mustajärven ja Ison Lehmälammen kalojen veren glukoosipitoisuus oli suurempi kuin Valkean Mustajärven kalojen, vaikkakaan naaraila ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 18). Veren laktaattipitoisuus oli Ison Lehmälammen koiraila merkitsevästi pienempi kuin Valkean Mustajärven koiraila (kuva 18).

Plasman natrium- ja kloridipitoisuus olivat happamoituneiden Alisen Mustajärven ja Ison Lehmälammen kaloilla pienemmät kuin Valkean Mustajärven kaloilla, vaikka erot olivat tilastollisesti merkitsevät natriumpitoisuudessa vain koiraila ja kloridipitoisuudessa naaraila (kuva 19). Plasman proteiinipitoisuus oli Ison Lehmälammen kaloilla selvästi suurempi kuin Valkean Mustajärven kaloilla (kuva 19). Koiraiden plasman kalsiumpitoisuudessa ei ollut merkitseviä eroja, mutta Alisen Mustajärven naaraila kalsiumpitoisuus oli pienempi kuin Valkean Mustajärven naaraila (kuva 19). Plasman kaliumpitoisuudessa ei ollut merkitseviä eroja naaraila, mutta koiraila se oli merkitsevästi pienempi Isossa Lehmälammessa kuin Valkeassa Mustajärvessä (kuva 19).



Kuva 18. Valkean Mustajärven (VM), Alisen Mustajärven (AM) ja Ison Lehmälammen (IL) siikojen veren hematokriittiarvo (Hkr), hemoglobiinipitoisuus (Hb) ja punasolujen keskimääräinen hemoglobiinipitoisuus (MCHC) sekä glukoosi- (Gluk.) ja laktaattipitoisuus (Lakt.). Vaaleammat pylvät kuvaavat naaraita ja tummemmat koiraita. Varianssianalyysillä on verrattu naaraiden tai koiraiden muuttujien arvoja eri järvien välillä; eri kirjain tarkoittaa, että arvot poikkeavat toisistaan merkitsevästi ($p < 0,05$, Scheffen testi).

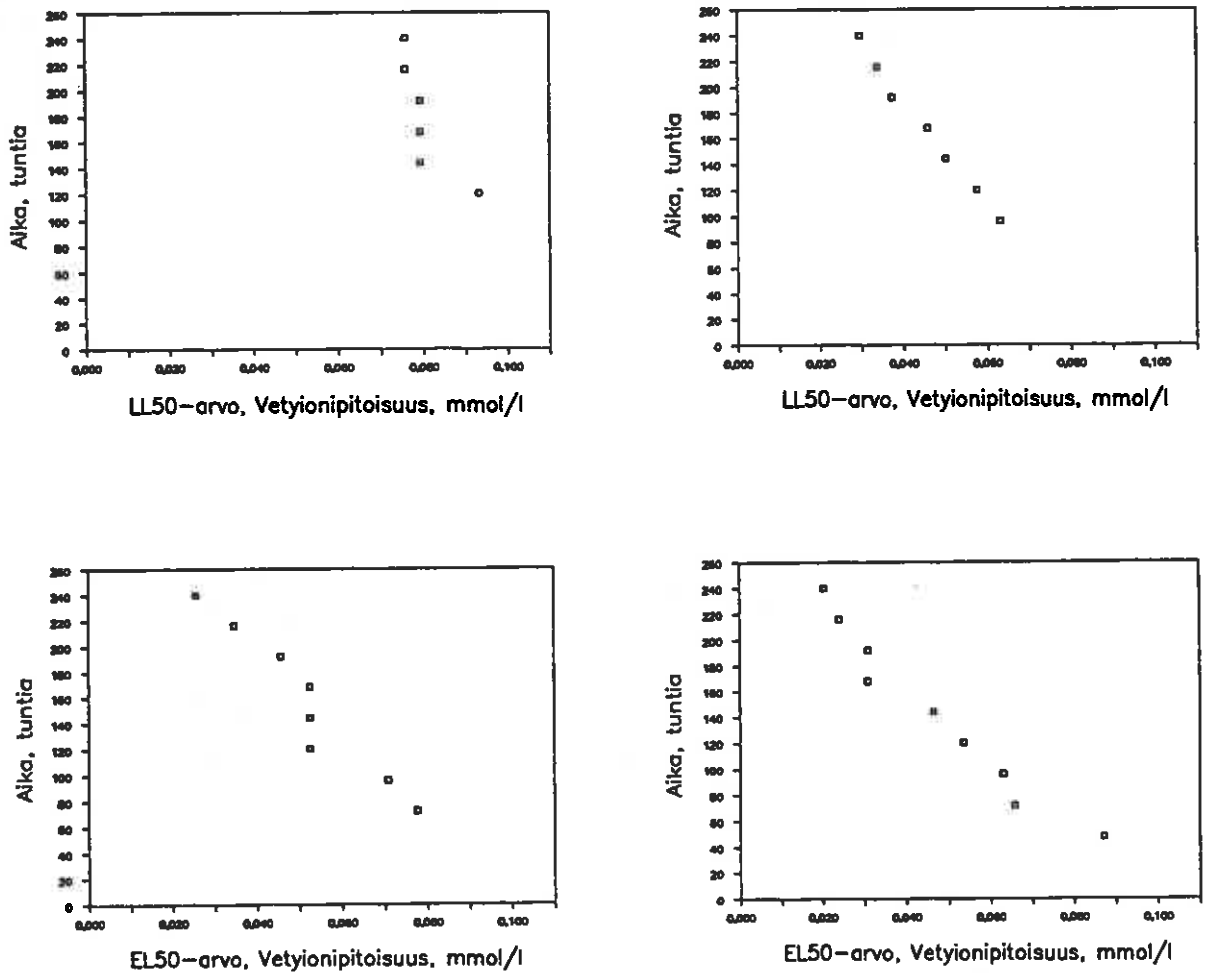


Kuva 19. Valkean Mustajärven (VM), Alisen Mustajärven (AM) ja Ison Lehmälammen (IL) siikojen plasman natrium- (Na), kloridi- (Cl), proteiini- (Prot.), kalsium- (Ca) ja kaliumpitoisuus (K). Selitykset kuvan 18 tekstissä.

3.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset

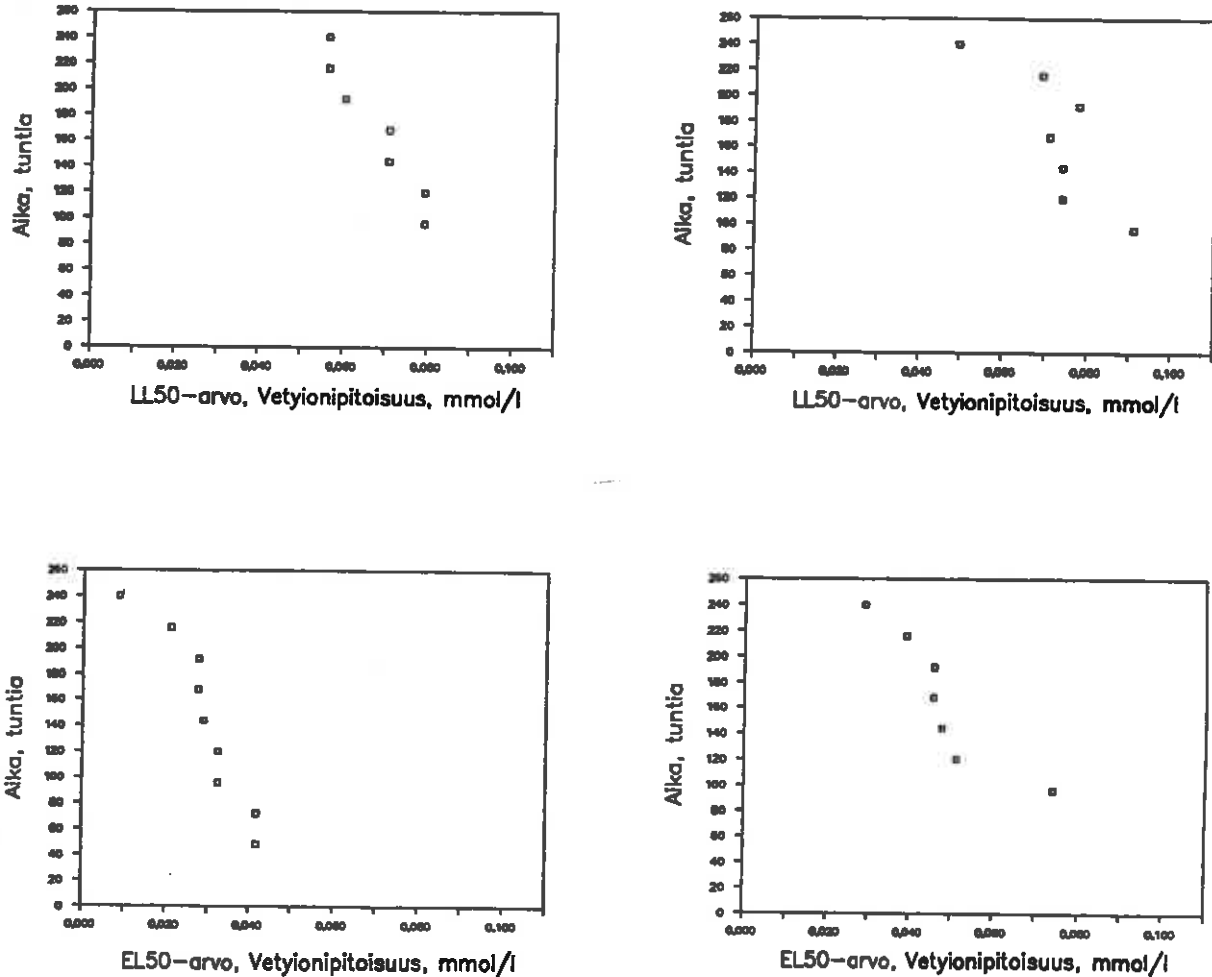
3.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa

Planktonsiialle pH:n kynnys-LL50-arvo alumiinipitoisuudessa 0 $\mu\text{g/l}$ oli 5°C:ssa noin 4,1 ja 10°C:ssa noin 4,4; vastaavat kynnys-EL50-arvot olivat noin 4,6 ja 4,7 (kuva 20). Vaellussiialle pH:n kynnys-LL50-arvo oli alumiinittomassa vedessä 5°C:ssa noin 4,25 ja 10°C:ssa noin 4,3 - 4,4



Kuva 20. Happamuuden toksisuus alumiinipitoisuudessa 0 $\mu\text{g/l}$ planktonsiian vastakuoriutuneille poikasille 10 vuorokauden altistuksen aikana 5°C:ssa (vasemmalla) ja 10°C:ssa (oikealla). Yläkuvuissa esitetään puolet poikasista tappavat pH-arvot (LL50) ja alakuvuissa vastaavat vaikuttavat pH:t (EL50; kriteerinä poikasten uintiaktiivisuus).

ja kynnys-EL50-arvot olivat vastaavasti noin 5,0 ja 4,75 (kuva 21). pH-arvot, joissa puolet poikasista kuoli (LL50), olivat 10 testivuorokauden aikana planktonsiialle alumiinittomassa vedessä ($p < 0,001$) 10°C:ssa suuremmat kuin 5°C:ssa; myös efektiiviset pH-arvot (EL50) olivat jonkin verran suuremmat (kovarianssianalyysi; $p < 0,05$). pH:n LL50-arvoissa (Al 0 µg/l) vaellussiialle ei ollut merkittävää eroa 5 ja 10°C:n välillä, mutta efektiiviset pH-arvot

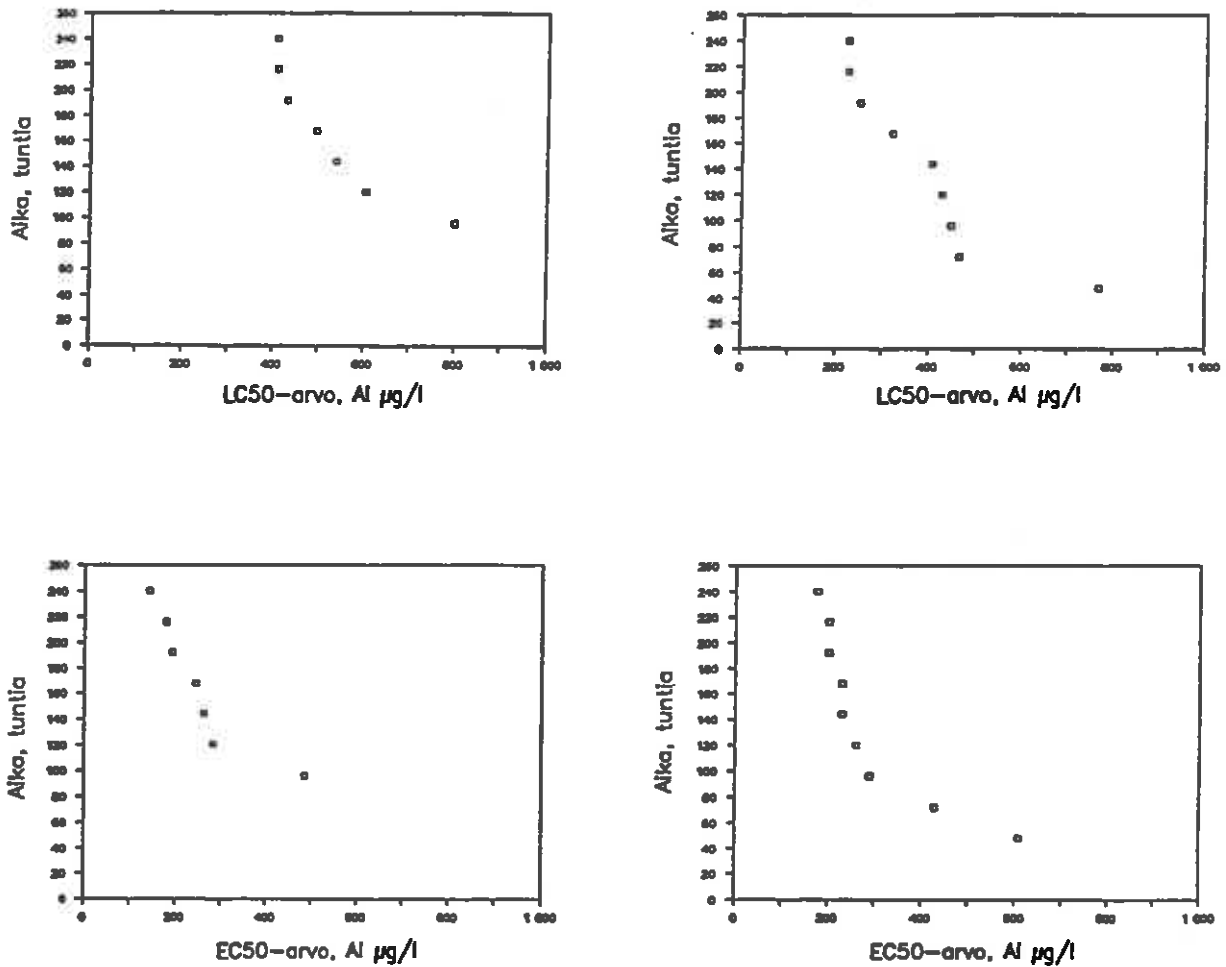


Kuva 21. Happamuuden toksisuus alumiinipitoisuudessa 0 µg/l vaellussiian vastakuoriutuneille poikasille 10 vuorokauden altistuksen aikana 5°C:ssa (vasemmalla) ja 10°C:ssa (oikealla). Yläkuvissa esitetään puolet poikasista tappavat pH-arvot (LL50) ja alakuvissa vastaavat vaikuttavat pH:t (EL50; kriteerinä poikasten uintiaktiivisuus).

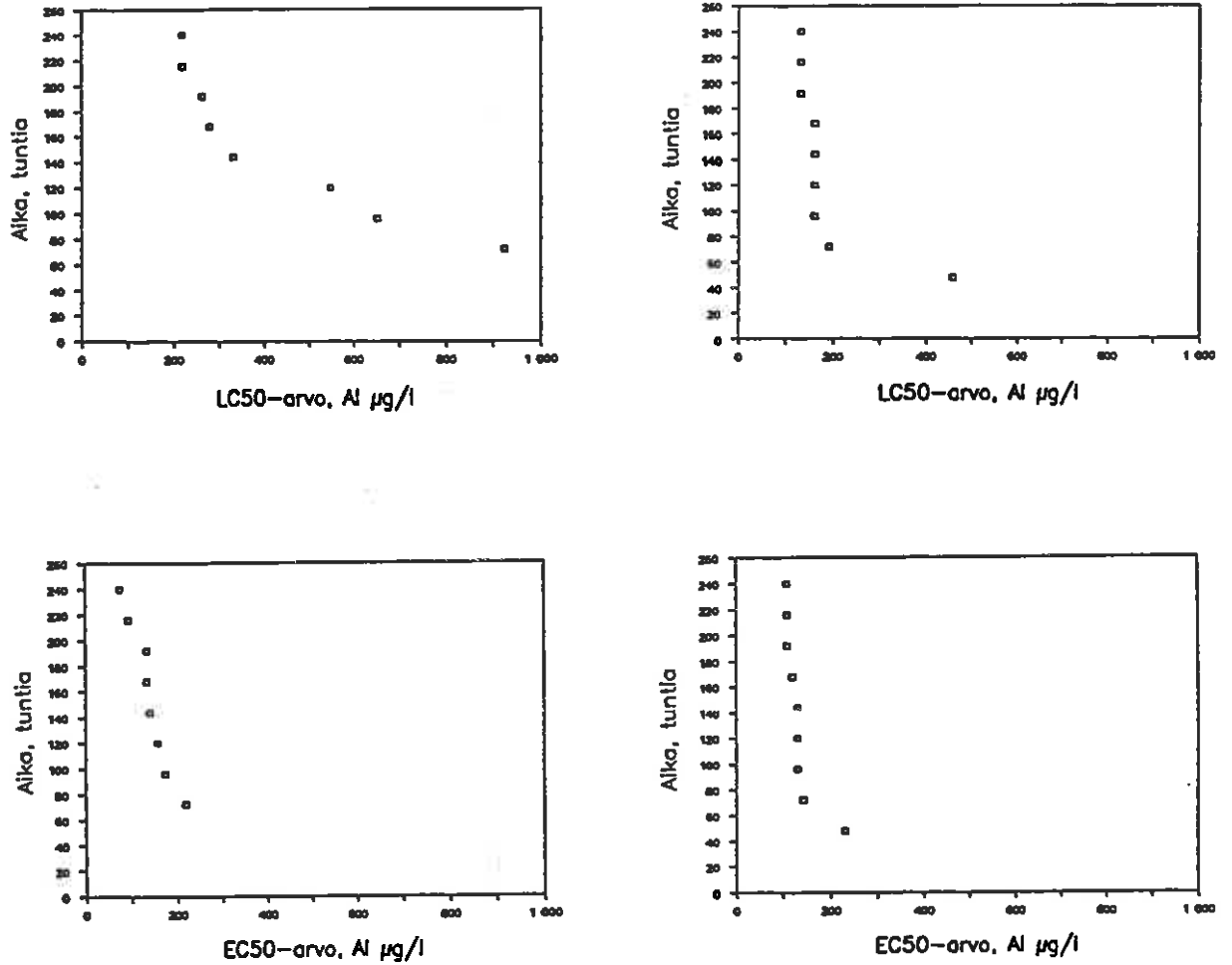
olivat 5°C:ssa jopa suuremmat ($p < 0,001$) kuin 10°C:ssa. Sekä LL50- että EL50-arvojen perusteella vaellussiika oli alumiinittomassa vedessä herkempi happamuudelle kuin planktonsiika ($p < 0,001$, EL50 10°C:ssa: $p < 0,01$). Kummallekin siikamuodolle efektiivinen pH-arvo oli merkitsevästi ($p < 0,001$ tai $p < 0,01$) suurempi kuin tappava pH molemmissa lämpötiloissa.

Alumiinin kynnyks-LC50-arvo pH:ssa 5 oli planktonsiialle synteettisessä vedessä 5°C:ssa noin 400 µg/l ja 10°C:ssa noin 220 µg/l; vastaavat kynnyks-EC50-arvot olivat noin 150 ja 190 µg/l (kuva 22). Samassa pH:ssa alumiinin kynnyks-LC50-arvo vaellussiialle oli 5°C:ssa noin 220 µg/l ja 10°C:ssa noin 130 µg/l ja vastaavasti kynnyks-EC50-arvot noin 80 ja 110 µg/l (kuva 23). Alumiini oli 10 vuorokauden LC50-arvoja vertaamalla pH:ssa 5 sekä planktonsiialle että vaellussiialle myrkyllisempää 10°C:ssa kuin 5°C:ssa ($p < 0,001$). Alumiinin EC50-arvoissa pH:ssa 5 ei sen sijaan ollut merkitseviä eroja näiden kahden lämpötilan välillä kummallakaan lajilla. Vaellussiika oli sekä LC50- että EC50-arvojen perusteella herkempi ($p < 0,001$) alumiinille pH:ssa 5,0 kummassakin lämpötilassa kuin planktonsiika. Kummallekin siikamuodolle efektiivinen alumiinipitoisuus oli merkitsevästi ($p < 0,001$ tai $p < 0,01$) pienempi kuin tappava pitoisuus molemmissa lämpötiloissa.

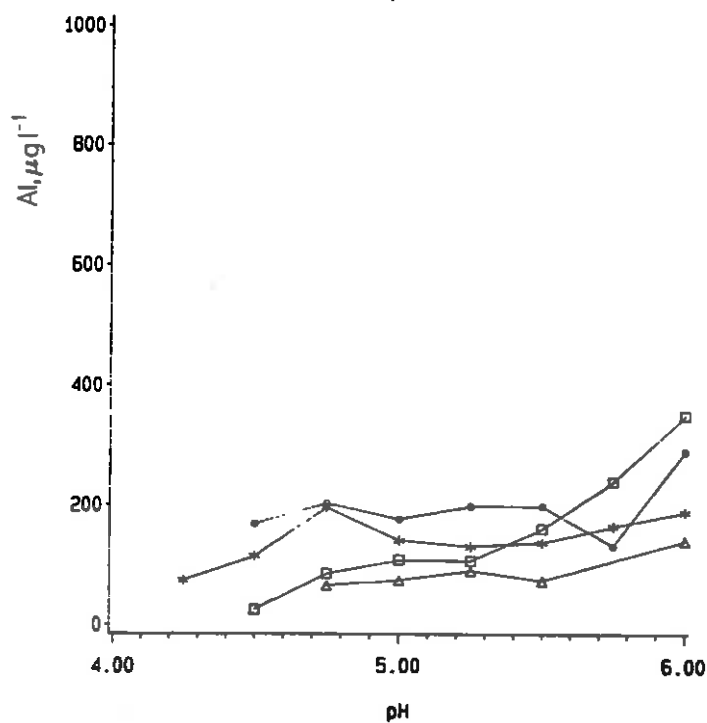
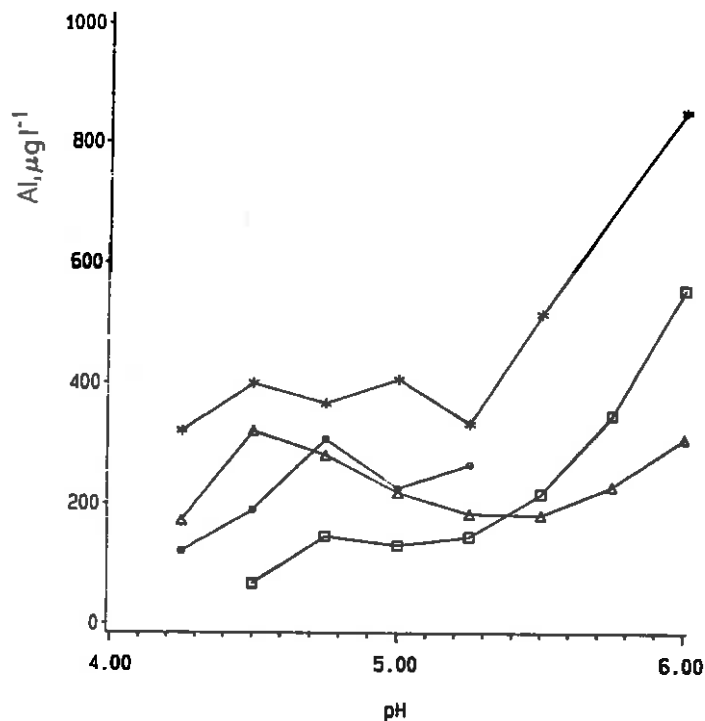
Kuvassa 24 on esitetty alumiinin LC50- ja EC50-pitoisuudet eri pH-arvoissa viimeisenä testivuorokautena. Vaellussiika näyttää näidenkin arvojen perusteella olleen herkempi kuin planktonsiika. Keskimäärin alumiinin myrkyllisyys väheni pH:n kasvaessa; tappava myrkyllisyys väheni erityisen selvästi pH:n noustessa yli 5,25:n. pH:ssa 5,25 alumiinin LC50-arvot olivat lähes samaa luokkaa kuin pH:ssa 4,25 - 4,50; siikamuodosta ja lämpötilasta riippuen ne olivat 50 - 400 µg/l. Efektiiviset pitoisuudet olivat kuitenkin pienempiä kuin 200 µg/l (30 - 200 µg/l) paitsi korkeimmissa pH-arvoissa 10°C:ssa. Vaikka LC50-arvojen perusteella alumiini näyttääkin olevan myrkyllisempää korkeammassa lämpötilassa, EC50-arvojen mukaan alumiini vaikuttaa siian poikasiin enemmän 5°C:ssa. Tosin myös LC50-arvojen



Kuva 22. Alumiinin toksisuus pH:ssa 5,0 planktonsiian vastakuoriutuneille poikasille 10 vuorokauden altistuksen aikana 5°C:ssa (vasemmalla) ja 10°C:ssa (oikealla). Yläkuvissa esitetään puolet poikasista tappavat pitoisuudet (LC50-arvot) ja alakuvissa vastaavat vaikuttavat pitoisuudet (EC50-arvot; kriteerinä poikasten uintiaktiivisuus).



Kuva 23. Alumiinin toksisuus pH:ssa 5,0 vaellussiian vasta-kuoriutuneille poikasille 10 vuorokauden altistuksen aikana 5°C:ssa (vasemmalla) ja 10°C:ssa (oikealla). Yläkuvissa esitetään puolet poikasista tappavat pitoisuudet (LC50-arvot) ja alakuvissa vastaavat vaikuttavat pitoisuudet (EC50-arvot; kriteerinä poikasten uintiaktiivisuus).



Kuva 24. Alumiinin kymmenen vuorokauden LC50- (yläkuva) ja EC50-arvot (alakuva) vastakuoriutuneina altistetuille planktonsiian ja vaellussiian poikasille eri pH-arvoissa. Δ = vaellussiika 5°C:ssa, * = planktonsiika 5°C:ssa, \square = vaellussiika 10°C:ssa ja o = planktonsiika 10°C:ssa.

mukaan alumiini oli pH:ssa 5,5 - 6,0 vaellussiaalalle myrkyllisempää alemmassa lämpötilassa.

Poikasten mittaustuloksista oli nähtävissä tendenssi, jonka mukaan testien lopussa ruskuaisen koko ja kuntokerroin olivat sitä suurempia (kuva 25) ja vastaavasti poikaset sitä lyhempiä, mitä suurempi alumiinipitoisuus oli ja mitä pienempi pH oli (kuva 26). Regressioanalyysin perusteella ruskuaispussin koon riippuvuus pH:sta ja alumiinipitoisuudesta oli selvin (taulukot 16 ja 17); painon riippuvuus näistä tekijöistä oli vähäisin.

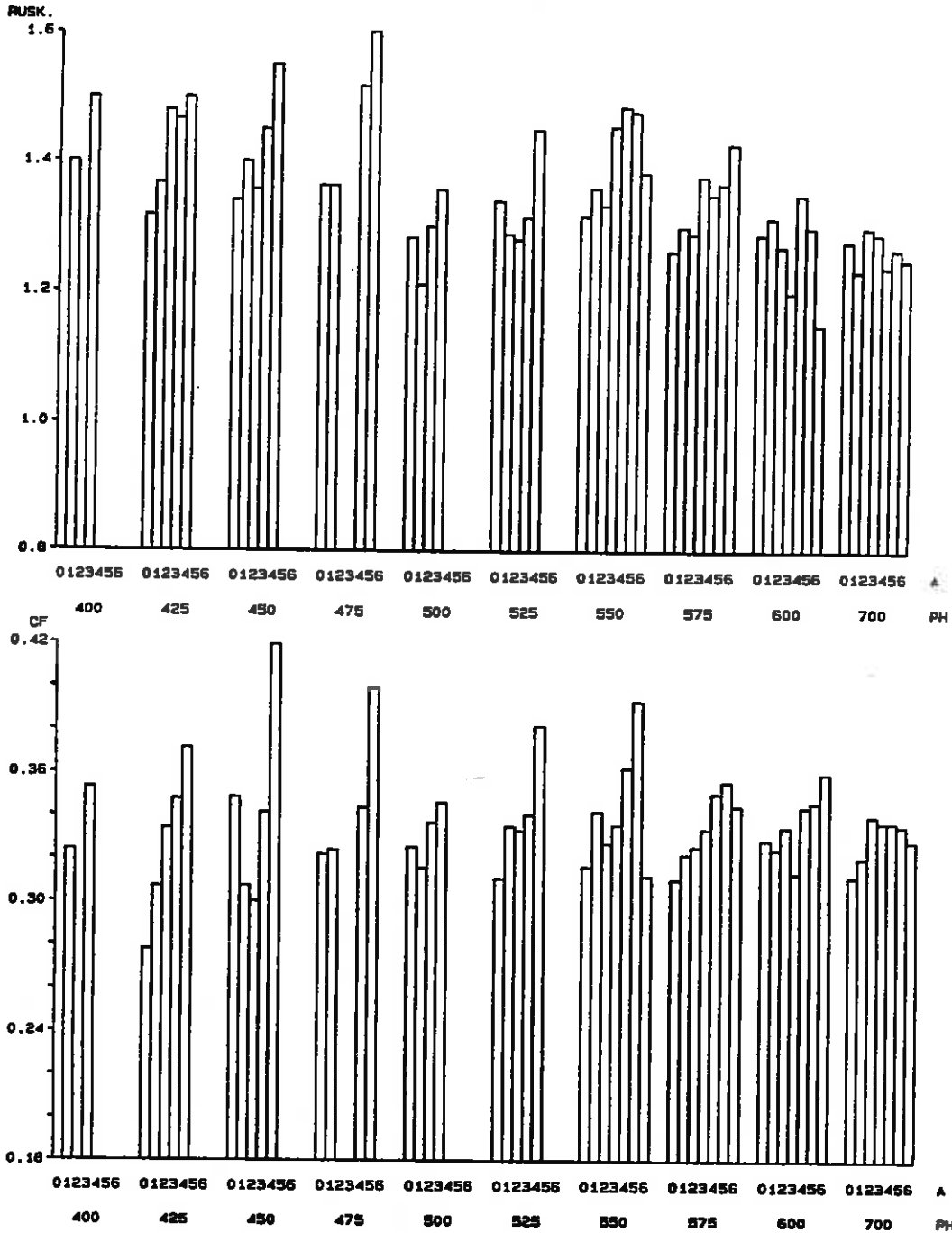
Myös järvivesille altistetut siian poikaset olivat keskimäärin sitä lyhempiä mitä happamoituneemmasta järvestä vesi oli (kuva 27), vaikka erot vertailuryhmään nähden eivät olleetkaan tilastollisesti merkitseviä. Hauklammen vedessä kuolivat lähes kaikki vaellussiian poikaset sekä planktonsiian poikaset 50C:ssa. Sen sijaan 100C:ssa altistetuista planktonsiian poikasista suurin osa oli elossa testin lopussa. Muiden järvien vesissä kuolleita oli yleensä vain satunnaisesti.

3.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta

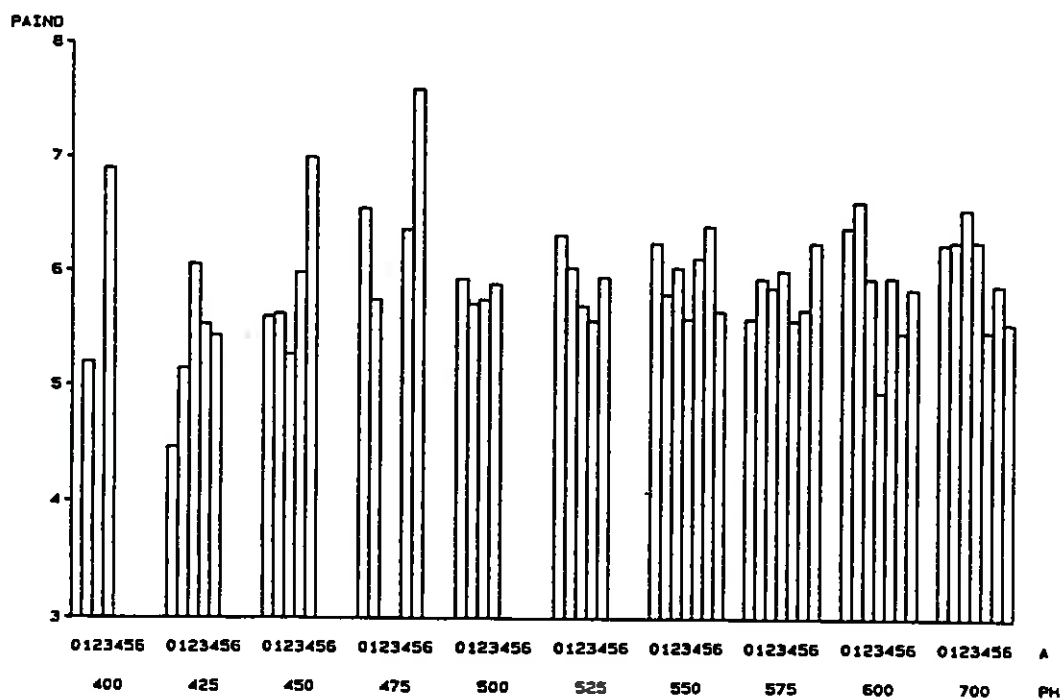
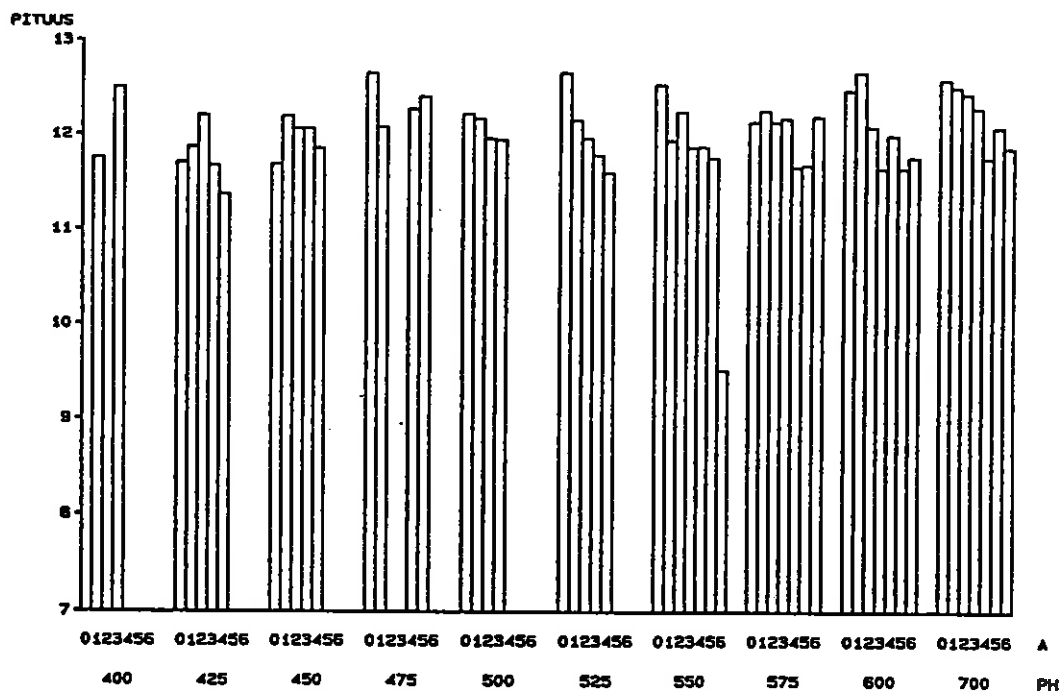
Sekä lahnan että särjen mäti hedelmöityi jopa pH:ssa 4,0 synteettisen veden liuoksissa (kuva 28). Veden happamuus tai varsinkaan alumiinipitoisuus ei oleellisesti vaikuttanut hedelmöitymistulokseen. Ryhmien välillä oli melkoisia eroja, mutta mätierien välillä hedelmöityvyyserot olivat vielä suuremmat.

Happamuus saattoi hiukan vähentää lahnan munien turpoamista hedelmöityksen jälkeen. Vaikutus ei kuitenkaan ollut mitenkään selvä pH:n 5,0 - 6,7 liuoksissa, joissa munia oli elossa mittaushetkellä (kuva 29). Kaikkein vähiten munat turposivat vertailuvedessä (kuva 29).

Synteettisen veden testiliuoksissa ei elinkelpoisia särjen poikasia kuoriutunut pH:ssa 5,5 tai sitä happamamassa. pH:n 5,25 alumiinittomassa liuoksessa kuoriutui yksi pieni ja heikko poikanen ennen normaalia kuoriutumisaikaa ja se kuoli kolmen päivän kuluttua. pH:n 5,5 molemmissa



Kuva 25. Vastakuoriutuneina happamuudelle ja alumiinille 10°C:ssa 10 vuorokautta altistettujen planktonsii- an poikasten korkeus (mm) ruskuaispussin korkeim- malta kohdalta mitattuna (RUSK) ja kuntokerroin (CF). Altistus-pH:t olivat 4,00 - 7,00 ja alumii- nipitoisuudet 0 (0), 50 (1), 100 (2), 200 (3), 400 (4), 600 (5) ja 800 (6) µg/l.



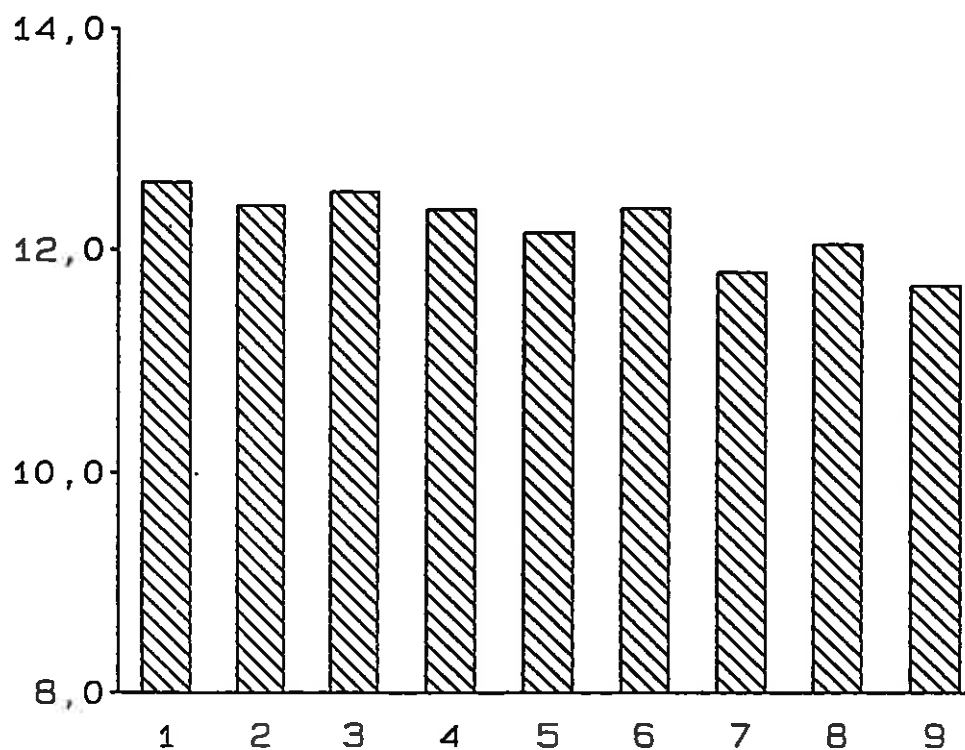
Kuva 26. Vastakuoriutuneina happamuudelle ja alumiinille 10°C:ssa 10 vuorokautta altistettujen planktonsiian poikasten pituus (mm) ja paino (g). Selitykset on kuvan 25 tekstissä.

Taulukko 16. Vastakuoriutuneina happamuudelle ja alumiinille 10°C:ssa 10 vuorokautta altistettujen planktonsiian poikasten ruskuaisen koon (L) riippuvuus pH:sta eri alumiinipitoisuuksissa ($\mu\text{g/l}$) (***) = $p < 0,001$, ** = $p < 0,01$, * = $p < 0,05$, o = $p < 0,1$; N = poikasten lukumäärä).

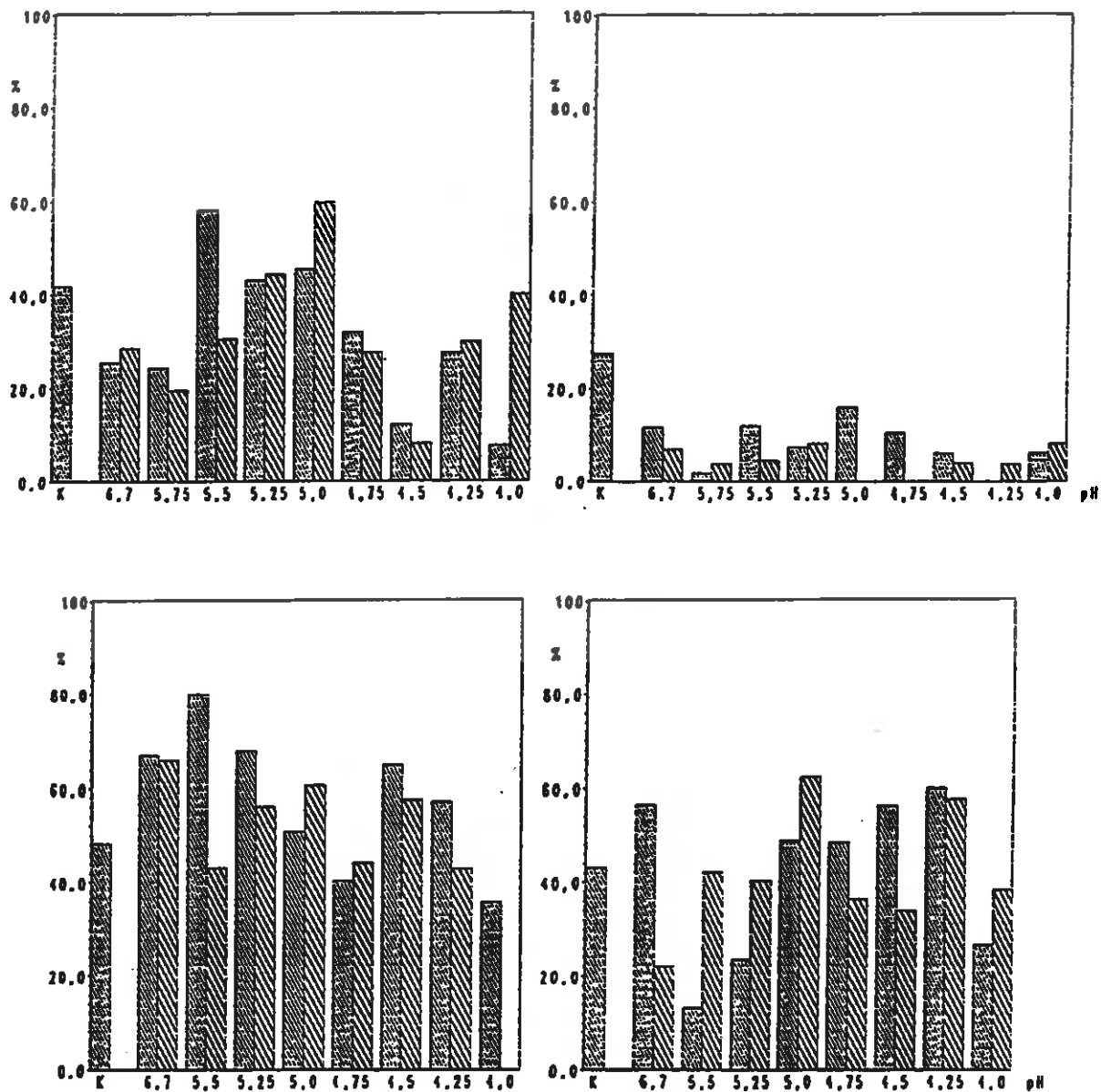
Al	Suoran yhtälö	r^2	p	N
0	$L = 1,451 - 0,000260 \text{ pH}$	0,056	o	67
50	$L = 1,554 - 0,000448 \text{ pH}$	0,096	**	73
100	$L = 1,527 - 0,000385 \text{ pH}$	0,080	*	71
200	$L = 1,759 - 0,000728 \text{ pH}$	0,209	***	67
400	$L = 2,054 - 0,001156 \text{ pH}$	0,387	***	41
600	$L = 2,187 - 0,001363 \text{ pH}$	0,329	*	28
800	$L = 1,911 - 0,000997 \text{ pH}$	0,038	NS	24

Taulukko 17. Vastakuoriutuneina happamuudelle ja alumiinille 10°C:ssa 10 vuorokautta altistettujen planktonsiian poikasten ruskuaisen koon (L) riippuvuus alumiinipitoisuudesta (Al) eri pH-arvoissa. Selitykset taulukon 16 tekstissä.

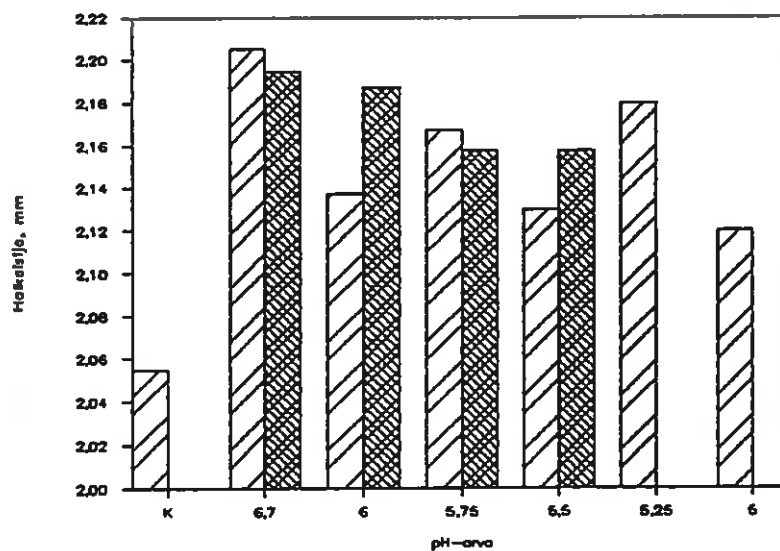
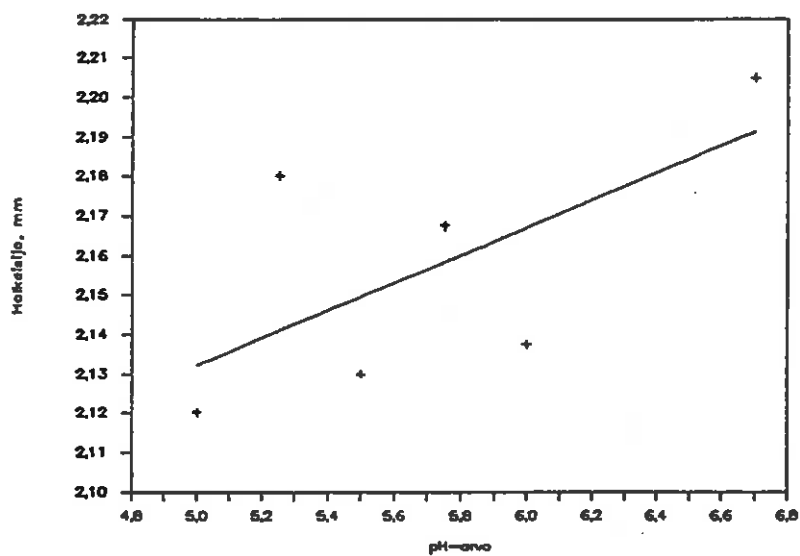
pH	Suoran yhtälö	r^2	p	N
4,00	$L = 1,367 + 0,000667 \text{ Al}$	0,250	NS	3
4,25	$L = 1,359 + 0,000462 \text{ Al}$	0,212	*	26
4,50	$L = 1,346 + 0,000492 \text{ Al}$	0,153	*	30
4,75	$L = 1,353 + 0,000407 \text{ Al}$	0,297	**	23
5,00	$L = 1,234 + 0,000569 \text{ Al}$	0,114	o	32
5,25	$L = 1,290 + 0,000267 \text{ Al}$	0,128	*	40
5,50	$L = 1,364 + 0,000136 \text{ Al}$	0,086	*	56
5,75	$L = 1,288 + 0,000172 \text{ Al}$	0,146	**	53
6,00	$L = 1,288 - 0,000087 \text{ Al}$	0,014	NS	54
7,00	$L = 1,276 - 0,000027 \text{ Al}$	0,009	NS	55



Kuva 27. Eri järvien vedessä kymmenen vuorokautta 10 °C:ssa vastakuoriutuneina altistettujen planktonsiian poikasten pituus (mm). (1 = vertailuvesi, 2 = Valkea Mustajärvi, 3 = Palojärvi, 4 = Lillträsk, 5 = Syvälampi, 6 = Lauklampi, 7 = Vähä Valkjärvi, 8 = Pieni Lehmälampi ja 9 = Hauklampi; ks. vedenlaatu tiedot taulukosta 3).



Kuva 28. Kehittyvien alkioiden osuus lahnan (ylhäällä) ja särjen (alhaalla) mädissä, kun mäti oli hedelmöitytetty happamuudeltaan erilaisissa vesissä alumiinipitoisuudessa 0 (tiheä viivoitus) tai 250 µg/l ja siirretty minuutin kuluttua hautoutumaan vertailuveteen (ionivaihdetulla vedellä 1:1 laimennettu vesijohtovesi). Kummallakin lajilla hedelmöitys tehtiin kahdella mätierällä (rinnakkaiset kuvat).



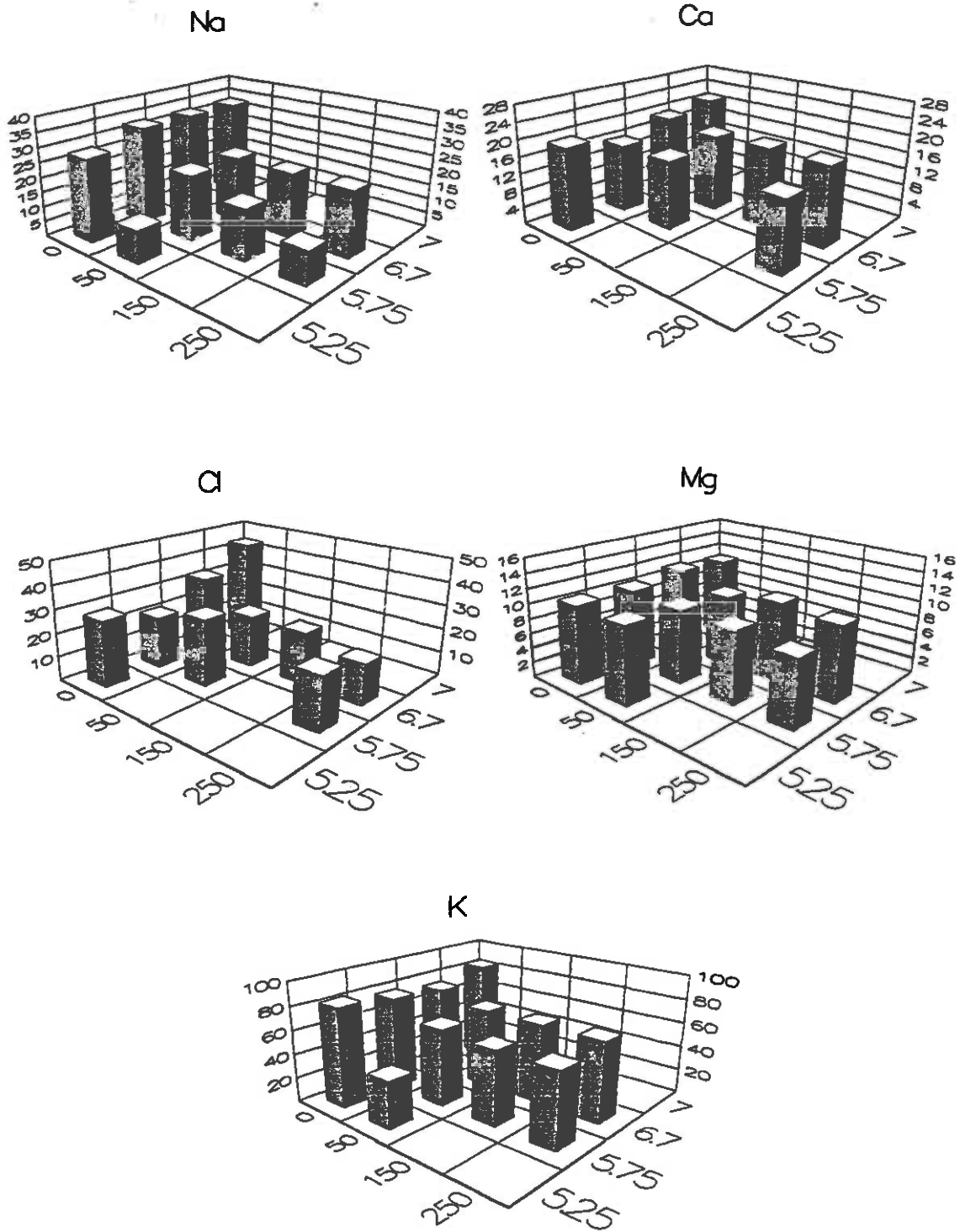
Kuva 29. Lahnan mätimunien koko, kun mäti oli hedelmöitetty ja haudottu eri testiliuoksissa. Yläkuva: munan koon riippuvuus veden pH:sta alumiinipitoisuudessa 0 µg/l ($y = 1,958 + 0,035x$; $r^2 = 0,409$). Alakuva: munien koko eri testiliuoksissa (K = 1:1 laimennettu vesijohtovesi). Pylvään harva viivoitus kuvaa alumiinipitoisuutta 0 µg/l ja tiheä 250 µg/l. Halkaisijat mitattiin 3 - 6 munasta.

liuoksissa säilyi yksi alkio hengissä lähelle kuoriutumisaikaa, mutta alkiot olivat pieniä, heikosti kehittyneitä ja vähäpigmenttisiä. Toisessa mätierässä kuoriutumisprosentti oli vertailuryhmässä 75 % ja molemmissa pH:n 6,7 ryhmissä 50 %; huonommassa mätierässä vastaavat prosenttiluvut olivat 12, 15 (ei alumiiniä) ja 13.

Kaikki lahnan alkiot kuolivat pH:ssa 5,5 ja sitä happamammassa vedessä. Koko mätierässä alkionkehitys osoittautui epänormaalksi, ja poikasia kuoriutui kaikkiaan vain kaksi. Kuitenkin kuoriutumisvaiheeseen mennessä eniten alkiota (37 %) oli elossa vertailuryhmässä; pH:ssa 6,7 niitä oli elossa 14 (alumiiniton liuos) ja 15 %, pH:ssa 6,0 vastaa- vasti 5 ja 11 % ja pH:ssa 5,75 1 ja 8 %.

3.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet

Sekä happamuus että alumiini aiheuttivat vuorokauden ajan vastakuoriutuneina altistettujen särjen poikasten Na^+ - ja Cl^- -pitoisuuksien pienenemisen (kuva 30). Na^+ -pitoisuudet olivat pienimmät pH:n 5,75 alumiinipitoisuudessa 250 $\mu\text{g}/\text{l}$ ja pH:n 5,25 alumiinipitoisuudessa 50 $\mu\text{g}/\text{l}$; tämän pH:n suuremmissa alumiinipitoisuuksissa poikaset olivat kuolleet. Suurimmat poikasten Na^+ -pitoisuudet olivat vertailuryhmässä sekä pH:n 6,7 ja 5,75 alumiinittomissa liuoksissa. Cl^- -pitoisuus oli selvästi suurin vertailuryhmän poikasis- sa. Suurimmat K^+ -pitoisuudet olivat vertailuryhmän poika- sissa ja eri pH-ryhmien alumiinittomien liuosten poikasis- sa. Myös suurimmat Ca^{2+} - ja Mg^{2+} -pitoisuudet mitattiin ver- tailuryhmän ja alumiinittomien liuosten poikasista.



Kuva 30. Vuorokauden ajan pH:ssa 5,25, 5,75, ja 6,7 alumiinille (0, 50, 150, 250 µg/l) altistettujen särjen poikasten ionipitoisuudet. Vertailuryhmä (pH 7; Al 0 µg/l) oli ionivaihdetulla vedellä 1:1 laimennettussa vesijohtovedessä.

4. TARKASTELU

4.1. Vesinäytteet

Siuntionjoesta mitatut pH-arvot olivat pienempiä kuin edellisenä keväänä mitatut, samoin alkaliteetti-arvot olivat huomattavasti pienemmät (TUUNAINEN ym. 1989). Myös johtokyky ja kalsiumpitoisuus olivat edellistä kevättä pienempiä ja kokonaisalumiinipitoisuus suurempi. Analyysitulokset osoittavat, että Siuntionjokeen laskevat kaikki kolme järveä, Lauklampi, Lillträsk ja Syvälampi ovat happamoituneita tai happamoitumassa. Ilmeisesti Siuntionjoki saa valumavesistä neutraloivia aineksia, koska sen veden pH oli selvästi > 6 ja puskurointikykykin parempi kuin järvissä.

Luutajoen veden pH ja alkaliteetti vaihtelivat maaliskuun alkupuolella vähemmän kuin vuotta aikaisemmin. Yhtäältä alkaliteetti oli maaliskuun lopussa selvästi pienempi kuin vuotta aikaisemmin (0,12 ja 0,05 mmol/l) ja toisaalta edellisvuotisen kaltaista voimakasta happamuushuippua (ks. TUUNAINEN ym. 1989, TOLONEN ym. 1989) ei ollut keväällä 1989. Leuto ja vähäluminen talvi 1989 selittää vuosien välistä veden happamuuseroa ainakin mittausjakson alkupuolella. On kuitenkin huomattava, että Luutajoen veden puskurointikyky oli useimmilla mittauskerroilla alle puolet normaaleista sulan maan kauden lukemista.

Tenojoen vesistön näytepisteissä oli havaittavissa tulvan huippuun sattuva pH:n pieneneminen ja tulvan laskiessa pH nopeasti suureni. Edelliseen vuoteen verrattuna pH ei laskenut yhtä alhaiseksi mihin osaltaan saattoivat vaikuttaa talven aikana vallinneet läntiset ilmavirtaukset. Täten laskeuma Kuolan alueelta idästä jäi edellisiä vuosia pienemmäksi. Tenojoen veden puskurikyky on havaittu viime vuosikymmeninä pienentyneen (K. KINNUNEN, suullinen tieto), vaikkakin se on edelleen hyvä. Tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen kuitenkin osoittaa, että Lapissakin lumien happamat sulamisvedet kuluttavat veden puskurikykyä. Tenojoen vesistön jokien tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen johtuu todennäköisesti siitä, että lumen sulamisvedet vir-

taavat suoraan jokiin maan ollessa vielä jäässä ja sulamisvesien vaikutuksesta joen vesitilavuus kasvaa moninkertaiseksi, jolloin happamoittava kuormitus on tarpeeksi suuri kuluttaakseen puskurikykyä. Tulvan aikaan poikaset eivät ole vielä kuoriutuneet tai ovat vielä soran sisässä, sillä kuoriutuneita poikasia saadaan sähkökoekalastuksissa vasta heinäkuun toisella viikolla. Tulvanaikainen veden pH:n pieneneminen jää niin lyhytaikaiseksi, että se ei ehkä ehdi vaikuttaa poikasiin.

Lohen vaelluspoikasmääristä viidessä tutkitussa joessa ei ole sanottavissa vielä mitään vertailutietojen puuttuessa. Luttojoen vesistöalueella taimenten tiheydet Suomu-, Lutto- ja Kulasjoessa olivat kuitenkin pienet verrattuna esimerkiksi eräiden Inarijärven sivuvesistöjen taimenmääriin.

4.2. Koekalastukset

4.2.1. Luutajoki

Vuoden vanhojen ja kesän vanhojen taimenen poikasten saaminen sähkökoekalastuksissa osoittaa, että taimenen lisääntyminen oli onnistunut ja poikasia kuoriutunut sekä keväällä 1988 että keväällä 1989. Etenkin poikasten selviytyminen keväällä 1988, jolloin pH oli hetkellisesti $< 5,0$ ja puskurointikyky lopussa (TUUNAINEN ym. 1989), osoittaa hyvää happamuuden sietoa. Taimen sietää kohtalaisen hyvin veden happamuutta (mm. OVERREIN ym. 1980), mutta Luutajoesa veden humuspitoisuus (väri yleensä > 100 mg Pt/l) saattaa lisäksi suojata lajin herkkiä kehitysvaiheita happamuuden ja metallien yhteisvaikutuksilta. Humusvesissä kalojen on todettu sietävän paremmin happamoitumista kuin kirkkai-sa vesissä (HENRIKSEN ym. 1989). Syynä on se, että liuennut orgaaninen aines sitoo myrkyllisiä alumiiniyhdisteitä vähemmän haitalliseen muotoon.

4.2.2. Happamoituneiden järvien koekalastukset

Erot tutkittujen järvien koekalastussaaliiden painossa kolmen vuoden takaisiin verrattuna johtunevat enimmäkseen sekä verkkosaaliiden tyypillisestä suuresta vaihtelusta että kalapopulaatioiden normaalista dynamiikasta. Särjen puuttumista Pitkälammien ja Sorvijärven saaliista voidaan kuitenkin pitää happamoitumisen seurauksena. Jo kolme vuotta sitten kummastakin järvestä saatiin vain muutama iso ja vanha särki (keskipainot 338 ja 560 g, keski-ikä 14 ja 11 vuotta), mikä viittaa siihen, ettei särjen lisääntyminen onnistunut enää 1980-luvulla kummassakaan järvestä. Järvien veden pH oli 5,1 koekalastuksen aikana kesäkuussa 1989, mikä osoittaa liian suurta happamuutta särjen lisääntymiselle (MILBRINK ja JOHANSSON 1975, TUUNAINEN ym. 1987, RASK ja TUUNAINEN 1990). Alisenjärven särkikanta näyttää taantuvan samaan tapaan, mutta hitaammin.

Yhteenvetona 20 järven kalakantojen tutkimisesta uudelleen kolmen vuoden jälkeen vuosina 1988 ja 1989 voitiin todeta, että vaikka rikkipäästöt ovat vähentyneet huomattavasti 1980-luvulla (O. JÄRVINEN, suullinen tiedonanto), happamoituneiden järvien kalakantojen taantuminen jatkui, erityisesti herkimpien lajien osalta (RASK 1990).

4.2.3. Kalkittujen järvien koekalastukset

Kalkittujen järvien siikasaaliiden pieneneminen ei liittynyt mitenkään kalkitukseen. Istutetut siikat oli kalastettu kolmen vuoden aikana suurimmaksi osaksi pois eikä uusia istutuksia ole tehty.

Syy siihen, ettei kalkituksen havaittu vaikuttaneen ahvenkantojen rakenteeseen tai ahvenen kasvuun, on todennäköisesti järvien ahvenelle vain lievästi haitallinen happamuus ennen kalkitusta. Ahvenen lisääntymisen on todettu häiriintyvän ja kantojen taantuvan vasta kun veden pH on jatkuvasti < 5,0 (ERIKSSON ja TENGELIN 1987, LAPPALAINEN ym. 1988, RAITANIEMI ym. 1988), mutta tämän tutkimuksen järvien pH oli ennen kalkitusta enimmäkseen > 5,0. ERIKSSON

ja TENGELIN (1987) tutkivat kahdeksan kalkitun järven kalastoa kaksi vuotta kalkituksen jälkeen ja havaitsivat selvimmät muutokset ahvenkantojen rakenteessa kolmessa järves-
sä, joiden keskimääräinen pH oli ollut ennen kalkitusta 4,6. Muutos ahvenkantojen rakenteessa johtui kalkituksen jälkeen onnistuneesta lisääntymisestä: järvistä saatiin jälleen pieniäkin ahvenia. NYBERG ym. (1986) osoittivat saman tyyppisiä muutoksia happamoituneiden järvien ahvenkantojen rakenteessa kalkituksen jälkeen; ahventen määrä järvissä lisääntyi. Muutos oli selvin järvissä, joiden ainoa kalalaji ahven oli. Tämän tulkittiin johtuvan saalistuksen (hauki) ja ravintokilpailun (särki) puuttumisesta. NYBERG ym. (1986) havaitsivat lievää (2-10 %) pituuskasvun lisääntymistä ahvenella kalkituksen jälkeen. Koska ahvenen kasvu kuitenkin vaihtelee hyvin paljon (THORPE 1977, KOLI ym. 1985, RASK 1990), ei tässä tutkimuksessa havaittuja lieviä kasvun vaihteluja voida pitää kalkituksen aiheuttamina.

Särjen lisääntymisen onnistuminen keväällä 1988 eräissä tutkituista järvistä johtuu epäilemättä kalkituksesta, sillä useimmat järvet olivat ennen kalkitusta särjen kannalta haitallisen happamia. Esimerkiksi muutos Suurilammen särkikannan rakenteessa muistuttaa happamoituneiden ruotsalaisten järvien särkikantojen rakennetta kalkituksen jälkeen (ERIKSSON ym. 1983, NYBERG ym. 1986). Suurilammen alkaliteetti (0,16 mmol/l) oli tutkituista järvistä korkein, mikä selittää onnistunutta särjen lisääntymistä siinä.

Neutralointia seurannut särjen kasvun nopeutuminen mm. Havisevanjärven ja Suurilammessa johtuu todennäköisesti kalkituksen aiheuttamista muutoksista eläinplankton- ja pohjaeläinyhteisöjen rakenteessa ja toiminnassa. Myös liian happamuuden aiheuttaman fysiologisen rasituksen väheneminen kalkituksen ansiosta on voinut vaikuttaa särjen kasvuun, samoin kannan harvenemisen aiheuttama ravintokilpailun väheneminen. Kasvukausien 1988 ja 1989 suuremmat lämpösummat edellisiin kesiin verrattuna ovat myös saattaneet nopeuttaa särjen kasvua.

Happamoituneiden vesien kalkituksen on todettu lisänneen sekä eläinplanktonin (BENGTSSON ym. 1980, ERIKSSON ym.

1983) että pohjaeläinten (ERIKSSON ym. 1983, HENRIKSON ja OSCARSON 1984, RADDUM ym. 1984) määrää, mutta myös yhteisöjen monimuotoisuutta (HULTBERG ja ANDERSSON 1982). Mahdollisia syitä ovat yhtäältä vähentynyt happamuusstressi ja toisaalta perustuotanto- ja hajotusprosessien voimistuminen, minkä seurauksena bakteeri- ja leväravinnon määrä on lisääntynyt (ERIKSSON ym. 1983). Eläinplankton- ja pohjaeläinyhteisöjen elpyminen parantaa niistä riippuvaisten kalalajien ravinnonsaantimahdollisuuksia vaikuttaen paitsi kalojen kasvuun myös niiden runsauteen, minkä seurauksena myös petokalojen ravintotilanne paranee (NYBERG ym. 1986).

Koska kaikki 1+-ikäryhmän särjet eivät ehkä olleet kasvaneet pyyntikokoon elokuuhun mennessä, on mahdollista, ettei kalkituksen jälkeen syntyneiden särkien keskikasvu olekaan niin nopeaa kuin miltä elokuun 1989 näytteiden perusteella näyttää. Tällöin ennen ja jälkeen kalkituksen rekrytoituneiden nuorten särkien todellinen kasvuero onkin tämän tutkimuksen tuloksissa esitettyä pienempi. Kuitenkin tässä esitetyt alustavat havainnot kalkituksen vaikutuksista happamien vesien kalakantoihin osoittavat, että herkän kalalajin lisääntymisedellytykset voidaan turvata kalkituksella, ainakin tilapäisesti. Koska plankton- ja pohjaeläinyhteisöjen elpyminen kalkituksen jälkeen saattaa viedä useita vuosia (BENGTSSON ym. 1980, ERIKSSON ym. 1983), on vuonna 1987 kalkittujen järvien tutkimista jatkettava täsmällisemmän käsityksen saamiseksi neutraloinnin välillisistä kalastovaikutuksista.

4.3. Rapututkimukset

4.3.1. Rapukantojen runsaus ja rapujen kasvu

Nokian Alisellajärvellä koeravustettiin sama rantaosuus kuin kahtena aikaisempina vuotena. Kannan koon arvio, 165 ± 58 rapua, oli vajaa puolet edellisten vuosien arviosta. Myös pyyntiponnistusta kohti saatu saalis väheni aikaisemmista vuosista. Saalisrapujen keskikoko, joka on huomattavan suuri, on pysynyt sen sijaan vuodesta toiseen jokseen-

kin muuttumattomana. Koeravustustulos vahvistaa aiempaa olettamusta siitä, että kanta on vähitellen häviämässä uusien vuosiluokkien puuttumisen vuoksi (TUUNAINEN ym. 1989).

Flacksjössä ravustetun kannan arvio, $2\ 679 \pm 904$ yli 7 cm:n mittaista rapua, oli jokseenkin sama kuin vuotta aikaisemmin samalta 1 500 rantametrin osuudelta tehty arvio, $2\ 541 \pm 826$ rapua. Kanta on varsin tiheä. Rantametriä kohti laskettuna raputiheytenä se on samaa luokkaa kuin neutraalista oligotrofisesta Vuorijärvestä määritetty tiheys, 1,7 rapua rantametrille (WESTMAN & PURSIAINEN 1982). Vammalan Sorvijärvestä ja Pohjan Kivijärvestä ei saatu riittävää aineistoa kanta-arvion tekemiseksi.

Kesällä 1989 löydettiin tämän tutkimuksen piiriin kuuluvasta järvestä ensimmäisen kerran valkopyrstötautia aiheuttava *Thelohania*-loinen. Loista on erityisesti etsitty, koska sen tiedetään hyötyvän happamasta ympäristöstä (FRANCE 1983, PURSIAINEN ym. 1984). Alisestajärvestä saadut kolme taudin tartuttamaa yksilöä edustavat noin kolmea prosenttia järven kaikista saalisravuista. Taudin keskimääräinen esiintymistiheys suomalaisissa rapukannoissa on vain joitakin promilleja. Taudin merkitystä rapukantojen kehitykselle ei tarkkaan tunneta. Alkukesän koepyyntissä saaliiksi saadulta sukukypsältä naaraalta mäti kuitenkin puuttui.

Kaikissa niissä järvissä - Flacksjö, Alinenjärvi ja Sorvijärvi, joista saatiin rapujen kasvutietoja, selkäkilven pituuden lisäykset olivat kummankin sukupuolen rapuilla jokseenkin saman suuruiset kuin vuonna 1988 (TUUNAINEN ym. 1989). Aineistossa ei ollut mukana yhtään neutraalia vertailujärveä. PURSIAINEN ym. (1989) mittasivat vuosina 1981 - 1984 neutraalissa Vuorijärvestä koiraiden keskimääräiseksi selkäkilven pituuden lisäykseksi kuorenvaihtoa kohti $5,5 \pm 0,1$ mm. Se on yhtä suuri kuin Sorvijärvestä määritetty selkäkilven kasvu, jokseenkin merkitsevästi ($p > 0,050$) suurempi kuin Alisesta järvestä määritetty kasvu, $4,7 \pm 0,3$, ja erittäin merkitsevästi suurempi ($p < 0,001$) kuin Flacksjöstä määritetty kasvu, $4,3 \pm 0,1$. Vuorijärven naarasrapujen selkäkilven pituuden lisäys oli $4,5 \pm 0,1$ mm eli

erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) suurempi kuin Alisesta järvestä määritetty $3,7 \pm 0,2$, Sorvijärvestä määritetty $3,2 \pm 0,2$ ja Flacksjöstä määritetty $2,9 \pm 0,2$. Norjalaisesta mesotrofisesta Steinfjorden-järvestä määritetyt rapujen selkäkilven pituuden lisäykset kuorenvaihdossa, $4,5$ mm koiraillla ja $3,9$ mm naaraillla (SKURDAL ym. 1986), ovat jokseenkin saman suuruiset kuin Alisestajärvestä määritetyt pituuden lisäykset.

Kummankin sukupuolen osalta kuorenvaihtoon liittyvä pituuskasvu oli tutkituista järvistä vähäisintä Flacksjössä. Flacksjössä oli myös tutkimusjärvistä tihein rapukanta, mikä viittaisi siihen, että ravintokilpailu muodostuisi järvessä tärkeäksi kasvua rajoittavaksi tekijäksi. Rapujen kasvukauden aikainen kokonaiskasvu riippuu kuitenkin paitsi pituuden lisäyksestä yksittäisen kuorenvaihdon yhteydessä, myös kuorenvaihtojen tiheydestä. Elokuun lopussa Flacksjöstä saaliiksi saaduista heinäkuussa merkityistä rapukoiraista 58 % oli vaihtanut kuortaan kahdesti. Näin ollen rapukoiraiden todellinen keskimääräinen pituuskasvu saattoi olla Flacksjössä jopa suurempi kuin Alisessajärvessä tai Sorvijärvessä, joissa ei havaittu toista kuorenvaihtoa. Tosin Alisessajärvessä ja Sorvijärvessä ravustettiin viimeisen kerran jo elokuun puolivälissä, joten toinen kuorenvaihto on ollut mahdollinen vielä sen jälkeenkin. Vuorijärven aineistossa vuosilta 1981 - 1984 kahdesti kasvukaudessa kuortaan vaihtaneiden koiraiden osuus oli 35 %. Koska toisen kuorenvaihdon esiintyminen sukukypsillä koiraillla riippuu suuresti kasvukauden lämpösummasta, ei Vuorijärven ja Flacksjön havaintoja voida lämpötilatietojen puuttuessa suoraan verrata toisiinsa.

Vuonna 1987 alkukesän alhaiset veden lämpötilat viivästyttivät rapujen kuorenvaihtoa (TUUNAINEN ym. 1988). Tuolloin sekä Alisestajärvestä, Sorvijärvestä että Flacksjöstä määritettiin huomattavasti suuremmat pituuden lisäykset kuorenvaihtoa kohti kuin vuonna 1989. Aineisto on kuitenkin liian pieni osoittamaan, missä määrin kuorenvaihdon ajankohta voi vaikuttaa selkäkilven pituuden lisäykseen. Vertailukelpoisia rapujen kasvutietoja sekä neutraaleista että happamista vesistöistä on kaiken kaikkiaan liian vähän,

jotta voitaisiin tehdä selkeitä johtopäätöksiä happamoitumisen vaikutuksesta rapujen pituuskasvuun. Todennäköiseltä kuitenkin näyttää, ettei happamoituminen vaikuta siihen ratkaisevasti.

4.3.2. Rapujen lisääntyminen

Rapujen lisääntymisen onnistumista selvittävät sumputuskokeet antoivat pääpiirteiltään samanlaisen tuloksen kuin lisääntymiskaudella 1986 - 1987 tehty sumputuskoee. Ravut parittelivat ja munivat normaalisti. Valtaosa mädistä säilyi virheettömän näköisenä läpi talven ja kehittyi normaalisti "silmäpisteasteelle" ja aina kuoriutumisvaiheeseen asti. Lähes kaikki poikaset kuolivat kuitenkin kuoriutuaan tai ensimmäisen poikasvaiheen aikana. Syynä saattaa olla alkion ionitasapainon häiriytyminen. APPELBERG (1984) on osoittanut ravun alkioden ionitasapainon häiriytyneen akvaarioaltistuksessa pH:ssa 4,9.

Ravun poikasten kuoriutuminen on kaksivaiheinen tapahtuma. Munista kuoriutuu ns. ensimmäisen vaiheen poikasia. Ne ovat liikuntakyvyttömiä, lyhytpyrstöisiä ja palloselkäisiä "toukkia", jotka pysyttelevät aktiivisesti kiinni emon pyrstön alla ja kehittyvät edelleen ruskuaispussinsa varassa. Noin viikon kuluttua poikaset vaihtavat kuortaan. Kuorenvaihdossa ne muuttuvat täysikasvuisen ravun näköisiksi toisen vaiheen poikasiksi. Ne irtautuvat emosta ja alkavat itsenäisen elämän.

Alisessajärvässä sumputettujen emojen poikastuotto, keskimäärin kuusi toisen vaiheen poikasta emoa kohti, oli alle viisi prosenttia odotetusta määrästä. Poikasten kuntoa ja elinkelpoisuutta ei voitu tässä kokeessa määrittää. Jos oletetaan, että vain viidestä kymmeneen prosenttia normaaliolosuhteissa syntyneistä poikasista selviytyy sukukypsiksi (CUKERZIS 1973), ei Alisessajärvässä kuoriutuneiden poikasten määrä riitä ylläpitämään kannan normaalia kehitystä. Alistajärveä on koeravustettu vuodesta 1986 lähtien ja koko ajan pienet ravut ovat puuttuneet lähes kokonaan saaliista (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1989).

Täplärapujen sumputuskokeessa ongelmana oli huomattava emokuolleisuus, joka ainakin osin näytti johtuvan niiden alttiudesta kannibalismille. Iso-Simin sumputuskokeen lopussa jäljellä olleen kolmen emon poikastuotto, 122 poikasta, oli 20 - 30 % odotusarvosta. Järvessä onkin lisääntyvä, joskin harva täplärapukanta.

Kaikki kolme järveä - Alinen, Iso-Simi ja Sahajärvi, joissa rapuja sumputettiin, ovat jokseenkin yhtä happamia. pH on pääosin 5,0 ja 6,0:n välillä ja alkaliteetti vaihtelee 0,00 - 0,04 mmol/l. Lisääntymiskauden 1988 - 1989 sumputuskokeessa ei ollut mukana yhtään neutraalia vertailujärveä. Vuosina 1986 - 1987 rapuja sumputettiin Sahajärvessä ja vähemmän happamassa Fårsjössä (alkaliteetti 0,04-0,05 mmol/l ja pH noin 5,5 - 6,8). Sahajärvessä lähes kaikki mätimunat kuolivat haudonnan loppuvaiheessa tai poikaset kuolivat kuoriutuessaan. Emoa kohti syntyi keskimäärin vain neljä elävää toisen vaiheen poikasta. Fårsjön sumpuissa kuoriutuminen onnistui jokseenkin täydellisesti. Pienikokoisten naaraiden keskimääräiseksi poikastuotoksi saatiin noin 60 toisen vaiheen poikasta (TUUNAINEN ym. 1988).

4.3.3. Rapujen ionitasapaino

Sukukypsät ravut näyttivät selviytyvän hyvin viikon mittaisesta altistuksesta happamalle järvivedelle. Neutraalissa järvessä tehtyyn rinnakkaisaltistukseen verrattuna vain hemolympfan natriumpitoisuus ja osmolaalisuus olivat merkittävästi pienentyneet. Nämä suureet reagoivat ensimmäisinä happamuusaltistuksiin niin rapujen hemolympfassa (NIKINMAA ym. 1983) kuin kalojen plasmassakin (kohta 3.4.; LEIVESTAD ja MUNIZ 1976). Muutokset rapujen hemolympfan koostumuksessa olivat kuitenkin niin vähäiset, ettei niiden voida katsoa ilmentäneen varsinaisia häiriöitä rapujen ionitasapainon säätelyssä. Saman suuruisia hemolympfan natriumpitoisuuksia on aikaisemmin määritetty mm. neutraalista Slickolämmestä ja lievästi happamoituneesta Fårsjöstä (TUUNAINEN ym. 1986).

4.4. Happamoituneisiin järviin istutetut siiat

Isossa Lehmälammessa planktonsiikojen hyvä kasvu on todennäköisesti ollut seurausta siitä, että järvi on happamoitunut lähes kalattomaksi (TUUNAINEN ym. 1986) ja että siikakanta on ollut harva. Siioilla on siten ollut runsaasti ravintoa käytettävissä. Laboratoriossa happamuudelle ja alumiinille altistettujen järvisiikojen (Coregonus wartmanni) kasvu on ollut heikkoa: pH:lle 4,75 ja alumiinipitoisuudelle 150 µg/l altistetut siiat kasvoivat huonommin ja olivat laihempia kuin vertailuryhmän siiat, vaikka siikoja ruokittiin reilusti (VUORINEN ym. 1990). Myös happamuudelle ja alumiinille altistetut puronieriät (Salvelinus fontinalis) kasvoivat vertailukaloja huonommin (SIDDENS ym. 1986, TAM ja PAYSON 1986, MOUNT ym. 1988a, 1988b). Koekalasteista 15 järvestä niissä, joiden veden pH oli < 5,5, siikojen kasvu vaikutti huonommalta kuin järvissä, joiden pH oli > 5,5, vaikkakin vaihtelu oli suurta (RASK ym. 1988a).

Happamoituneessa Isossa Lehmälammessa siiat eivät olleet niin kutuvalmiita kuin lähes neutraalin Valkean Mustajärven siiat. Ison Lehmälammen veden happamuus ja alumiinipitoisuus vastaavat järvisiioilla tehdyn laboratorioaltistuksen veden happamuutta (pH 4,75) ja alumiinipitoisuutta (150 µg/l) (VUORINEN ym. 1990). Tuossa altistuksessa siikojen ovulaatio ja testisten palautuminen kudun jälkeen viivästyivät. Muikunkin ovulaatio myöhästyi vastaavanlaisessa happamuus/alumiinialtistuksessa (TUUNAINEN ym. 1988). Myös happamoituneiden järvien ahventen kudun on todettu viivästyneen (RASK ym. 1990). Kuten Ison Lehmälammen siioilla myös laboratoriossa pH:lle 4,75 ja alumiinipitoisuudelle 150 µg/l altistetuilla järvisiioilla mätimunat olivat pienempiä kuin vertailuryhmässä (VUORINEN ym. 1990). Isossa Lehmälammessa siikojen fekunditeetti oli suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä, ja sama todettiin ahvenella happamoituneessa Pienessä Lehmälammessa neutraaliin järveen verrattuna (LAPPALAINEN ym. 1988).

Plasman natrium- ja kloridipitoisuudessa oli todettavissa samanlainen happamuuden aiheuttama pieneminen kuin muikuilla (TUUNAINEN ym. 1988) ja järvisiioilla (VUORINEN

ym. 1990) laboratorioaltistuksissa; ne olivat pienemmät happamoituneiden Alisen Mustajärven ja Ison Lehmälammen siioilla kuin Valkean Mustajärven siioilla. Plasman natrium- ja kloridipitoisuuden pieneneminen on yleisesti todettu vaste happamoituneessa vedessä altistuneissa lohensukuisissa kaloissa (esim. LEIVESTAD ja MUNIZ 1976, MUNIZ ja LEIVESTAD 1980). Eri asteisesti happamoituneiden järvien ahvenilla tätä ei todettu (TUUNAINEN ym. 1989). Lajien välillä on eroja happamuuden sietokyvyssä ja mahdollisesti myös siinä, miten happamoitumisen aiheuttama stressi niissä ilmenee. WOOD ja McDONALDin (1987) mukaan kalat kuolevat, kun niiden plasman natrium- ja kloridipitoisuus pienenee 30 %; Isossa Lehmälammessa siikojen natrium- ja kloridipitoisuus oli 15 % pienempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Isossa Lehmälammessa siikojen plasman proteiinipitoisuus oli sekä naarailta että koirailta suurempi kuin lähes neutraalissa järvessä; laboratoriossa happamuusaltistuksessa vain siika-koiraiden plasman proteiinipitoisuus oli merkittävästi suurempi kuin vertailuryhmässä (VUORINEN ym. 1990).

Vaikka Isossa Lehmälammessa naarassiikojen kutuvalmius oli jäljessä, niiden plasman kalsiumpitoisuus ei ollut juuri sen pienempi kuin neutraalissa järvessä. BEAMISHin ym. (1975) mukaan happamien järvien usean lajin kalat (esim. hauki) eivät kuteneet normaalina kutuaikana ja niiden seerumin kalsiumpitoisuus oli pieni. Myös happamoituneiden järvien naarasahvenilla, joiden kutu viivästyi (RASK ym. 1990), plasman kalsiumpitoisuus oli normaalina kutuaikana pienempi kuin neutraalien järvien ahvenilla (TUUNAINEN ym. 1989). Laboratoriossa happamuudelle ja alumiinille altistettujen naarassiikojenkin plasman kalsiumpitoisuus oli kolmisen viikkoa kudun jälkeen pienempi kuin vertailuryhmässä (VUORINEN ym. 1990). Laboratoriossa pH:lle 4,75 ja alumiinipitoisuudelle 200 µg/l altistettujen muikkujen plasman kalsiumpitoisuus sitä vastoin oli ennen kutua suurempi kuin vertailuryhmässä, vaikka altistusryhmän muikkujen ovulaatio viivästyi (TUUNAINEN ym. 1988). Kalsiumilla on tärkeä merkitys vitellogeneesissa (MOMMSEN ja WALSH 1988). Ovulaation viivästyminen ei kuitenkaan välttämättä

johdu vitellogeneesin häiriöistä, vaan voi johtua esimerkiksi ovulaatioon liittyvistä hormonaalisista tekijöistä.

Ison Lehmälammen happioloissa ei liene ollut mitään epätavallista, mutta siiat kärsivät siellä jonkinasteisesta hypoksiasta, sillä niiden veren MCHC oli pienentynyt eli punasolut olivat turvonneet, mikä näkyi myös suurentuneena hematokriittiarvona. NIKINMAAN (1982) mukaan kalat tällä tavalla lisäävät punasolujen hapensitomiskykyä hypoksisessa ympäristössä. Altistuksessa happamuudelle (pH 4,75) ja alumiinille (150 µg/l) koirassioilla oli todettavissa sama ilmiö ja lisäksi niiden kiduksissa havaittiin rakenteellisia vaurioita (VUORINEN ym. 1990). Happamoituneiden järvien ahvenillakin veren hematokriittiarvo oli suurempi ja MCHC pienempi kuin vertailujärven ahvenilla (TUUNAINEN ym. 1989).

Kummankin happamoituneen järven siioilla, sekä naaraila että koiraila, veren glukoosipitoisuus oli suurentunut, mutta suuren yksilöiden välisen vaihtelun vuoksi (variaatiokerroin 33,4 - 58,5 %) se oli merkitsevästi kasvanut vain Ison Lehmälammen koiraila. Laboratoriokokeissa on saatu yhtäpitäviä havaintoja; altistuksessa pH:lle 4,75 ja alumiinipitoisuudelle 150 µg/l sekä naaras- että koirassiojen veren glukoosipitoisuus oli suurentunut huomattavasti vertailuryhmään nähden (VUORINEN ym. 1990) ja vastaavassa altistuksessa muikuilla veren glukoosipitoisuus oli viisi kertaa suurempi kuin vertailuryhmässä (TUUNAINEN ym. 1988). Happamoituneissa järvissä naarasahvenillakin veren glukosipitoisuus oli suurempi, mutta koiraila pienempi kuin vertailujärvessä (TUUNAINEN ym. 1989). Veren suurentunut glukoosipitoisuus ilmaisee kaloilla yleensä stressiä (WEDEMEYER ja McLEAY 1981), mutta se, samoin kuin kasvanut plasman proteiinipitoisuus, saattoi myös osittain olla yritystä säilyttää plasman osmoottinen tasapaino, kun ionisäätely oli häiriintynyt (McDONALD 1983, SCHERER ym. 1986).

4.5. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutukset

4.5.1. Siian poikaset kahdessa eri lämpötilassa

Planktonsiian poikasten on aikaisemmissa testeissä (TUUNAINEN ym. 1987, VUORINEN 1987) todettu sietävän suhteellisen hyvin happamuutta ja alumiinia; ne olivat kuitenkin herkempiä kuin hauen poikaset. Kuolleisuuden perusteella planktonsiika oli jokseenkin yhtä herkkä happamuudelle ja alumiinille kuin järvisiika (C. wartmanni); muikun ja peledsiian (C. peled) herkkyys happamuudelle oli pienissä alumiinipitoisuuksissa hiukan suurempi, ja hyvin suurissa pitoisuuksissa pienempi, kuin planktonsiian herkkyys (RASK ym. 1988b, TUUNAINEN ym. 1988). Vaellussiikaa testattiin nyt ensimmäisen kerran ja se oli planktonsiikaa herkempi happamuudelle ja alumiinille sekä kuolleisuuden että uintiaktiivisuuden perusteella 5°C:ssa ja 10°C:ssakin ainakin pH:ta 5,5 pienemmissä pH-arvoissa. Vaellussiiankin vastakuoriutuneet poikaset kestivät lyhytaikaista alumiinialtistusta happamassa vedessä selvästi paremmin kuin lohen juuri uimaan lähteneet poikaset. Lohen poikasille alumiinin 80 tunnin LC50-arvo oli pehmeässä vedessä (Ca < 1 mg/l) 6°C:ssa noin 150 µg/l (140 - 180) pH:ssa 5 (FIVELSTAD ja LEIVESTAD 1984) ja vaellussiian poikasille se oli lähes yhtä pehmeässä vedessä (Ca 1,4 mg/l) 5°C:ssa > 700 µg/l. Vastaavan ajankohdan EC50-arvo oli vaellussiiialle noin 200 µg/l, mikä ennakoi letaalipitoisuuden pienenevän testin jatkuessa: 240 tunnin LC50-arvo olikin 218 µg/l ja vaikuttava pitoisuus (EC50-arvo) vain 80 µg/l. Vaikka kestävämmät lajit sietävätkin lyhytaikaista altistusta huomattavasti paremmin kuin herkemmat lajit, eivät erot ehkä olekaan enää niin suuria altistuksen kestäessä pitkään.

Sitä BAKER ja SCHOFIELDin (1982) toteamusta, että alumiini on myrkyllisintä pH:ssa 5,2 - 5,4, eivät siianpoikastulokset ainakaan selvästi tue. Kuitenkin sekä vaellussiiialle että planktonsiialle alumiinin LC50-arvot pH:ssa 5,25 olivat 5°C:ssa jokseenkin yhtä suuret kuin pH:ssa 4,25. 10°C:ssa alumiinin myrkyllisyys väheni pH:n kasvaessa 4,25:stä 4,75:een, mutta pH:n kasvaminen 4,75:stä 5,25:een

ei vähentänyt alumiinin tappavaa myrkyllisyyttä. Vasta pH:n kasvaessa yli 5,25 - 5,5:n alumiinin myrkyllisyys selvästi väheni sekä kuolleisuuden että uintiaktiivisuuden perusteella.

Lämpötilan vaikutusta alumiinin myrkyllisyyteen ei juurikaan ole tutkittu. FIVELSTAD ja LEIVESTADin (1984) tutkimuksessa alumiinin myrkyllisyydessä juuri uimaan lähteneille lohenpoikasille ei ollut suurta eroa 6 ja 11,7°C:n välillä; alemmassa lämpötilassa se oli ehkä hiukan myrkyllisempää. Planktonsiian ja vaellussiian poikasille alumiini oli kuolleisuuden perusteella myrkyllisempää 10°C:ssa kuin 5°C:ssa silloin kun $\text{pH} \leq 5,25$, mutta suuremmissa pH-arvoissa tilanne oli päinvastainen ainakin vaellussiiialle. Uintiaktiivisuutta alumiini vähensi 5°C:ssa enemmän kuin 10°C:ssa. Siian poikaset kuoriutuivat 5°C:ssa ja tämä lämpötila onkin lähempänä siikakalojen haudonnan ja kuoriutumisen aikaista optimilämpötilaa (LUCZYNSKI 1985). Korkeamman lämpötilan aiheuttama aineenvaihdunnan vilkastuminen saattoi nopeuttaa kuolemista alumiiniliuoksissa, vaikkakin poikasten annettiin sopeutua uuteen lämpötilaan ennen testiä nostamalla akklimointiveden lämpötila 5°C:sta 10°C:een pikkuhiljaa vuorokauden aikana. On mielenkiintoista, että alumiinin subletaalivaikutus samoin kuin letaalivaikutus korkeammassa pH-arvoissa oli suurempi kylmemmässä vedessä.

Vastakuoriutuneiden planktonsiian poikasten alumiinin sietoa eri pH-arvoissa on testattu aikaisemmin Pahkajärven vedessä vastaavanlaisella 10 vuorokauden testillä kuin nyt synteettisessä vedessä. Pahkajärven vedessä pH:n kynnyks-LL50-arvo oli jopa hiukan suurempi (4,3 - 4,4) kuin alumiinittomassa synteettisessä vedessä 5°C:ssa (TUUNAINEN ym. 1986). Alumiini oli kuitenkin myrkyllisempää synteettisessä vedessä, jossa sen 10 vuorokauden LC50-arvo pH:ssa 5,0 oli 400 µg/l, kun se Pahkajärven vedessä oli 600 µg/l (TUUNAINEN ym. 1987, RASK ym. 1988a). Myös uintiaktiivisuuteen vaikutti synteettisessä vedessä pienempi alumiinipitoisuus kuin Pahkajärven vedessä: 10 vuorokauden EC50-arvo oli Pahkajärven vedessä pienimmillään 200 - 300 µg/l ja synteettisessä vedessä se oli noin 150 µg/l. Pahkajärven veden kalsiumpitoisuus oli 0,11 - 0,12 mmol/l eli noin 3,5 kertaa

synteettisen veden kalsiumpitoisuus (0,034 mmol/l) ja magnesiumipitoisuus oli noin 2,5-kertainen eli 0,08 mmol/l. Taimenen ruskuaispussipoikasten kuolleisuutta ei lisännyt pelkkä happamuus (pH:t 4,5, 4,8 tai 5,4), ei veden pieni kalsiumpitoisuus (0,010 tai 0,025 mmol/l) eikä pieni magnesiumipitoisuus (\leq 0,020 mmol/l), mutta alumiini pitoisuuksina 162 - 216 $\mu\text{g/l}$ lisäsi kuolleisuutta sekä pH:ssa 4,5 että 5,4 silloin, kun veden kalsiumpitoisuus oli pieni (READER ym. 1988). Natriumin, kaliumin ja kloridin pitoisuudet olivat Pahkajärven vedessä ja synteettisessä vedessä jokseenkin samat, mutta synteettisestä vedestä puuttui esimerkiksi orgaaninen aines ja pii. Piihapon havaittiin suurina pitoisuuksina vähentävän alumiinin akuuttia myrkyllisyyttä lohen pikkupoikasille, sillä se sitoutui alumiiniin muodostaen hydroksialuminosilikaattia (BIRCHALL ym. 1989).

Happamuuden, ja alumiinin happamassa vedessä, havaittiin vähentävän särjen sekä hauen ruskuaispussipoikasten kasvua ruskuaisen imeytymisen hidastumisen seurauksena (TUUNAINEN ym. 1987, VUORINEN 1987, VUORINEN ym. 1988). Sama todettiin nyt planktonsiialla ja vaellussiialla sekä synteettisessä vedessä että eri asteisesti happamoituneiden järvien vesissä. Hidastunut ruskuaisen imeytyminen ja kasvun hidastuminen näkyi myös suurempana kuntokertoimena. Vaikka regressioanalyysin perusteella alumiinilla ja happamuudella olikin vaikutusta mm. siikojen pituuteen, ei selityksaste ollut niin hyvä kuin hauella. Tämä saattaa johtua siitä, että siialla ruskuaispussivaihe on lyhempi kuin hauella ja ilmeisesti ruskuaisen suhteellinen kokokin pienempi; siialla sisäinen vaihtelu on suurempaa. Alumiini näytti kuitenkin vaikuttavan siianpoikasiin yllättävän korkeissaakin pH-arvoissa synteettisessä vedessä.

4.5.2. Särjen ja lahnan hedelmöitys ja haudonta

Hedelmöityskokeiden tulokset lahnan ja särjen mädillä tukivat aikaisempia havaintoja (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1989) siitä, että hedelmöittämisvaihe ei ole kovin herkkä happamuudelle eikä alumiinille. Vaellussiialla kylläkin

todettiin happamuuden heikentävän hedelmöitymistulosta (TUUNAINEN ym. 1989), kun munia pidettiin testivesissä minuutti kuten särjen ja lahnan munia tässä tutkimuksessa. Koska lahna- ja särkikokeiden synteettisiä hedelmöitysvesiä ei ollut puskuroitu - alumiinilla kylläkin on puskurivaikutusta - maiti ja mäti nostivat jonkin verran pH:ta. Näissä kokeissa maidin määrä oli mahdollisimman pieni vesimäärään nähden, kuitenkin niin ettei hedelmöitymistulos olisi heikentynyt vähäisen maitimäärän vuoksi. Luonnossa happamuus mahdollisesti heikentää hedelmöitymistulosta jonkin verran enemmän kuin mitä näiden kokeiden perusteella voisi olettaa, mutta särkikalaparven samanaikaisesti kutiessa, suku- tuotteet saattavat paikallisesti neutraloida vettä luonnossakin. Tässä tutkittiin nimenomaan sitä, pystyvätkö siittiöt tunkeutumaan munasoluihin, sillä testivesissä munia ja siittiöitä pidettiin minuutti eli se aika jonka kuluttua siittiöt eivät enää liiku. GILLET ja ROUBAUDin (1986) mukaan hedelmöitymisvaihe oli hyvin herkkä happamuudelle kaikilla yhdeksällä lajilla, joita he testasivat. He altistivat munia happamuudelle vahvasti puskuroidussa liuoksessa 30 minuutin ajan joko hedelmöityksen aikana tai 20 minuutin kuluttua hedelmöityksestä eli turpoamisen jo alettua. Hedelmöitysaikana altistetut munat olivat herkempiä. Kaikille lajeille, mm. hauelle ja ahvenelle, pH 5 oli tappava. Myös pH:ssa 6,0 altistus hedelmöityksen aikana oli letaali särjelle. Optimi-pH särjelle oli 7,5 ja kuolleisuus kasvoi huomattavasti jo pH-arvossa 7,0 ja edelleen pH-arvoissa 6,6 ja 6,3 (GILLET ja ROUBAUD 1986). Jos heikosti puskuroidussa vedessä, jollaista särki- ja lahnamestien synteettinen vesi oli, happamuuden vaikutus tulee jonkin verran aliarvioiduksi, tulee vaikutus luonnottoman voimakkaassa puskurissa kuitenkin yliarvioiduksi. Turvonneissa kirjolohen munissa perivitelliinesteen pH pysyikin pehmeässä vedessä huomattavasti ympäröivän veden pH:ta suurempana, mutta puskuroidussa vedessä munien perivitelliinesteen ja ympäröivän veden pH:n välillä ei ollut eroa (KGEL ja PETERSON 1989).

Happamuuden todettiin vähentävän hedelmöittämistä seuraavaa mätimunien vedenottoa eli turpoamista siialla (TUU-

NAINEN ym. 1989). Lahnan mädin turpoamista happamuus ei vähentänyt niin selvästi.

Synteettisessä vedessä happamuus heikensi särjen haudontatulosta enemmän kuin Pahkajärven vedessä (vrt. TUUNAINEN ym. 1988). Pahkajärven vedessä kuoriutui jonkin verran särjen poikasia jopa pH:ssa 5,0, jos alumiinia ei ollut lisätty, mutta synteettisessä vedessä ei elinkelpoisia poikasia kuoriutunut edes pH:ssa 5,5. Pahkajärven vedessä oli enemmän kalsiumia kuin synteettisessä vedessä. Veden suuri kalsiumpitoisuus vähensi pH:ssa 4,5 taimenen alkiokuolleisuutta (BROWN ja LYNAM 1981). Synteettisen veden kalsiumin ja muiden ionien pitoisuudet oli valittu vastaamaan happamoituneiden järvien veden ionipitoisuuksia. Medakan (*Oryzias latipes*) alkiokuolleisuus riippui sekä veden pH:sta että johtokyvystä: happamuuden lisääntyminen ja ionivahvuuden väheneminen lisäsivät kuolleisuutta (CHULAKASEM ym. 1989).

Lahnalla alkionkehityksen herkkyys happamuudelle oli samaa luokkaa kuin särjellä, eli pH:ssa 5,5 kaikki alkiot kuolivat. Elävien alkioiden määrä kasvoi pH:n kasvaessa 5,75:stä ja eniten eläviä alkiota oli runsaasti kalsiumia sisältävässä vertailuvedessä. Yhden koesarjan perusteella ei kuitenkaan voi tehdä kovin varmoja johtopäätöksiä.

4.5.3. Särjen poikasten ionipitoisuudet

Alumiini aiheutti särjen poikasten natriumpitoisuuden pienenemisen pH:ssa 5,25, 5,75 ja 6,7. Pelkkä happamuus pienensi sitä vain pH:ssa 5,25. Happamuuden ja alumiinin synergistinen vaikutus käy ilmi, jos verrataan poikasten natriumpitoisuuksia eri altistusryhmissä: pH:ssa 5,25 alumiinipitoisuus 50 µg/l aiheutti yhtä suuren natriumpitoisuuden pienenemisen kuin alumiinipitoisuus 250 µg/l pH:ssa 5,75. Samansuuntaiset ovat vaikutukset myös kaliumin ja kloridin pitoisuuksiin, tosin kaliumiin näytti pelkkä happamuus vaikuttavan suuremmissakin pH-arvoissa. Kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksissa ei vaikutus näkynyt niin hyvin, mutta esimerkiksi pH:ssa 5,75 magnesiumipitoisuus väheni

veden alumiinipitoisuuden kasvaessa. Alumiini vaikutti synteettisessä vedessä särjen poikasten ionipitoisuuksiin selvästi vielä pH:ssa 5,75, mutta näytti vaikuttavan jopa pH:ssa 6,7. Alumiini (pitoisuuden vaihtelu 3 - 1023 µg/l) vähensi myös taimenen ruskuaispussipoikasten natriumin, kaliumin ja kalsiumin pitoisuuksia 30 vuorokauden altistuksessa pH:ssa 6,5 pehmeässä vedessä (READER ym. 1989), joka ei ionipitoisuuksiltaan poikennut paljoa särkitestissä käytetystä synteettisestä vedestä. Taimenen poikasten ionipitoisuudet vähenivät myös pelkän happamuuden vaikutuksesta pH:ssa 4,5, jossa alumiinialtistus aiheutti poikasten kuoleman (READER ym. 1989). Pahkajärven vedessä alumiinin todettiin vähentävän särjen poikasten kasvua ja uintiaktiivisuutta pH:ssa 5,75, kun taas pH:ssa 5,25 kasvu väheni ilman alumiinilisäystäkin (VUORINEN 1987). Tosin Pahkajärven vedessä oli luonnostaankin alumiinia; pitoisuus oli kuitenkin yleensä < 50 µg/l. pH:ssa 5,25 yhden vuorokauden altistus aiheutti myös särjen poikasten hapenkulutuksen vähenemisen Pahkajärven vedessä, mutta hapenkulutus väheni paljon enemmän, kun tässä pH:ssa veteen lisättiin alumiinia (TUUNAINEN ym. 1988). Alumiinin on aikaisemmin todettu vähentävän radioaktiivisen natriumin akkumuloitumista yhden vuorokauden altistuksessa pH:ssa 5,25 (Pahkajärven vedessä; TUUNAINEN ym. 1988) ja pH:ssa 5,0 (synteettisessä vedessä; TUUNAINEN ym. 1989). Natriumin akkumulaatio väheni synteettisessä vedessä pH:ssa 5,0 alumiinittomassakin liuoksessa; lisäksi sitä akkumuloitui vähemmän synteettisessä vedessä kuin Pahkajärven vedessä.

TIIVISTELMÄ

Taimenjokena tuottoisan Siuntionjoen veden puskurikyky oli melko pieni lumien sulamisen aikaan, mutta pH oli selvästi > 6 . Sen sijaan kolme Siuntionjokeen laskevaa järveä ovat happamoitumassa. Lammilla sijaitsevan Luutajoen veden laatua seurattiin maaliskokuussa. Veden pH ja alkaliteetti olivat alimmillaan huhtikuun lopussa, 5,2 ja 0,02 mmol/l. Syksyllä tehdyn sähkökoekalastuksen perusteella taimenen lisääntyminen joessa oli onnistunut vuonna 1989. Utsjoessa ja sen sivujoissa veden pH (6,4 - 6,6) oli toukokuun alussa noin yhtä yksikköä pienempi kuin myöhemmin kesällä. Myös Luttojoessa ja siihen laskevassa Kulasjoessa todettiin selvä veden puskurikyvyn ja pH:n pieneneminen toukokuun alussa kevättulvan aikana.

Neljän Tampereen ympäristössä sijaitsevan happamoituneen järven kalakantojen rakennetta tutkittiin koekalastuksin. Merkittävin ero aikaisempiin havaintoihin verrattuna oli särjen puuttuminen kahdesta järvestä, joista kolme vuotta sitten saatiin suuria ja vanhoja särkiä. Järvien särkikanta näyttää hävinneen happamoitumisen vuoksi; veden pH oli kummassakin järvestä 5,1 koekalastuksen aikana.

Tampereen ja Kymen vesi- ja ympäristöpiirien alueelta tutkittiin kaikkiaan kahdeksan vuonna 1986 tai 1987 kalkitun järven kalakantojen rakenne. Ahven oli useimmissa järvissä vallitseva kalalaji sekä ennen kalkitusta että sen jälkeen eikä kalkitus näyttänyt vaikuttaneen ahvenkantojen rakenteeseen tai ahvenen kasvuun. Eräiden järvien särkikantojen rakenne muuttui lisääntymisen onnistuttua kalkituksen jälkeen keväällä 1988: ikäryhmän 1+ kalat, joita ei havaittu ennen kalkitusta muodostivat nyt pääosan särkisäiliistä. Särjet kasvoivat nopeammin kalkituksen jälkeen kuin ennen sitä.

Yhdessä viidestä koeravustetusta järvestä havaittiin rapukannan selvästi taantuneen. Syynä on lisääntymisen epäonnistuminen, joka voitiin osoittaa myös sumputuskokeella. Lisääntymishäiriöitä osoitettiin kaikkiaan kolmessa happamoituneessa järvestä. Eläviä poikasia kuoriutui vähän, sillä lähes kaikki mätimunat kuolivat emojen pyrstön alle hau-

donnan loppuvaiheessa. Viikon altistus happamalle järvivedelle aiheutti vain vähäisiä muutoksia sukukypsien rapujen hemolymfan koostumuksessa. Tutkimuksessa ei voitu selkeästi osoittaa happamoitumisen vaikuttavan rapujen pituuskasvuun kuorenvaihdon yhteydessä.

Juuri ennen siikojen oletettua kutua happamoituneessa Isossa Lehmälammessa vain puolet siikakoiraista oli kutuvalmiita, kun taas lähes neutraalissa Valkeassa Mustajärvessä melkein kaikkien koiraiden maiti jo valui. Myös Ison Lehmälammen naaraiden mädin kypsyminen oli myöhässä. Vaikka happamoituneessa Isossa Lehmälammessa siiat olivat ilmeisesti hyvästä ravintotilanteesta johtuen kasvaneet nopeammin kuin lievemmin happamoituneessa Alisessa Mustajärvessä tai lähes neutraalissa Valkeassa Mustajärvessä, ne kuitenkin kärsivät veri- ja plasma-arvojen perusteella happamoitumisen aiheuttamasta stressistä. Plasman ionitasapaino oli häiriintynyt ja veren glukoosipitoisuus oli suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä. Vaikutukset sukutuotteiden kypsymiseen ja veriarvoihin vastasivat hyvin laboratoriossa happamuudelle ja alumiinille altistetuissa siioissa todettuja vaikutuksia.

Vastakuoriutuneita vaellussiian ja planktonsiian poikasia altistettiin happamuudelle ja alumiinille 10 vuorokautta synteettisessä pehmeässä vedessä 5 ja 10°C:ssa. Vaellussiika oli planktonsiikaa herkempi happamuudelle ja alumiinille. Alumiinin 10 vuorokauden LC50-arvo 5°C:ssa oli pH:ssa 5 planktonsiialle noin 400 µg/l ja vaellussiialle 218 µg/l. Uintiaktiivisuuden perusteella määritetyt vaikuttavat pitoisuudet olivat merkitsevästi pienemmät: 10 vuorokauden EC50-arvo oli planktonsiialle 150 µg/l ja vaellussiialle < 100 µg/l. Alumiinin tappava myrkyllisyys väheni selvästi, kun pH kasvoi yli 5,25 - 5,5. Kuitenkin alumiini vähensi tätäkin suuremmissa pH-arvoissa uintiaktiivisuutta ja ruskuaisen imeytymistä sekä kasvua; myös happamuus vaikutti näihin. Alumiinin LC50-arvot olivat 10°C:ssa pienemmät kuin 5°C:ssa, kun pH < 5,25, mutta vähemmän happamissa liuoksissa alumiini oli 5°C:ssa jopa myrkyllisempää. Uintiaktiivisuuteen vaikuttavat pitoisuudet olivat pienemmät 5 kuin 10°C:ssa. Synteettisessä pehmeässä vedessä

alumiini oli myrkyllisempää kuin mm. enemmän kalsiumia sisältävään järviveteen tehdyissä liuoksissa.

Lahnan ja särjen kaikki alkiot kuolivat pH:ssa $\leq 5,5$ (alumiinipitoisuus 0 ja 250 $\mu\text{g/l}$) synteettisessä vedessä, kun mäti sekä hedelmöitettiin että haudottiin näissä liuoksissa. Hedelmöitymisen onnistumiseen happamuus ei vaikuttanut merkittävästi, kun munat siirrettiin minuutin kuluttua vertailuveteen. Vastakuoriutuneina happamuudelle ja alumiinille altistettujen särjen poikasten ionipitoisuudet pienenevät pH:ssa 5,25 - 6,7 alumiinin (50 - 250 $\mu\text{g/l}$) vaikutuksesta; myös happamuus vähensi ionien pitoisuuksia.

SAMMANDRAG

Sjundeå å, som producerar öring, hade under snösmältningstiden en relativt låg buffertkapacitet, men pH var klart > 6. Tre sjöar som rinner ut i ån håller däremot på att försuras. I Luutajoki i Lammi undersöktes vattenkvaliteten under perioden mars-maj. Vattnets pH och alkalitet var som lägst i slutet av april, 5,2 och 0.02 mmol/l. Ett elfiskeförsök på hösten visar att öringens förökning lyckade år 1989. I Utsjoki och dess biflöden var vattnets pH (6.4-6.6) i början av maj c. en enhet lägre än senare under sommaren. Också i Luttojoki och Kulasjoki som rinner ut i den kunde man märka en klar minskning av buffertförmågan och en sänkning av pH-värdet i början av maj under våröversvämningen.

I trakten av Tammerfors undersöktes strukturen hos fyra försurade sjöars fiskbestånd med hjälp av provfiske. Den största skillnaden mot tidigare observationer var att mörten nu saknades i två av sjöarna. Vid motsvarande försök för tre år sedan fick man stora, gamla mörtpar i tre sjöar. Mörtbeståndet verkar att ha försvunnit på grund av försurning; vattnets pH låg på 5.1 i vardera sjön under provfisket.

Inom Tammerfors och Kymmene vatten- och miljödistrikt undersöktes fiskbestånden i sammanlagt åtta sjöar som kalkats under åren 1986 eller 1987. I de flesta sjöar var abborren den dominerande fiskarten både före kalkningen och efter, och åtgärden verkar vare sig ha påverkat abborrbeståndens struktur eller fiskarnas tillväxt. I några sjöar hade kalkningen våren 1988 förändrat mörtbestånden så, att åldersgruppen 1+ som saknats före kalkningen nu utgjorde huvuddelen av mörtpången. Mörtarna växte också snabbare efter kalkningen än innan.

I en av de fem sjöar där provfiske på kräftor utfördes hade kräftbeståndet klart minskat. Orsaken var att förökningen misslyckats vilket kunde påvisas genom sumpförsök. I sammanlagt tre försurade sjöar kunde man konstatera störningar i förökningen. Få yngel kläcktes, eftersom nästan all rom dog under honans stjärt i slutskedet av romutveck-

lingen. En veckas vistelse i surt sjövatten förorsakade endast mindre störningar i hemolymfens sammansättning hos könsmogna kräftor. Man kunde inte heller klart visa försurningseffekter på kräftornas längdtillväxt i samband med skalömsningen.

Under tiden just före leken var bara hälften av sikarna i sjön Iso Lehmälampi lekmogna, medan nästan alla hanar var det i den så gott som neutrala sjön Valkea Mustajärvi. I Iso Lehmälampi var rommognaden i honorna också försenad. Trots att sikarna i den försurade Iso Lehmälampi - uppenbarligen på grund av den goda näringstillgången - vuxit snabbare än i den endast lätt försurade Alinen Mustajärvi led de ändå, på basen av sina blod- och plasmavärden av försurningsstress. Jonbalansen i plasman var störd och blodets glukoshalt var högre än i Valkea Mustajärvi. Effekterna på rommens och mjölkens mognad och på blodvärdena motsvarade väl de resultat man tidigare erhållit vid laboratorieförsök med sikar utsatta för lågt pH och aluminium.

Nykläckta yngel av vandrings- och planktonsik utsattes för lågt pH och aluminium under 10 dygn i syntetiskt mjukt vatten. Vandrings-siken visade sig känsligare än plankton-siken. LC50-värdet för aluminium vid temperaturen 5°C och pH 5 var c. 400 µg/l för planktonsik och 218 µg/l för vandrings-sik. De verksamma halterna som mättes på basen av simaktivitet var signifikant lägre: EC50-värdet under tio dygn var 150 µg/l för planktonsik och < 100 µg/l för vandrings-sik. Aluminiumets giftighet minskade klart då pH steg över 5.25 - 5.5. Också vid ännu högre pH-värden verkade aluminium dock hämmande på simaktiviteten, absorberingen av gulesäcken och på tillväxten. Också surheten påverkade dessa funktioner. Vid temperaturen 10°C var aluminiumets LC50-värden lägre än vid 5°C, då pH var < 5.25, men i mindre sura lösningar blev aluminiumet t.o.m. giftigare vid 5°C. Vid 5°C behövdes det mindre halter för att påverka simaktiviteten än vid 10°C. I syntetiskt mjukt vatten var aluminiumet giftigare än i lösningar baserade på sjövatten med en högre kalciumhalt.

Vid pH s 5.5 (aluminiumhalt 0 och 250 $\mu\text{g}/\text{l}$) i syntetiskt vatten dog alla braxen- och mörtembryon, då rommen både befruktats och utvecklats i denna lösning. Om rommen efter en minut överfördes till ett annat vatten påverkade surheten inte märkbart själva befruktningen. Jonhalterna i nykläckta mörtyngel som utsattes för aluminium och lågt pH minskade vid pH 5.25 - 6.7 på grund av aluminium (50 - 250 $\mu\text{g}/\text{l}$); också surheten minskade jonhalterna.

SUMMARY

The buffering capacity of a river harbouring brown trout, the Siuntionjoki in the county of Uusimaa, was fairly low during the snowmelt, but the pH was still clearly above 6. On the other hand, three lakes flowing into the Siuntionjoki are becoming acidified. Monitoring of the water quality in a humic trout brook at Lammi during March - May showed that the water pH and alkalinity were lowest in late April. According to electric fishing carried out in the autumn, the reproduction of brown trout in the brook in 1989 had been successful. In the Utsjoki and its tributaries in northern-most Finland, the water pH (6.4-6.6) was one unit lower in early May than later in the summer. In the rivers Luttojoki and Kulasjoki, there was some temporary lowering in the water buffering capacity and pH during the snowmelt in early May.

The fish status survey was done by test-fishing four acidified lakes around Tampere. The most pronounced difference compared to the previous observations was the absence of roach in two lakes where big old roach were caught three years earlier. The elimination of the roach populations in these lakes seems to be due to the acidification. During the test-fishing, the water pH in both lakes was 5.1.

In the Tampere and Kymi districts, the fish status was surveyed in lakes limed in 1986 or 1987. The dominant species in most lakes was perch, both before and after neutralization, and liming did not seem to have any effect on the population structure or growth of the perch. The structure of the roach populations had undergone some change, due to successful reproduction after liming in some lakes in spring 1988. Most of the catch consisted of young (1+) fish, which were not found before the liming. The growth rates recorded for roach after the liming were higher than in the preceding period.

The crayfish population decreased in one of the five study lakes because of unsuccessful reproduction, the decline being confirmed by caging experiments. Disturbances

in crayfish reproduction were observed in three acidified lakes. Only a few fry hatched, since almost all the eggs under the tail died at the end of the incubation period. Only minor changes were evident in the haemolymph composition of the crayfish exposed to acid lake water. There was no clear correlation between acidity and the growth of the crayfish during the moulting time.

Almost all the whitefish males caught just before the expected spawning time in the somewhat acid Lake Alinen Mustajärvi and the circumneutral L. Valkea Mustajärvi, had running milt, whereas only half of the males caught in the acid L. Iso Lehmälampi appeared to be ready to spawn. The maturation of eggs in females L. Iso Lehmälampi females was also delayed. Although the growth of whitefish in the acid L. Iso Lehmälampi was better than in the other two lakes, apparently because of good availability of food, the blood and plasma parameters indicated stress caused by acidification. The plasma ion balance was disturbed and the blood glucose concentration was elevated compared with that of the fish in L. Valkea Mustajärvi. The effects of acidification on the blood composition and reproduction of whitefish were comparable to the effects in whitefish exposed to acidity and aluminium in the laboratory.

Newly hatched fry of two whitefish forms, Coregonus pallasii and C. lavaretus, were exposed to acidity and aluminium in synthetic soft water for ten days in two temperatures (5 and 10°C). Of the two species, C. lavaretus was more sensitive to acidity and aluminium. After ten days of exposure to aluminium in 5°C at pH 5, the LC50 was 400 µg/l and 218 µg/l for C. pallasii and C. lavaretus, respectively. When swimming activity was used as a criterion, the effective aluminium concentrations (EC50) were much lower: 150 µg/l and < 100 µg/l for C. pallasii and C. lavaretus, respectively. The lethality of aluminium was greatly reduced at pH > 5.25 - 5.5. The effects of aluminium on swimming activity, yolk absorption and growth were still visible, however, at higher pH levels. Acidity alone affected these parameters too. At pH < 5.25 aluminium was more lethal at a higher temperature, but at higher pHs the situation was

reversed. Concentrations affecting the swimming activity were lower at 5°C than at 10°C. The toxicity of aluminium was higher in very soft synthetic water than in lake water.

All the embryos of bream and roach died in synthetic water (Al 0 and 250 µg/l) at pHs \leq 5.5 when the eggs were both fertilized and incubated in this water. Fertilization as such was not affected significantly by acidity. In newly hatched roach, decreased whole-body Na⁺ and Cl⁻ concentrations were recorded at pH 5.25 and this effect was also seen at higher pHs (5.75 and 6.7) when aluminium (50 - 250 µg/l) was added.

KIRJALLISUUS

- Abrahamsson, S. 1965. A method of marking crayfish Astacus astacus Linne in population studies. Oikos 16, s. 228-231.
- Alasaarela, E., Havu, J., Heikkinen, K. & Weppling, K. 1990. Neutralization of acidified watercourses. Teoksessa: Acidification in Finland. Toim. P. Kauppi, K. Kenttämies & P. Anttila. Springer-Verlag (painossa).
- Appelberg, M. 1984. Early development of the crayfish Astacus astacus L. in acid water. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, s. 48 - 59.
- Bagenal, T. B. & Tesch, F. W. 1978. Age and growth. Teoksessa: Methods for assessment of fish production in fresh waters. Toim. T. Bagenal. Blackwell, Oxford. s. 101 - 136.
- Baker, J. P. & Schofield, C. L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18, s. 289 - 309.
- Beamish, R. J., Lockhart, W. L., Van Loon, J. C. & Harvey, H. H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. Ambio 4, s. 98 - 102.
- Bengtsson, B., Dickson, W. & Nyberg, B. 1980. Liming lakes in Sweden. Ambio 9, s. 34 - 36.
- Birchall, J. D., Exley, C., Chappell, J. S. & Phillips, M. J. 1989. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. Nature 338, s. 146 - 148.
- Brown, D. J. A. & Lynam, S. 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching of eggs and the survival of the yolk sac fry of brown trout, Salmo trutta L. at low pH. J. Fish Biol. 19, s. 205 - 211.
- Chulakasem, W., Nelson, J. A. & Magnuson, J. J. 1988. Interaction between effects of low pH and low ion concentration on mortality during early development of medaka, Oryzias latipes. Can. J. Zool. 67, s. 2158 - 2168.
- Cukerzis, J. 1973. Biologische Grundlagen der Methode der kunstlichen Aufzucht der Brut des Astacus astacus L. Freshwater Crayfish 1, s. 188 - 201.

- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101, s. 145-164.
- Eriksson, M. O. G. & Tengelin, B. 1987. Short-term effects of liming on perch Perca fluviatilis populations in acidified lakes in South-West Sweden. *Hydrobiologia* 146, s. 187 - 191.
- Finney, D. J. 1971. Probit analysis. Cambridge University Press, London, New York, Melbourne. 333 s.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (Salmo salar L.) and brown trout (Salmo trutta L.): mortality and physiological response. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm. 61, s. 69 - 77.
- France, R. L. 1983. Response of the crayfish Orconectes virilis to experimental acidification of a lake with special reference to the importance of calcium. *Freshwater Crayfish* 5, s. 98 - 111.
- Gillet, Ch. & Roubaud, P. 1986. Survie embryonnaire précoce de 9 espèces de poissons d'eau douce après un choc de pH appliqué pendant la fécondation ou au cours des premiers stades du développement embryonnaire. *Reprod. Nutr. Develop.* 26, s. 1319 - 1333.
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B. O., Traaen, T. S. & Sevaldrud, I. S. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. *Ambio* 18, s. 314-321.
- Henrikson, L. & Oscarson, H. G. 1984. Lime influence on macro-invertebrate zooplankton predators. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, s. 93 - 103.
- Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acid lakes: Induced long-term changes. *Water Air Soil Pollut.* 18, s. 311 - 331.
- Järvenpää, T., Nikinmaa, M., Westman, K. & Soivio, A. 1983. Effects of hypoxia on the haemolymph of freshwater crayfish Astacus astacus L. in neutral and acid water during the intermoult period. *Freshwater Crayfish* 5, s. 86 - 97.

- Koli, L., Rask, M. & Aro, E. 1985. Growth, age distribution and year class strength of perch, Perca fluviatilis L., at Tvärminne, northern Baltic Sea. *Aqua Fennica* 15, s. 161 - 167.
- Kgel, B. & Peterson, R. H. 1989. Perivitelline fluid pH of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) eggs in relation to ambient pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, s. 2070 - 2073.
- Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen, P. J. 1988. Acidification affects the perch, Perca fluviatilis, populations in small lakes of southern Finland. *Env. Biol. Fish.* 21, s. 231 - 239.
- Leivestad, H. & Muniz, I. P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. *Nature* 259, s. 391 - 392.
- Loenn, B.-E. & Oikari, A. 1982. Determination of muscle ions from trout, Salmo gairdneri, by a simple wet extraction technique. *Comp. Biochem. Physiol.* 72A, s. 49 - 53.
- Louhimo, J. & Honkasalo, L. 1986. Taimenkanta ja taimenen ympäristövaatimukset Evon Luutajoessa. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistetuja julkaisuja 45, s. 1 - 74.
- Luczynski, M. 1985. Survival of Coregonus albula (L.) (Teleostei) embryos incubated at different thermal conditions. *Hydrobiologia* 121, s. 51 - 58.
- Marttinen, M. & Koljonen, M.-L. 1989. Uudenmaan meritaimenkantojen inventointi ja geneettinen tutkimus. Uudenmaan Kalastuspiirin Kalastustoimisto. Tiedotus 4. 141 s.
- McDonald, D. G. 1983. The interaction of environmental calcium and low pH on the physiology of rainbow trout, Salmo gairdneri. I. Branchial and renal net ion and H⁺ fluxes. *J. Exp. Biol.* 102, s. 123 - 140.
- Milbrink, G. & Johansson, N. 1975. Some effects of acidification on roe of roach, Rutilus rutilus L., and perch, Perca fluviatilis L. - with special reference to the Åvaå lake system in eastern Sweden. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 54, s. 52 - 62.

- Mommsen, T. P. & Walsh, P. J. 1988. Vitellogenesis and oocyte assembly. Teoksessa: Fish physiology 11A. The physiology of developing fish - eggs and larvae. Toim. W. S. Hoar & D. J. Randall. Academic Press. s. 347-406.
- Mount, D. R., Ingersoll, C. G., Gulley, D. D., Fernandez, J. D., LaPoint, T. W. & Bergman, H. L. 1988. Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 1. Survival, growth, fecundity, and progeny survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, s. 1623 - 1632.
- Mount, D. R., Hockett, J. R. & Gern, W. A. 1988. Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 2. Vitellogenesis and osmoregulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, s. 1633 - 1642.
- Muniz, I. P. & Leivestad, H. 1980. Acidification - effects on freshwater fish. Teoksessa: Ecological impact of acid precipitation. Toim. D. Drabløs & A. Tollan. SNSF-project, Oslo-Ås. s. 84 - 92.
- Nikinmaa, M. 1982. The effects of adrenaline on the oxygen transport properties of Salmo gairdneri blood. Comp. Biochem. Physiol. 71A, s. 353 - 356.
- Nikinmaa, M., Järvenpää, T., Westman, K. & Soivio, A. 1983. Effects of hypoxia and acidification on the haemolymph pH values and ion concentrations in the freshwater crayfish, (Astacus astacus L.). Finnish Fish. Res. 5, s. 17 - 22.
- Nyberg, P., Appelberg, M. & Degerman, E. 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. Water Air Soil Pollut. 31, s. 669 - 687.
- OECD 1981. OECD guidelines for testing of chemicals. OECD, Paris.
- Oravainen, R. 1985. Tampereen kaupungin järvien happamoitumisselvitys 1984 - 1985. Kokemäenjoen vesistön vesien-suojeluyhdistys r.y. Julkaisu n:o 175. 63 s.
- Oravainen, R. 1983. Kangasalan kunnan alueella sijaitsevien järvien perustutkimus 1982 - 1983. Kokemäenjoen vesistön vesien-suojeluyhdistys r.y. 41 s.

- Overrein, L. N., Seip, H. M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972 - 1980. SNSF-project, FR 18/80. 175 s.
- Pursiainen, M., Saarela, M. & Westman, K. 1989. A model for moulting and growth of the noble crayfish Astacus astacus in an oligotrophic lake. Freshwater crayfish 7, s. 155 - 164.
- Raddum, G. G., Hagenlund, G. & Halvorsen, G. A. 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Lake Sondre Boksjo. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, s. 167 - 176.
- Raitaniemi, J., Rask, M. & Vuorinen, P. J. 1988. The growth of perch, Perca fluviatilis L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. Ann. Zool. Fennici 25, s. 209 - 219.
- Rask, M. 1989. Roach, Rutilus rutilus L., populations as an indicator of lake acidification. Teoksessa: Proc. Vth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis. Toim. J. Bohac & V. Ruzicka. Institute of Landscape Ecology, Ceske Budejovice. s. 411 - 417.
- Rask, M. 1990. Changes in fish population structure of some acidified lakes of southern Finland during a three year period. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24 (painossa).
- Rask, M. & Tuunainen, P. 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. Teoksessa: Acidification in Finland. Toim. P. Kauppi, K. Kenttämies & P. Anttila. Springer-Verlag (painossa).
- Rask, M., Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1988. Siian sopivuudesta happamien vesien hoitokalaksi. Suomen Kalastuslehti 95, s. 176 - 179.
- Rask, M., Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1988. Whitefish stocking: an alternative in mitigating acidification effects? Finnish Fish. Res. 9, s. 489 - 495.
- Rask, M., Vuorinen, P. J. & Vuorinen, M. 1990. Delayed spawning of perch, Perca fluviatilis L., in acidified lakes. J. Fish Biol. 36, s. 317 - 325.
- Reader, J. P., Dalziel, T. R. K. & Morris, R. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown

- trout, Salmo trutta L., yolk-sac fry exposed to aluminium and manganese in soft acid water. J. Fish Biol. 32, s. 607 - 624.
- Reader, J. P., Everall, N. C., Sayer, M. D. J. & Morris, R. 1989. The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, Salmo trutta L. J. Fish Biol. 35, s. 187 - 198.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191, s. 1 - 382.
- Robson, D. S. & Regier, H. A. 1971. Estimation of population number and mortality rates. Teoksessa: Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP handbook 3. Toim. W. E. Ricker. Oxford, Edinburgh. s. 131 - 165.
- Scherer, E., Harrison, S. E. & Brown, S. B. 1986. Locomotor activity and blood plasma parameters of acid-exposed lake whitefish, Coregonus clupeaformis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, s. 1556 - 1561.
- Siddens, L. K., Seim, W. K., Curtis, L. R. & Chapman, G. S. 1986. Comparison of continuous and episodic exposure to acidic, aluminum-contaminated waters of brook trout (Salvelinus fontinalis). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, s. 2036 - 2040.
- Silvo, K. & Weppling, K. 1989. Pienvesistöjen kalkituskoheet Kymen läänissä 1986 - 1987. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja n:o 151. 47 s.
- Skurdal, J., Qvenild, T. & Hessen, D. O. 1986. Astacus astacus in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. Freshwater crayfish 6, s. 178 - 181.
- Tam, W. H. & Payson, P. D. 1986. Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, Salvelinus fontinalis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, s. 275 - 280.
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on perch, Perca fluviatilis Linnaeus 1758 and Perca flavescens Mitchill 1814. FAO Fisheries synopsis 113. 139 s.

- Tulonen, J., Ruuhijärvi, J. & Rask, M. 1989. Havaintoja Evon Luutajoen taimenkannan rakenteesta sekä joen veden keväisestä happamuuden vaihtelusta. Suomen Kalastuslehti 96, s. 201 - 201.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1986. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1985. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1985. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 50, s. 1 - 39.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1987. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1986. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1986. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 67. 72 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1988. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1987. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 84. 103 s. Helsinki.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1989. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1988. English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1988. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 93. 86 s.
- Vuorinen, M. 1987. Effects of exposure to aluminium and acidity on fish fry. Teoksessa: Symposium of the Finnish Research Project on Acidification (HAPRO). Toim. P. Anttila & P. Kauppi. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja A/64/1987, s. 88.
- Vuorinen, P. J., Rask, M., Vuorinen, M. & Raitaniemi, J. 1988. Espoon järvien happamoitumistutkimus 1987: vaikutukset kaloihin. Pohjois-Espoon järvien happamoitu-

- minen, tutkimusraportit vuonna 1987. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 2/88. 23 s.
- Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Peuranen, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (Coregonus wartmanni) to low pH/aluminium: Effects on reproduction, growth, blood composition and gills. Teoksessa: Acidification in Finland. Ed. P. Kauppi, K. Kenttämies & P. Anttila. Springer-Verlag (painossa).
- Wedemeyer, G. A. & McLeay, D. J. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. Teoksessa: Stress and fish. Toim. A. D. Pickering. Academic Press, London. s. 247 - 275.
- Westman, K. & Pursiainen, M. 1982. Size and structure of crayfish (Astacus astacus) populations on different habitats in Finland. Hydrobiologia 86, s. 67 -72.
- Wood, C. M. & McDonald, D. G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. Ann. Soc. Roy. Zool. Belg. 117, s. 399 - 410.



- No. 1. SARVALA, J.: Kalatutkimus puutarissa: Suomalainen kalatutkimus 1980-luvulla. (Fisheries research in Finland during the 1980s – an analysis based on published papers). s. 1–19.
VEHANEN, T. ja NIEMITALO, V.: Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksen siisipoikasten viljelyyn käytettyjen luonnonravintolammikoiden tuotosta ja tuottoon vaikuttavista tekijöistä. (Production of natural food rearing ponds and the factors affecting it in whitefish culture at the Fish Culture Station for Northern Finland). s. 21–99. Helsinki 1990.
- No. 2. HEIKINHEIMO-SCHMID, O., RAHKONEN, R., WESTMAN, K. and TUUNAINEN, P.: Country report of Finland for the interseasonal period of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) 1988–1989. (Suomen kansallinen raportti Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) istuntojen väliseltä ajalta 1988–1989). 33 s. Helsinki 1990.
- No. 3. Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. (Rapunkannat, ravustus, taudit ja viljely Euroopassa. Euroopan sisävesikalastuskomission (EIFAC) raporttyöryhmän raportti). Edited by (toim.) Westman, K., Puriaikinen, M. and Westman, P. 206 p. Helsinki 1990.
- No. 4. KALLIO-NYBERG, I. ja KOLJONEN, M.-L.: Kalakantarekisteri: siika, muikku ja harjus. (Summary: The Finnish fish stock register: whitefish, vendace and grayling). 54 s. Helsinki 1990.
- No. 5. ERKAMO, E.: Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapantoisessa metsäjärvessä. (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). 97 s. Helsinki 1990.
- No. 6. LEHTONEN, H.: Vuorikemian tehtaiden jättevesien kalataloudellisista vaikutuksista Porin edustan merialueella. (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 keuhkilla 1982 suoritetun merkintöjen perusteella. (Migration of Baltic herring in the Bothnian Sea revealed by tagging experiments in spring 1982). s. 11–24.
PARMANNE, R. ja SALMI, J.: Silakan troolipyyntin kehittyminen Porin edustan merialueella syksyllä 1976–85 ja silakoiden kasvu, kuntoerot ja poikasten määrä Selkämerellä. (Development of the Baltic herring trawl fishery off Pori in the autumn 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. (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 miedin sumputuskoeket Porin edustalla 1985. (Cage incubation experiments with whitefish eggs off Pori in 1985). s. 49–58.
JÄRVINEN, A., LEHTONEN, H. ja BYLUND, G.: Kalojen sumputuskoeket Porin edustalla 1985. (Fish cage experiments off Pori in 1985). s. 59–73.
OULASVIRTA, P. ja RISSANEN, J.: Vuorikemian tehtaiden jättevesien vaikutuksista silakan alkionkehitykseen ja poikasten elinkykyyn. (Effect of effluent from the Vuorikemia titanium dioxide factory on the embryonal development and larval fitness of Baltic herring). s. 75–108. Helsinki 1990.
- No. 7. MIKKOLA, J., SAURA, A., IKONEN, E. ja POIKOLA, K.: Kymijoen kalaportaiden rakentamiseen liittyvät kalataloudelliset selvitykset 1987–1988. (Fisheries investigation related to construction of fish ladders in the Kymijoki River in 1987–1988). Helsinki 1990. 37 s.
- No. 8. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P.J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). Helsinki 1990. 97 s.

RIISTA-JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS

**KALATUTKIMUKSIA -
FISKUNDERSÖKNINGAR**



SISÄLTÖ – INNEHÅLL – CONTENTS

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 surt nedfall på fisk och kräftor. Rapport för år 1989) (Summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). 97 s.

ISSN 0787-8478
Helsinki 1990
Yliopistopaino