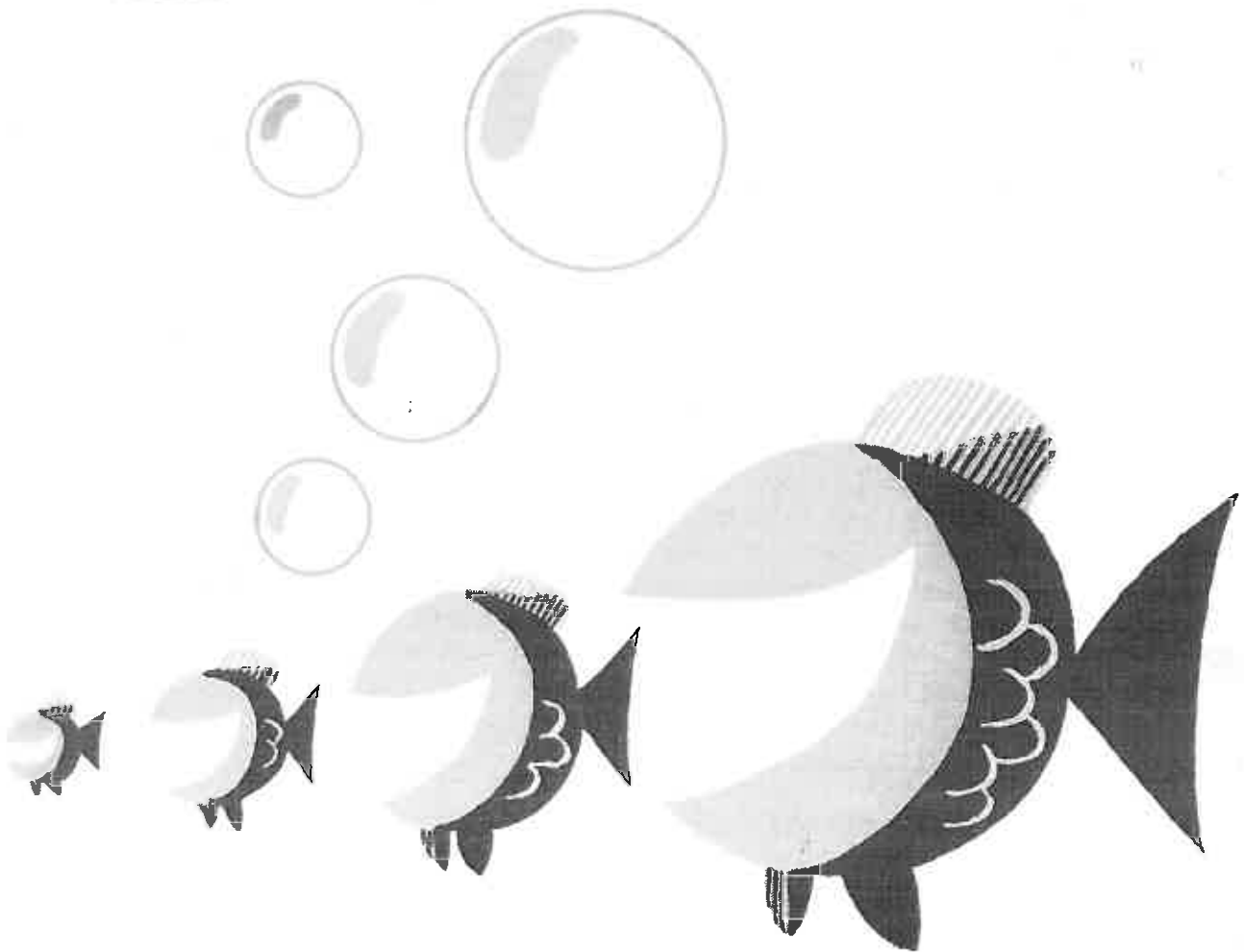


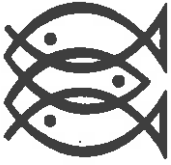
RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO



MONISTETTUJA JULKAISUJA

84
1988





RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

Toimittaja: Viljo Nylund. Toimitussihteerit: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen.

Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston kirjastolle, PL 202, 00151 Helsinki.

Monistettuja julkaisuja on jatkoa sarjalle: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" ja "Meddelanden".

Redaktör: Viljo Nylund. Redaktionssekreterare: Marja-Liisa Koljonen, Petri Suuronen.

Publikationens distribuering fastställs skilt för varje nummer.

Förfrågningar angående tidskriften riktas till bibliotekarien, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, fiskeriforskningsavdelningen, PB 202, 00151 Helsingfors.

Tidskriften är fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Övriga publikationsserier från fiskeriforskningsavdelningen är "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" och "Meddelanden".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

No 84

1988

HAPPAMAN LASKEUMAN VAIKUTUKSET KALOIHIN
RAPORTTI VUODELTA 1987

ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF ACIDIC DEPOSITION ON FISH
REPORT 1987

PEKKA TUUNAINEN, PEKKA J. VUORINEN, MARTTI RASK,
TEUVO JÄRVENPÄÄ, MARJA VUORINEN JA EERO NIEMELÄ

HELSINKI 1988

ISBN 951-8914-16-8
ISSN 0358-4623
HELSINKI 1988
YLIOPISTOPAINO

HAPPAMAN LASKEUMAN VAIKUTUKSET KALOIHIN
Raportti vuodelta 1987

English summary: Effects of acidic deposition on fish,
Report 1987

Pekka Tuunainen¹, Pekka J. Vuorinen¹, Martti Rask²,
Teuvo Järvenpää¹, Marja Vuorinen¹ ja Eero Niemelä¹

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	2
2.1. Kevään vesinäytteet	2
2.2. Havainnot Tenojoen vesistöalueelta	4
2.3. Koekalastukset	4
2.4. Ahvenpopulaatiot	4
2.5. Ahvenen kudun viivästymisen	8
2.6. Siikaistutukset happamoituneisiin järviin	10
2.7. Rapututkimukset	10
2.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet	12
2.8.1. Särki	12
2.8.2. Hauki	13
2.9. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin	14
2.9.1. Kasvu ja kehittyminen	14
2.9.2. Hapenkulutus	15
2.9.3. Natriuminvaihto	17
2.10. Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	17
2.11. Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	18
2.12. Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin	20
2.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin	20
2.12.2. Muikkualtistus	20
3. TULOKSET	22
3.1. Kevään vesinäytteet	22
3.2. Havainnot Tenojoen vesistöalueelta	22
3.3. Koekalastukset	22
3.4. Ahvenpopulaatiot	32
3.5. Ahvenen kudun viivästymisen	35
3.6. Siikaistutukset happamoituneisiin järviin	39
3.7. Rapututkimukset	41
3.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet	46
3.8.1. Särki	46
3.8.2. Hauki	49
3.9. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin	50
3.9.1. Kasvu ja kehittyminen	50
3.9.2. Hapenkulutus	56
3.9.3. Natriuminvaihto	56

1) Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto

2) Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema

3.10.	Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	61
3.11.	Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	62
3.12.	Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin	63
	3.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin	63
	3.12.2. Muikkualtistus	64
4.	TARKASTELU	76
4.1.	Kevään vesinäytteet	76
4.2.	Havainnot Tenojoen vesistöalueelta	76
4.3.	Koekalastukset	76
4.4.	Ahvenpopulaatiot	77
4.5.	Ahvenen kudun viivästyminen	78
4.6.	Siikaistutukset happamoituneisiin järviin	79
4.7.	Rapututkimukset	80
4.8.	Hedelmöitys- ja haudontakokeet	82
4.9.	Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin	83
4.10.	Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	86
4.11.	Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto	86
4.12.	Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin	87
	4.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin	87
	4.12.2. Muikkualtistus	88
	TIIVISTELMÄ	91
	SUMMARY	93
	KIRJALLISUUS	95

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 hoitotoimenpiteitä.

Kalakantatutkimuksia jatkettiin täydentämällä kertynyttä koekalastusaineistoa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987) 27 järvellä. Ahvenkannan koko arvioitiin kahdesta järvestä ja ahvenen kudun viivästymistä ja mädin kuolleisuutta tutkittiin kuudessa järvessä. Lisäksi tutkittiin istutuskokeilla miten happamissa järvissä kesän vanhat planktonsiian poikaset menestyvät.

Tutkimusta happamoitumisen vaikutuksista rapuihin jatkettiin koeravustamalla 14 järveä ja neljä puroa. Kohteista 7 oli uusia, muut ovat olleet selvityksen piirissä jo aikaisemminkin (TUUNAINEN ym. 1986, 1987). Kahdessa koejärvessä rapujen lisääntymisen onnistumista selvitettiin sumputuskokeella ja kolmessa järvessä seurattiin rapujen kasvua yksilöllisesti merkityistä ravuista.

Tutkimusjärvistä otettiin vesinäytteet keväällä juuri ennen jäiden sulamista ja koekalastusten yhteydessä. Näytteistä analysoitiin myös alumiinin kokonaispitoisuus ja fraktiot. Tenojoen vesistön alueella seurattiin jokien veden pH:n muutoksia huhti- ja toukokuussa.

Emokala-altistus (vrt. TUUNAINEN ym. 1986, 1987) tehtiin nyt muikuilla. Kokeella selvitettiin happamuuden ja alumiinin vaikutuksia kalojen sukusolujen kehittymiseen ja muihin elintoimintoihin.

Poikastestejä jatkettiin altistamalla särjen ja hauen poikasia happamuudelle ja alumiinille. Poikasista mm. mitattiin yhteistyössä Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osaston (dos. Mikko Nikinmaa) kanssa hapen-

kulutusta ja natriuminvaihtoa. Vastakuoriutuneilla poikasilla tutkittiin myös eri siikamuotojen ja muikun sekä eri kantaa olevien ahventen happamuuden ja alumiinin sietoa.

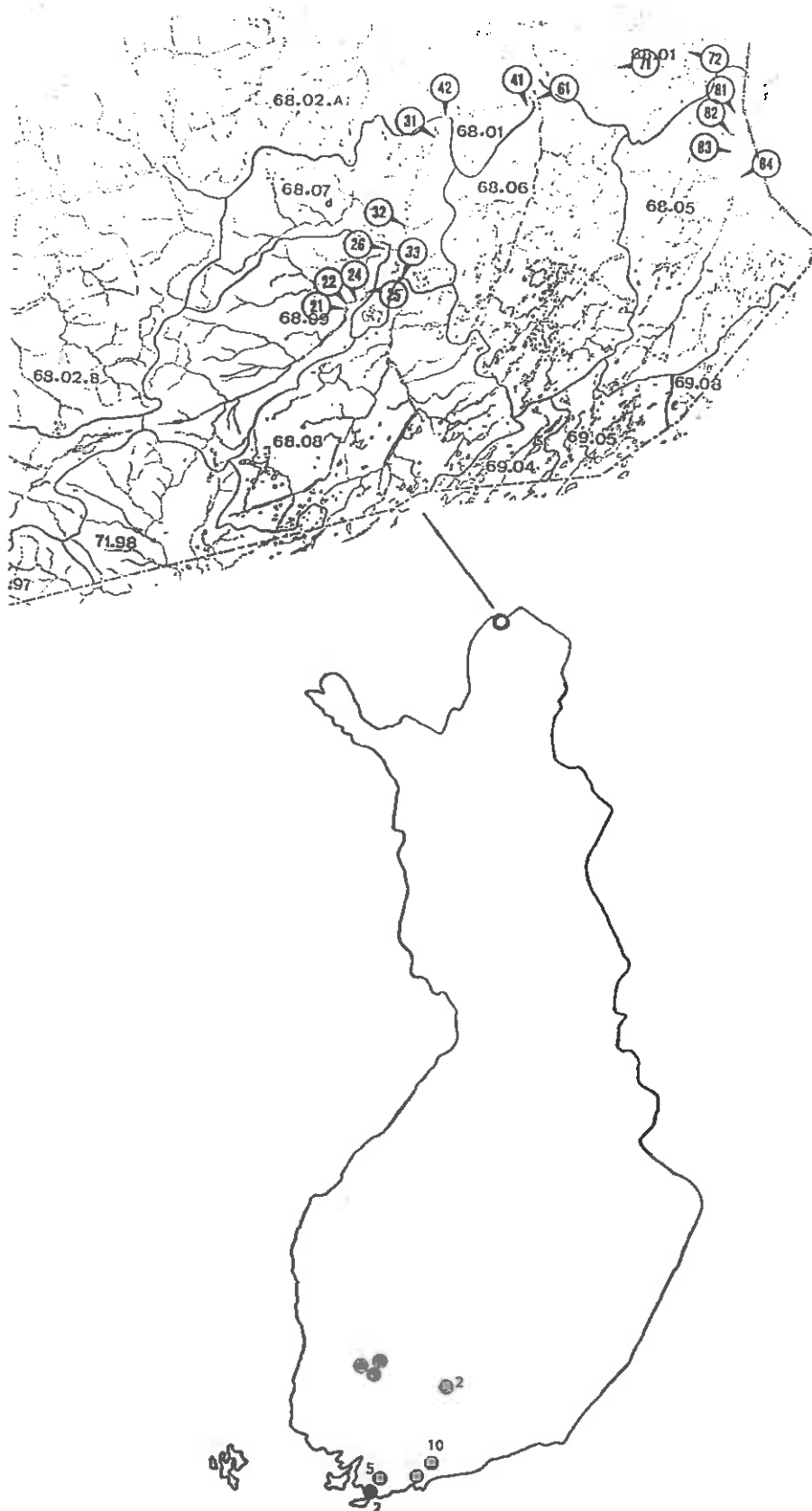
Hedelmäitys- ja haudontatestejä, joissa tutkittiin happamuuden ja alumiinin vaikutuksia, jatkettiin särjellä ja hauella. Tornionjokeen pantiin lohen mätiä hautoutumaan sumpuissa kolmeen kohtaan sekä kahteen sivujokeen ja Simojokeen yhteen koskeen. Sumputuksilla on tarkoitus selvittää näissä joissa havaittujen veden happamuuden ja rautapitoisuuden vaihteluiden vaikutuksia lohen mädin hautoutumiseen ja vastakuoriutuneisiin poikasiin.

Tutkimuksen työryhmässä toimivat: Pekka Tuunainen, Pekka Vuorinen, Martti Rask, Teuvo Järvenpää ja Marja Vuorinen. Tutkimuksen vastuullinen johtaja on Pekka Tuunainen. Käytännön hallinnosta, töiden koordinoinnista ja vesianalytiikasta sekä kokeellisista tutkimuksista, joissa tutkijana toimii myös Marja Vuorinen, vastaa Pekka Vuorinen. Kalakan-
tatutkimuksista vastaa Martti Rask ja rapututkimuksista Teuvo Järvenpää. Tenojoen vesistöalueen jokivesitutkimuksista vastaa Eero Niemelä.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Kevään vesinäytteet

Sulamisvesien vaikutuksen selvittämiseksi otettiin vesinäytteet ennen jäiden lähtöä 25 järvestä, joista yli puolesta vastaavat näytteet oli otettu myös keväällä 1986 (kuva 1). Vesinäytteet otettiin läheltä rantaa (litoraali) ja arviolta järven syvimmästä kohdasta Ruttner-noutimella pinnasta sekä 1 ja 3 metrin syvyydestä. Niistä analysoitiin pH, sähköjohtavuus, alkaliteetti, asiditeetti, väri, kokonaiskovuus, kalsiumkovuus sekä rauta- ja alumiinipitoisuus (spektrofotometrinen menetelmä) RKTL:n kalantutkimusosaston laboratoriossa. Lisäksi Teknillisessä korkeakoulussa määritettiin atomiabsorptiospektrofotometrisesti LAZERTEN (1984) menetelmän mukaan kaikista näytteistä alumiinin kokonaispitoisuus (Al_{tot}) ja pintavesinäytteistä ja 1 metrin näytteistä fraktiot (labiili = monomeerinen alumiini, Al_{lab} ,



Kuva 1. Järvet, joista otettiin vesinäytteet huhtikuussa (●). Jos samalla alueella sijaitsee useampia näytejärviä, niiden lukumäärä on merkitty numerolla. Tenosjoen vesistöalueen (○) näytepisteet kartan osasuurenoksessa.

sekä kompleksoitunut orgaaninen ja polymeerinen alumiini, Al_{kop}).

2.2. Havainnot Tenojoen vesistöalueelta

Huhti- ja toukokuussa mitattiin veden pH:ta Pulmankijoen ja Utsjoen sadealueen joista sekä eräistä Tenojokeen laskevista joista (kuva 1). Toukokuun 19. päivän mittaukset tehtiin juuri, kun lumet olivat alkaneet sulaa tuntureilla, mutta jäät eivät olleet vielä lähteneet joista.

2.3. Koekalastukset

Vuonna 1987 koekalastettiin 27 järveä (kuva 2). Lamilla ja Tammelassa sijaitsevat 8 järveä olivat neutraaleja vertailujärviä, joiden pH oli 6,4 - 7,2 (taulukko 1). Tampereen ja Kymen vesi- ja ympäristöpiirien kalkitusohjelmiin kuuluvia järviä koekalastettiin 8. Näissä järvissä on tarkoitus seurata myöhemmin kalkituksen kalastovaikutuksia. Happamoituneita järviä tai sellaisiksi epäiltyjä koekalastettiin 10. Näistä 4 vuonna 1986 tehdyn tiedustelun (TUUNAINEN ym. 1987) perusteella mukaan valittua sijaitsee Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueella. Viisi järveä tutkittiin Espoon kaupungin kanssa tehdyn tutkimussopimuksen mukaisesti. Tulokset niistä on esitetty yksityiskohtaisemmin toisaalla (VUORINEN ym. 1988). Koekalastukset tehtiin ja saaliit käsiteltiin kuten aikaisempinakin vuosina. Myös vesinäytteet ja näytteet kalojen iän ja kasvun määrittämiseksi otettiin edellisten vuosien käytännön mukaisesti (TUUNAINEN ym. 1986, 1987).

2.4. Ahvenpopulaatiot

Tammelassa sijaitsevan Pikku-Kaita -nimisen järven ahvenkannan koko määritettiin, koska vuonna 1986 tutkituille happamoituneille ja alumiinipitoisille järville (LAPPALAINEN 1987) haluttiin saada hapan ja alumiiniton vertailujärvi



Kuva 2. Vuonna 1987 koekalastettujen ja -ravustettujen järvien sijainti.

Taulukko 1. Koekalastettujen ja -ravustettujen järvien vesianalyysitulokset. Näytteet otettu kalastusten ja ravustusten yhteydessä.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	FVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK mS/m	Ca-KOV. mmol/l	VARI mg Pt
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	10.06.87	5,7	0,02	4,1	0,06	50
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	24.07.87	5,8	0,02	3,9	0,06	50
Alisen puro	Nokia	2-682043-47124	10.06.87	6,0	0,03	4,0	0,06	55
Ali-Mylly	Loppi	2-673646-50646	06.07.87	7,1	0,25	4,6	0,12	75
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	01.09.87	6,4	0,05	3,3	0,06	20
Fårsjö	Pohja	2-666850-47050	03.02.87	6,4	0,06	3,9	0,08	35
Fårsjö	Pohja	2-666850-47050	05.05.87	6,1	0,05	3,6	0,07	30
Färträsk	Siuntio	2-667500-50900	01.07.87	6,6	0,03	4,0	0,08	20
Havisevanjärvi	Kangasala	2-682761-50359	20.07.87	6,4	0,08	3,8	0,08	150
Hietalampi	Pudasjärvi	3-729295-51874	06.08.87	5,1	0,00	1,3	0,01	10
Huhmari	Lammi	2-678770-56100	13.07.87	6,8	0,17	5,2	0,14	80
Hynkänlampi	Espoo	2-668460-53420	22.06.87	5,4	0,01	3,2	0,04	20
Häkläjärvi	Espoo	2-668712-53654	22.06.87	4,9	0,00	3,2	0,04	25
Iso Hanhilampi	Miehikkälä	3-673710-54235	30.07.87	6,6	0,07	3,9	0,11	70
Iso-Lumoojõe	Teisko	2-682935-49630	29.07.87	6,4	0,06	3,1	0,06	40
Jaakonjärvi	Utajärvi	3-716520-47647	07.08.87	5,6	0,01	0,8	0,01	15
Kaitalampi	Espoo	2-668994-53674	09.09.87	5,8	0,02	4,0	0,05	20
Kaleton	Ristijärvi	4-714230-42835	05.08.87	5,2	0,00	1,0	0,01	10
Kalliojärvi	Tampere	2-682980-49512	20.07.87	6,8	0,09	3,8	0,09	20
Kattilajärvi	Espoo	2-668794-53424	22.06.87	5,8	0,02	3,3	0,06	20
Kuorelampi	Sotkamo	4-710957-43038	04.08.87	5,3	0,01	0,8	0,01	20
Lakistonjoki	Espoo	2-669090-53622	09.09.87	6,6	0,22	8,6	0,16	180
Majalampi	Espoo	2-669355-53480	30.06.87	5,4	0,01	2,7	0,03	90
Matalajärvi	Kangasala	2-683445-50655	20.07.87	6,4	0,06	2,7	0,07	65
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	24.06.87	6,1	0,02	3,6	0,07	15
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	10.09.87	6,3	0,03	3,6	0,08	15
Myllyjärvi	Espoo	2-668590-53640	22.06.87	5,3	0,01	2,9	0,05	35
Mälkiä	Loppi	2-673835-50360	06.07.87	7,1	0,16	4,7	0,12	15

jatkuu . . .

Taulukko 1. jatkoa

JARVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK mS/m	Ca-KOV. mmol/l	VARI mg Pt/l
Pirttijärvi	Ruovesi	2-686300-51140	30.07.87	7,0	0,18	3,4	0,08	90
Puurlampi	Kisko	2-667940-47750	03.09.87	6,9	0,13	4,0	0,11	25
Rukojärvi	Kangasala	2-683320-50353	20.07.87	6,5	0,08	3,2	0,08	125
Saarijärvi	Teisko	2-683070-49790	28.07.87	6,1	0,03	2,8	0,06	35
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	03.02.87	5,6	0,02	3,1	0,06	30
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	05.05.87	5,6	0,02	2,8	0,05	20
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	06.06.87	5,7	0,01	2,7	0,05	10
Salmiinen	Ylämaa	3-674493-55870	30.07.87	6,5	0,06	4,2	0,09	30
Sorlampi	Espoo	2-668310-53440	22.06.87	5,2	0,01	3,1	0,04	40
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	11.06.87	6,3	0,04	2,8	0,05	30
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	24.07.87	6,4	0,05	2,8	0,05	25
Sourunoja	Ruovesi	2-686300-50355	30.07.87	7,0	0,22	4,2	0,09	60
Stensjö	Pohja	2-666915-47330	03.09.87	6,8	0,11	3,6	0,07	20
Syrjänälunen	Lammi	2-678770-56160	13.07.87	6,7	0,21	5,7	0,14	10
Syväjärvi	Miehikkälä/Ylämaa	3-673345-54870	30.07.87	7,0	0,10	4,0	0,11	15
Särkijärvi	Lammi	2-678780-56050	13.07.87	6,7	0,15	5,1	0,13	90
Särkijärvi	Loppi	2-673790-50505	06.07.87	6,8	0,09	3,3	0,08	20
Valkea Mustajärvi	Lammi	2-679050-56025	13.07.87	6,4	0,07	2,6	0,06	25
Valkeajärvi	Kuru	2-686289-47635	28.08.87	6,2	0,04	2,7	0,04	35
Valkjärvi	Vihti	2-668530-51900	11.09.87	6,7	0,08	4,1	0,09	20
Vääriä	Loppi	2-673790-50650	06.07.87	7,2	0,20	4,1	0,11	20

(taulukko 2). Myös Lammilla sijaitsevan Karhujärven ahvenkannan koko määritettiin. Karhujärvi on hapan ja humuksinen ja sen ahvenkannan tilasta on tietoja 1980-luvun alkupuolelta saakka (RASK 1984, RASK ym. 1986).

Merkintä ja takaisinpyynti tehtiin toukokuussa 1987 samaan tapaan kuin edellisenäkin vuonna (LAPPALAINEN 1987, TUUNAINEN ym. 1987). Merkinnän (eväleikkaus) aikana järvistä ei poistettu kaloja ja tulokset on laskettu nk. Schnabel-estimaatteina (ROBSON ja REGIER 1971). Ahvenen kasvu määritettiin takautuvasti operculum-luusta Monastyrskyn menetelmällä (TESCH 1971). Pikku-Kaidasta tarvittavat kalat pyydystettiin merkinnän ja takaisinpyynnin jälkeen. Karhujärvestä ei poistettu kaloja lainkaan; sieltä esitetyt kasvutulokset on määritetty aikaisempina vuosina pyydystyistä ahvenista.

2.5. Ahvenen kudun viivästymisen

Ahvenen kudun viivästymistä tutkittiin, koska kalojen sukusolujen kehittymisen hidastumisesta happamassa ympäristössä oli saatu viitteitä sekä kokeellisissa tutkimuksissa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987) että kenttätöissä (RAITANIEMI 1987, LAPPALAINEN 1987). Tutkimusjärvinä olivat Iso ja Vähä Valkjärvi Lammilla, Kaitajärvi ja Pikku-Kaita Tammelassa sekä Pieni Lehmälampi Vihdissä. Neutraali vertailujärvi oli Valkea Mustajärvi Lammilla (taulukko 2). Kudun etenemistä tutkittiin seuraamalla aikuisten ahventen kutuvalmiuden kehittymistä ja havainnoimalla mätinauhojen ilmaantumista kustakin järvestä 0 - 2 m:n syvyydestä etukäteen valittuihin turoihin sekä seuraamalla veden lämpötilaa. Ahvenia pyydystettiin turkistarhaverkosta tehdyillä katiskoilla 1 - 3 m:n syvyydestä 2 - 5 katiskalla järveä kohti. Ahventen kutuvalmius määritettiin NIKOLSKYN (1963) esittämän asteikon kehitysvaiheita 4 - 6 mukaellen: 4 = kutematon, lähes kutuvalmis, gonadit isot, mutta sukutuotteet eivät tule ulos kevyellä puristuksella, mäti ei vielä nauhana; 5 = kutuvalmis, gonadit suurimmillaan, sukutuotteet tulevat ulos kalan vatsaa kevyesti painamalla; 6 = kutunut, gonadit tyhjäät (naaraat) tai ainakin lähes tyhjäät (koiraat). Sukupuolen

Taulukko 2. Vesianalyysituloksia järivistä, joissa tutkittiin ahvenen kudun viivästymistä, arvioitiin ahvenkannan koko tai tehtiin siian istutuskoe. Na, K, Ca ja Mg määritettiin Lammin biologisella asemalla paitsi Alinen Mustajärvi (RASK & ARVOLA 1985) sekä Iso ja Pieni Lehmälampi ja Hauklampi (PÄTILÄ 1984).

Järvi	pH	Alk. mmol/l	Asid. mmol/l	Joht. mS/m	Väri mg Pt/l	Na mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Al µg/l
Alinen Mustajärvi	5,2	0,02	0,16	2,4	80	0,5	0,4	2,0	0,4	233	52
Hauklampi	4,8	0,01	0,17	3,3	15	1,2	0,2	1,4	0,6	50	473
Iso Lehmälampi	4,4	0,00	0,13	3,4	35	0,9	0,3	1,3	0,5	276	211
Iso Valkjärvi	4,8	0,00	0,06	1,5	10	0,4	0,4	1,1	0,2	144	0
Kaitajärvi	4,6	0,00	0,06	1,8	10	0,4	0,2	0,9	0,2	24	28
Karhujärvi	4,4	0,00	0,20	3,7	125	0,8	0,5	2,5	0,6	167	160
Pieni Lehmälampi	4,5	0,00	0,11	2,9	20	0,8	0,3	1,3	0,5	188	125
Pikku-Kaita	4,5	0,00	0,08	1,8	10	0,4	0,2	0,5	0,2	0	8
Valkea Mustajärvi	6,3	0,06	0,06	2,5	35	1,0	0,6	2,8	0,5	152	28
Vähä Valkjärvi	4,4	0,00	0,08	2,2	10	0,3	0,2	0,8	0,2	132	40

määrittämisen varmistamiseksi jouduttiin tappamaan muutamia kaloja jokaisesta järvestä, mutta muutoin kalat palautettiin järveen vahingoittamatta niitä. Jokaisesta järvestä valittiin 5 kudettua mätinauhaa, joista arvioitiin in situ mätimunien kuolleisuus lähes kuoriutumisvaiheeseen saakka.

2.6. Siikaistutukset happamoituneisiin järviin

Vuosina 1985 - 1987 koekalastetuista 93 järvestä 22:n saaliissa oli siikoja, useimmiten istutettua planktonsiikaa. Koska jotkut näistä järvistä olivat hyvinkin happamia (pH < 5,0) ja koska kokeellistenkin tutkimusten mukaan (TUUNAINEN ym. 1986, 1987) siika sietää varsin hyvin happamuutta, alettiin selvittää siikaistutuksia happamoituvien vesien kalaston hoitokeinona (RASK ym. 1988). Syksyllä 1986 istutettiin kesän vanhoja Evon kalastuskoeaseman Soitimenkorven luonnonravintolammikossa tuotettuja planktonsiian poikasia kolmeen Espoon - Vihdin alueella sijaitsevaan happamoituneeseen järveen (Hauklampi, Iso ja Pieni Lehmälampi) sekä kahteen Lammilla Evon valtionpuistossa sijaitsevaan järveen (Vähä Valkjärvi ja Alinen Mustajärvi, taulukko 2). Neutraalina vertailujärvenä oli Valkea Mustajärvi, joka on eräs Evon kalastuskoeaseman siikatutkimusten pääkohteista (mm. PRUUKI 1982). Istutettujen siianpoikasten keskipituus oli 12,1 cm, keskipaino 10,8 g ja istutustiheys 100 poikasta/ha. Istutusten onnistumista tarkkailtiin koepyyneillä 1.-3.6.1987 (verkkojen solmuvälit 12, 15 ja 20 mm) ja 1.-6.10.1987 (verkkojen solmuvälit 15, 20, ja 25 mm).

2.7. Rapututkimukset

Vuonna 1987 koeravustettiin yhteensä 14 järveä ja 4 puroa läntisellä Uudellamaalla, Pirkanmaalla ja Pohjois-Hämeessä (kuva 2). Ravustuskohteista 7 on ollut mukana aikaisempien vuosien koeohjelmassa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987). Mukana on kaksi kirkasvetistä järveä (Kiskon Puurlampi ja Vihdin Valkjärvi), yksi ruskeavetinen järvi (Ruoveden Pirttijärvi) ja yksi kirkasvetinen puro (Ruoveden Sourun-

oja), jotka eivät ole välittömän happamoitumisuhan alaisia, mutta sijaitsevat alueilla, joilla on runsaasti happamoituvia vesiä.

Rapukantojen koko ja rakenne arvioitiin koeravustuksilla 8. - 12.6. ja 20.7. - 11.9. Yhdellä järvellä (Nokian Alinenjärvi) suoritettiin merkintä ja takaisinpyynti (ROBSON ja REGIER 1971, RICKER 1975) viiden viikon välein. Merta-pyynti ja saaliin käsittely on kuvattu aikaisemmin (TUUNAINEN ym. 1986). Pyyneissä käytetyt mertamäärät ilmenevät taulukoista 17 ja 18. Kolmen järven koko rapusaalis merkitettiin yksilöllisesti kasvun ja kuorenvaihtofrekvenssin seuraamista varten polttamalla rapujen selkäkilpeen pistekoodi (ABRAHAMSSON 1965). Muiden järvien saalisravut merkittiin ennen vapauttamista leikkaamalla niiltä äärimmäinen vasen uropodi.

Rapujen lisääntymisen onnistumista selvitettiin kahdella järvellä (Alinenjärvi, Nokia ja Sorvijärvi, Vammala) pyytämällä mätimunia kantavia naaraita kesäkuun alussa sekä merroilla että sukeltamalla. Sukeltamalla pyrittiin saamaan emorapujen lisäksi myös poikasia, jotka eivät mene mertoihin. Sukelluspyyntiin osallistui kaksi sukeltajaa, jotka sukelsivat kummassakin järvessä 1,5 tunnin ajan myöhään iltapäivällä. Tänä aikana tutkittiin n. 200 m ravustettavaa rantaa 0 - 2 m:n syvyydessä.

Kahdessa järvessä (Fårsjö ja Sahajärvi, Pohja) lisääntymisen onnistumista selvitettiin sumputuskokeella. Koe aloitettiin 15.10.1986. Kummassakin järvessä sumppuun sijoitettiin 11 lisääntymisvalmista naarasta ja 5 koirasta. Osa ravuista pyydettiin Fårsjöstä, osa tuotiin Evon kalantiljelylaitokselta. Naaraiden selkäkilven keskipituus oli Fårsjön sumpussa $42,5 \pm 1,4$ mm (keskiarvo \pm SE) ja Sahajärven sumpussa $44,5 \pm 1,6$ mm. Koiraiden selkäkilven pituus oli Fårsjön sumpussa $51,8 \pm 2,5$ mm ja Sahajärven sumpussa $50,0 \pm 2,4$ mm. Sumput olivat kooltaan 60 x 40 x 25 cm. Niiden runko oli rakennettu vesivanerista, laidat ja pohja muoviverkosta, jonka silmäkoko oli 6 x 6 mm ja kansi reijitetyistä vesivanerista. Pohjaverkkoon oli kiinnitetty sumpun pitkille sivuille laittaa vasten kohtisuoraan 12 - 15 cm:n pituisia 40 - 45 mm:n läpimittaisia muoviputken pätkiä suojapaikoiksi. Sumput sijoitettiin kovalle pohjalle n. 1,5

m:n syvyyteen. Kokeen kestäessä rapuja ruokittiin variseilla lepän lehdillä.

Kokeen loppuvaiheessa, ensimmäisten poikasten kuoriututtua, kolme naarasta kummastakin sumpusta sijoitettiin yksilöllisiin sumppuihin tarkan emokohtaisen poikastuoton selvittämiseksi. Yksilölliset sumput oli rakennettu 15 cm:n läpimittaisesta polyeteeniputkesta, joka suljettiin kummas-takin päästä hyönteisverkolla. Makaavaan asentoon alustaansa kiinnitetyn putkisumpun pohjalle oli kiinnitetty 40 mm:n läpimittainen muoviputken pätkä ravulle suojapaikaksi. Sumputuskokeen aikana sumputuspaikoilla mitatut veden pH-arvot ja lämpötilat ilmenevät taulukosta 3.

Viidestä koejärvestä kerättiin rapunäyte mahdollisen Psorospermium-loisinnan toteamiseksi.

Taulukko 3. Lisääntymiskaudella 1986 - 1987 tehdyn rapujen sumputuskokeen aikana sumppujen tarkastuksen yhteydessä mitatut veden pH-arvot ja lämpötilat sumputuspaikoilla.

	1986			1987							
	15.10.	27.10.	9.12.	3.2.	4.4.	5.5.	27.5.	18.6.	9.7.	17.7.	24.7.
Fårsjö											
pH	6,10	6,30	6,25	6,20	5,35	6,19	6,38	6,40	6,70	6,80	6,80
T°C	7,5	6,3	1,3	1,2	1,0	5,5	10,4	14,0	19,9	19,5	22,0
Sahajärvi											
pH	5,50	5,70	5,35	5,05	4,96	5,36	5,65	5,73	6,08	6,23	5,80
T°C	7,1	6,5	1,5	1,5	1,1	7,6	12,0	15,0	20,3	19,2	22,0

2.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet

2.8.1. Särki

Särjellä Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksessa tehdyissä hedelmöitys- ja haudontakokeissa testivesien pH:t

olivat 4,25, 4,50, 4,75, 5,00, 5,25, 5,50 ja 5,75 ja kussakin pH:ssa nominaaliset alumiinipitoisuudet 0 ja 400 µg/l. Vertailuvetenä oli Pahkajärven vesi (pH n. 6,7), johon myös testiliuokset valmistettiin. Kaksi mätierää hedelmöitettiin (31.5.) eri testiliuoksissa ja kummastakin erästä puolet haudottiin testiliuoksissa ja puolet järvivedessä. Lisäksi kaksi mätierää hedelmöitettiin järvivedessä ja haudottiin eri testiliuoksissa. Hedelmöityksessä maiti, jota oli runsaasti, lisättiin mätimunien joukkoon hedelmöitysveden mukana. Munat siirrettiin haudontaveteen kolmen minuutin kuluttua hedelmöityshetkestä. Kuolleet munat laskettiin ja poistettiin päivittäin. Poikaset saivat kuoriutua samassa vedessä, jossa ne oli haudottu. Kuoriutumista havainnoitiin päivittäin ja kuolleet poikaset poistettiin; myös elävistä poikasista tehtiin havainnoita (uintiaktiivisuus). Testi lopetettiin 10 vuorokauden kuluttua keskimääräisestä kuoriutumisaikakohdasta lukien. Vesi vaihdettiin joka toinen päivä; veden vaihtuvuus oli suurempi kuin SPRAGUEN (1969) semistaattiselle testille suosittelema. Testilämpötila oli sama kuin järviveden senhetkinen lämpötila (11 - 16 °C). Tuloksissa kunkin kolmen eri käsittelyn kaksi toistoa esitetään keskiarvona.

2.8.2. Hauki

Hauen hedelmöitys- ja haudontakokeissa testi-pH:t olivat 4,00, 4,25, 4,50, 4,75 ja 5,00 ja nominaaliset alumiinipitoisuudet 0, 300 ja 600 µg/l. Testivesissä hedelmöitettyjä munia siirrettiin noin vuorokauden kuluttua hautoutumaan järviveteen (Pahkajärvi) ja järvivedessä hedelmöitettyjä testivesiin. Kahdesta testivesihaudontaryhmästä siirrettiin munia haudonnan lopulla järviveteen ja yhdessä tapauksessa järvivedessä haudottuja munia siirrettiin haudonnan lopulla testivesiin. Kuolleet poistettiin ja laskettiin päivittäin ja kuoriutumista havainnoitiin. Järvivedessä 9.5. hedelmöitettyistä ja testiliuoksiin seuraavana päivänä siirretyistä munista mitattiin alkioiden sydämen syketaajuus 21.5. kaikista testiryhmistä ja lisäksi 24.5. joistakin ryhmistä (vertailuryhmä, pH:ssa 4,00 ja 5,00 kaikki ryhmät ja pH:ssa

4,25 alumiinipitoisuus 0 µg/l). Syketaajuus mitattiin kahdeksasta poikasta, jokaisesta vähintään kolmena perättäisenä mittauksena. Mittauslämpötila oli sama kuin testilämpötila: 21.5. se oli 10,1 - 10,3 °C ja 24.5. 8,7 - 8,9 °C. Testiliuoksissa haudotut poikaset saivat kehittyä, kunnes vertailupoikaset alkoivat uida, jolloin kaikki poikaset huumattiin ja fiksoitiin mittauksia varten. Testilämpötila muuttui järviveden lämpötilan mukaan ja oli testien aikana 5,5 - 14,4 °C. Mittaustulokset testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA) ja ryhmien keskiarvoja verrattiin Scheffen testillä ($p < 0,05$).

2.9. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin

2.9.1. Kasvu ja kehittyminen

Testit särjen ja hauen poikasilla tehtiin Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksessa. Poikaset olivat lasipurkeissa, jotka olivat järvivesihauteessa luonnonmukaisen lämpötilan ylläpitämiseksi. Testiliuosta vaihdettiin siten, että veden vaihtuvuus oli vähintään SPARAGUEn (1969) suositttelema 2 l kalagrammaa kohti päivässä.

Vastakuoriutuneita hauen poikasia altistettiin pH-arvoissa: 4,00, 4,25, 4,50, 4,75 ja 5,00 ja alumiinipitoisuuksissa 0, 300 ja 600 µg/l sekä seuraavien kuuden järven vedessä: Iso Majaslampi, Hauklampi, Sorlampi, Häkläjärvi, Pieni Lehmälampi ja Tammelan Kaitajärvi. Vedet oli noudettu järvistä 28.4., paitsi Tammelan Kaitajärvestä 29.4. (taulukko 4). Altistusaika oli 10 vuorokautta (28.5. - 7.6.). Testilämpötila oli 8,6 - 13,6 °C. Poikasten kuolleisuutta ja uintiaktiivisuutta tarkkailtiin päivittäin. Sydämen syketaajuus mitattiin 1.6. kustakin altistusryhmästä kahdeksalta poikaselta. Mittauslämpötila oli 11,3 - 11,6 °C. Hauen poikasilta, jotka oli pantu vastakuoriutuneina 2.6. altistusliuoksiin, mitattiin hengitystaajuus kiduskansien liikkeenä 8.6. Testilämpötila 10 vuorokauden testin aikana oli 11,5 - 14,8 °C ja mittauksen aikana 14,6 - 15,2 °C.

Testien lopussa poikaset huumattiin ja fiksoitiin mittauksia varten (paino, pituus ja ruskuaispussin koko).

Parin vuorokauden ikäisiä särjen poikasia altistettiin testiliuoksissa, joiden pH:t olivat 4,75, 5,00, 5,25, 5,50, 5,75 ja 6,00 ja alumiinipitoisuudet 0, 100, 200 ja 300 µg/l, sekä edellä mainituissa järvivesissä (taulukko 4). Altistus-aika oli 9 vuorokautta (16.6. - 25.6.) ja testilämpötila 13,5 - 15,7 °C. Poikasten kuolleisuutta ja uintiaktiivisuutta havainnoitiin ja testin lopussa poikaset huumattiin ja fiksoitiin.

Taulukko 4. Järvivesien, joissa hauen ja särjen poikasia altistettiin, pH ja kokonaisalumiinipitoisuus (Al_{tot} , µg/l). Vedet noudettiin 28.4. paitsi Tammelan Kaitajärvestä 29.4.

Järven nimi	pH	Al_{tot}
Iso Majaslampi	4,64	225
Hauklampi	4,67	463
Sorlampi	4,78	126
Häkläjärvi	5,02	60
Pieni Lehmälampi	4,76	179
Tammelan Kaitajärvi	4,77	-
Pahkajärvi	6,70	39

2.9.2. Hapenkulutus

Vastakuoriutuneita sekä uivia hauen poikasia pantiin altistumaan liuoksiin, joiden pH:t olivat 4,00, 4,50, 5,00 ja nominaaliset alumiinipitoisuudet 0, 300 ja 600 µg/l ja parin sekä noin kymmenen vuorokauden ikäisiä särjen poikasia liuoksiin, joiden pH:t olivat 4,75, 5,25, 5,75 ja nominaaliset alumiinipitoisuudet 0, 200 ja 400 µg/l. Vertailuryhmät olivat Pahkajärven vedessä. Testiliuospurkkeja temperoitiin altistuksen ja mittausten aikana vesihauteessa, johon johdettiin vesi järvestä (taulukko 5).

Hapenkulutusta mitattiin vastakuoriutuneista hauen poikasista 1 ja 9 ja uivista poikasista 1 altistusvuorokauden kuluttua sekä nuoremmista särjen poikasista 1 ja 6 ja vanhemmista poikasista 1 altistusvuorokauden kuluttua. Hapenkulutus mitattiin tarkoitusta varten valmistetussa mittauskammiossa happielektrodilla, joka oli kytketty mittariin ja tämä taas piirturiin. Mittauskammioon laitettiin särjen poikasia n. 20 ja hauen poikasia 5 - 10 iästä ja koosta riippuen. Poikasten annettiin rauhoittua kammiossa 10 minuuttia ennen mittauksia; mittaus aloitettiin, kun hapen osapaine kammion vedessä oli vakiintunut. Samoista kaloista tehtiin vähintään kolme rinnakkaista rekisteröintiä, joissa hapen osapaineen muutos oli mahdollisimman lineaarinen ajan funktiona. Testiveden lämpötila mitattiin kammioista aina mittauksen jälkeen (taulukko 5).

Mittauksen jälkeen kalanpoikaset huumattiin ja fiksoitiin punnitusta varten. Tulokset laskettiin massayksikköä kohti (ml O₂/g minuutissa).

Taulukko 5. Hauen ja särjen hapenkulutustutkimuksen ja happamuus- ja alumiinialtistuksen aikainen lämpötila.

	Altistus T °C	Altistus vrk	Mittaus T °C
Hauki	11,5 - 14,8		
ruskuaispussipoikanen		2	
ruskuaispussipoikanen		9	13,9 - 15,0
uiva poikanen	14,0 - 14,8	1	14,5 - 15,1
Särki	15,0 - 15,8		
ruskuaispussipoikanen		1	15,3 - 15,6
ruskuaispussipoikanen		6	15,4 - 16,0
uiva poikanen	13,9 - 14,2	1	14,1 - 14,7

2.9.3. Natriuminvaihto

Happamuuden ja alumiinin vaikutusta vastakuoriutuneiden poikasten ioninkuljetukseen tutkittiin käyttämällä radioaktiivista natriumia (^{22}Na). Särjen poikasia altistettiin pH:ssa 5,00 ja 5,75 nominaalisissa alumiinipitoisuuksissa 0 ja 200 $\mu\text{g}/\text{l}$ ja hauen poikasia pH:ssa 4,00 ja 4,75 nominaalisissa alumiinipitoisuuksissa 0 ja 600 $\mu\text{g}/\text{l}$. Särjen poikasten natriuminvaihtoa mitattiin 1 ja 6 vuorokauden ja hauen poikasten 2 ja 9 vuorokauden kuluttua altistuksen aloittamisesta. Hauen poikasten altistuksen aikana veden lämpötila oli 13,0 - 14,8 °C ja varsinaisen kokeen aikana 2. vuorokautena 13,0 °C ja 9. vuorokautena 14,0 °C. Särjenpoikastestissä lämpötila oli 13,5 - 15,8 °C; 1. testipäivänä 15,0 °C ja 6. vuorokautena 13,8 °C.

Natriumin kulkeutumista seurattiin sekä kalojen sisään (influx) että niistä ulos (efflux). Kaikista testeistä tehtiin myös rinnakkaistestit. Influx-kokeessa kaloja otettiin näytteeksi 10 ja 30 minuutin sekä 1, 2, 4 ja 8 tunnin kuluttua kokeen aloittamishetkestä eli siitä hetkestä kun isotooppia lisättiin testiveteen. Efflux-kokeessa isotooppi lisättiin veteen noin 12 tuntia ennen näytteenoton aloittamista. Kalat vaihdettiin ei-radioaktiiviseen testiveteen ja tästä vedestä otettiin näytteitä samoin aikaväleihin kuin influx-kokeessa. Näytteiden radioaktiivisuudet mitattiin Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osastossa. Tulokset laskettiin kalanpoikasten massayksikköä kohti (nCi/g).

2.10. Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

Eri siikamuotojen, planktonsiian (Coregonus pallasi), järvikutuisen siian (järvisiika, Coregonus wartmanni sensu Svärdsön 1979) ja peledsiian (Coregonus peled) sekä muikun (Coregonus albula), happamuuden ja alumiinin sietoa tutkittiin vastakuoriutuneilla poikasilla. Kokeet tehtiin Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksessa. Testatut pH:t olivat 4,00, 4,25, 4,50, 4,75, 5,00, 5,25, 5,50 ja 5,75 ja nominaa-

liset alumiinipitoisuudet 0, 100, 200, 300, 400, 600, 800 ja 1000 µg/l. Testit tehtiin lasipurkeissa, joihin kuhunkin pantiin 10 mahdollisimman vastakuoriutunutta poikasta. Testipurkit olivat vesihauteessa luonnonmukaisen lämpötilan ylläpitämiseksi (taulukko 6). Testiliuoksen määrä ja testiliuoksen vaihto sovitetttiin koekalojen mukaan siten, että veden vaihtuvuus oli vähintään SPRAGUEn (1969) suositttelema 2 l kalagrammaa kohti päivässä. Kokeet kestivät 10 vuorokautta. Kalojen kunto tarkastettiin päivittäin. Kuolleet laskettiin ja poistettiin. Lisäksi laskettiin kyljellään ja vatsallaan purkin pohjalla makaavat poikaset sekä uivat poikaset. Kokeen loppuun elossa säilyneet poikaset huumatettiin ja säilöttiin.

Taulukko 6. Siikamuotojen ja muikun happamuus- ja alumiinialtistuksen ajankohta ja testin aikainen lämpötila (keskiarvo \pm SE ja vaihteluväli).

	testiaika	T °C	
Planktonsiika	6. - 16.5.	5,9 \pm 0,3	4,9 - 7,5
Järvisiika	7. - 17.5.	6,6 \pm 0,4	5,3 - 8,5
Peledsiika	17. - 27.5.	9,6 \pm 0,2	8,9 - 10,3
Muikku	5. - 15.5.	5,9 \pm 0,3	5,0 - 7,7

2.11. Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

Neljää eri kantaa olevien ahventen vastakuoriutuneiden poikasten happamuuden ja alumiinin sietoa tutkittiin. Happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisista järvistä (taulukko 7) pyydystettiin ahvenia katiskoilla. Kunkin naaraan mäti hedelmöitettiin heti järvillä viiden saman järven koiraan maidilla Valkean Mustajärven vedessä ja haudottiin poikasiksi laboratoriossa Valkean Mustajärven vedessä. Happamuus- ja alumiinikokeet aloitettiin heti poikasten kuoriuduttua.

Kokeiden pH:t olivat 4,00, 4,25, 4,50, 4,75, 5,00, 5,25, 5,50 ja 5,75 ja nominaaliset Al-pitoisuudet 0, 100, 200, 300, 400, 600, 800 ja 1000 µg Al/l. Kontrollina oli Valkean Mustajärven vesi. Testit tehtiin lasipurkeissa huoneessa, jossa lämpötila (taulukko 7) oli suunnilleen sama kuin ulkona. Testiliuoksen määrä oli SPRAGUEn (1969) suosittelu 2 l kalagrammaa kohti päivässä. Kaikki 4 koetta kestivät 7 vuorokautta, mutta ne aloitettiin eri aikoina, koska kalat kutivat eri järvissä hieman eri aikaan. Tämän seurauksena myös kokeiden keskimääräisissä lämpötiloissa oli eroja (taulukko 7). Kalojen kunto tarkastettiin päivittäin. Kuolleet laskettiin ja poistettiin. Lisäksi laskettiin kyljellään ja vatsallaan purkin pohjalla makaavat poikaset sekä uivat poikaset. Kokeen loppuun elossa säilyneet poikaset huumattiin ja säilöttiin.

Taulukko 7. Testattujen ahvenkantojen alkuperäjärvien pH ja kokonaisalumiinipitoisuus (Al_{tot} , µg/l; alla näytteiden lukumäärä) sekä eri kantojen testiajankohdat ja testien aikaiset lämpötilat (keskiarvo \pm SE).

Järvi/ahvenkanta	pH	Al_{tot}	Testiaika	Lämpötila
Iso Valkjärvi	4,96 (5)	35 (4)	25.5. - 1.6.	14,1 \pm 1,0
Tammelan Kaitajärvi	4,66 (3)	16 (1)	31.5. - 7.6.	16,7 \pm 0,8
Pieni Lehmälampi	4,52 (15)	170 (13)	4.6. - 11.6.	17,1 \pm 0,8
Valkea Mustajärvi	6,21 (7)	22 (6)	25.5. - 1.6.	14,1 \pm 1,0

2.12. Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin

2.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin

Mahdollisia kidusvaurioita, limasolujen määrää ja alumiinin esiintymistä kiduksissa tutkittiin sukukypsistä siikakoiraista vuonna 1986 otetuista näytteistä. Siikoja oli altistettu seuraavissa testiliuoksissa: pH 4,75, pH 4,75 + 150 µg Al/l, pH 5,75, pH 5,75 + 150 µg Al/l ja vertailuryhmä (pH n. 7; TUUNAINEN ym. 1987), ja näytteet otettiin altistuksen päättyessä.

Kidusvaurioita tutkittiin valomikroskooppisesti leikkeistä, jotka oli värjätty Mayerin hematoksyliini-eosiinimenetelmällä ja limasolut värjättiin PAS-värjäyksellä (TUURALA & OIKARI 1976). Limasolut laskettiin 15 - 20 lamellista kalaa kohti ja tulokset ilmoitettiin limasolujen lukumääränä lamellia kohti. Tulokset testattiin yksi- ja kaksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA).

Hematoksyliini-natriumjodaatti -värjätyistä (HAVAS 1986) kudosleikkeistä laskettiin punertaviksi värjäytyneiden alumiinitäplien lukumäärä filamenttia kohti 5 - 15 satunnaisesti valitusta filamentista per preparaatti. Täpliä laskettiin yhteensä noin 100 kustakin preparaattista ja samasta kalasta laskettiin kaksi preparaattia. Alumiinitäplien lukumääräeroja filamenttia kohti testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA).

2.12.2. Muikkualtistus

Uusi emokala-altistus tehtiin Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksessa Karjalan Pyhäjärvestä maaliskuussa 1987 pyydetyillä muikuilla. Altistuksen alussa kalojen paino oli $35,0 \pm 1,9$ g (keskiarvo \pm SE, n = 30) ja pituus $18,7 \pm 0,4$ cm. Kuhunkin altaaseen pantiin 217 muikkua kokeen alussa. Altistus aloitettiin 6.7. ja lopetettiin 28.11.1987; altistus kesti siten 145 vuorokautta. Altistusryhmät olivat: "kontrolli" (pH n. 7), "pH 5,25", "pH 5,25 + Al" (alumiinia lisätty 200 µg/l), "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al" (alumiini-

nia lisätty 200 ug/l). Altaiden veden alumiinin kokonaispitoisuus määritettiin 1 - 2 kertaa viikossa.

Altistuksen aikana muikkuja otettiin kolmesti näytteeksi; molempia sukupuolia syyskuun alussa ja lokakuun lopussa sekä pelkästään koiraita marraskuun lopussa, kolme viikkoa lypsyn jälkeen. Kalojen pituus ja paino sekä gonadien ja maksan paino mitattiin, ja otettiin verinäyte sekä histologiset näytteet gonadeista ja kiduksesta. Verestä määritettiin glukoosi- ja maitohappopitoisuus sekä hematokriittiarvo (Hkr) ja hemoglobiinipitoisuus (Hb), joista laskettiin keskimääräinen punasolun hemoglobiinipitoisuus (MCHC) (VUORINEN ja VUORINEN 1985). Plasmasta analysoitiin seuraavien ionien pitoisuudet: Ca^{++} ja Mg^{++} spektrofotometrisesti, Na^{+} ja K^{+} liekkifotometrillä ja Cl^{-} kloridititraattorilla (Radiometer CMT 10). Kaloista otettiin myös suomenäyte iän määrittämistä varten.

Muikkujen kutukäyttäytymistä havainnoitiin ja naaraat lypsettiin 3. - 5.11. Lypsyn yhteydessä naaraat tapettiin, niiden pituus, paino sekä maksan ja gonadien paino ja lypsetyn sekä sisään jääneen mädin paino mitattiin. Lypsetystä, hedelmöittämättömästä mädistä otettiin näytteet munien koon ja vesipitoisuuden määrittämiseksi. Ovuloitumattomien munien osuus gonadeissa arvioitiin. Naaraiden kutuvalmius luokiteltiin ovuloitumisen sekä gonadien ja mädin suhteellisen painon ja mädin laadun perusteella pistein 1 (= ei kutuvalmis) - 7 (= kutenut). Kalojen kuntokerroin (paino = ruumiin paino - gonadien paino) sekä mädin, maksan (LSI) ja gonadien (GSI) suhteelliset painot laskettiin.

Mäti hedelmöitettiin aina kolmen saman altaan koiraan maidilla; jokaisen naaraan mäti käsiteltiin erikseen. Mäti pantiin hautoutumaan virtaavaan veteen pieniin lasisuppiloihin, kunkin naaraan mäti omaansa.

Ryhmien välisten erojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA) ja ryhmien välisiä eroja Scheffen testillä ($P < 0,05$).

3. TULOKSET

3.1. Kevään vesinäytteet

Järvien huhtikuisten vesinäytteiden pH, alkaliteetti, sähkönjohtavuus, väri ja kalsiumkovuus on esitetty taulukossa 8 ja alumiinipitoisuudet taulukossa 9. Pintavesinäytteen tai 1 m:n näytteen kokonaisalumiinipitoisuus oli 23 - 535 ug/l ja monomeerisen alumiinin pitoisuus 6 - 292 ug/l. Monomeerisen alumiinin osuus kokonaisalumiinipitoisuudesta oli 19 - 54 %. Pintavesinäytteen alumiinin kokonaispitoisuuden sekä eri fraktioiden ja pH:n korrelaatiot olivat tilastollisesti merkitseviä ($P < 0,01$, taulukko 10); parhaiten korreloi alumiinin kokonaispitoisuus pH:n kanssa. Sille saadaan suoran yhtälö: $Al_{tot} = 929 - 147pH$ ($r^2 = 0,46$, $n = 19$, $P < 0,01$). Pintavesinäytteessä pH-arvot ja kalsiumpitoisuudet olivat pienempiä kuin 1 m:n näytteessä ($P < 0,01$), mutta alumiinin kokonaispitoisuudessa tai fraktioissa ei eroa ollut. Pintavesinäytteen kalsiumpitoisuudella (Ca) ja pH-arvolla oli lineaarinen riippuvuus: $Ca = - 0,049 + 0,020pH$ ($r^2 = 0,71$, $n = 18$, $P < 0,001$; kuva 3).

3.2. Havainnot Tenojoen vesistöalueelta

Jokien veden pH-arvot olivat pienempiä toukokuun lopussa kuin kuun alussa (taulukko 11). Kaldoaivin itäpuolisen tunturialueen Porapoktsajoessa pH pieneni arvosta 6,3 arvoon 5,3 ja Jegelveijoessa arvosta 6,7 arvoon 5,6.

3.3. Koekalastukset

Koekalastetuista 27 järvestä (kuva 2) saatiin yhteensä 10 kalalajia. Näistä siika, jota saatiin 7 järvestä sekä taimen ja harjus, joita saatiin Utajärvellä sijaitsevasta Jaakonjärvestä, ovat istutettuja. Ahven kuului 26 järven, kiiski 14, särki 13 ja hauki 10 järven lajistoon (taulukko 12). Happamissa järvissä ($pH < 5,5$) lähes 90 % verkkosarja-saaliiden painosta oli ahventa, mutta neutraaleissa järvissä

Taulukko 8. Huhtikuussa järivistä otettujen vesinäytteiden analyysitulokset.

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIT	PVM	pH	ALKALIT. JOHTOK.	Ca-KOV.	VARI	SYV.
					mS/m	mmol/l	mg Pt/l	m
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	12.04.87	5,3	0,03	0,05	80	lit
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	12.04.87	5,2	0,02	0,06	80	0
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	12.04.87	5,2	0,02	0,04	80	1
Alinen Mustajärvi	Lammi	2-678940-56005	12.04.87	5,2	0,02	0,05	70	3
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	13.04.87	5,4	0,04	0,07	70	lit
Alinenjärvi	Nokia	2-682100-47120	13.04.87	5,3	0,03	0,07	80	1
Alisen puro n.10m järvi.	Nokia	2-682043-47124	13.04.87	5,2	0,02	0,07	70	0
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	14.04.87	5,7	0,04	0,04	15	lit
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	14.04.87	5,6	0,01	0,08	15	0
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	14.04.87	6,0	0,04	0,07	20	1
Flacksjö	Pohja	2-666920-47230	14.04.87	6,3	0,05	0,07	20	3
Färsjö	Pohja	2-666850-47050	14.04.87	5,5	0,02	0,11	40	lit
Färsjö	Pohja	2-666850-47050	14.04.87	6,1	0,05	0,07	35	0
Färsjö	Pohja	2-666850-47050	14.04.87	6,1	0,05	0,08	30	1
Färsjö	Pohja	2-666850-47050	14.04.87	6,1	0,05	0,08	35	3
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	12.04.87	4,2	0,00	0,04	20	lit
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	12.04.87	4,3	0,00	0,04	20	0
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	12.04.87	4,5	0,00	0,04	20	1
Hauklampi	Espoo	2-668962-53385	12.04.87	4,6	0,00	0,04	20	3
Hynkänlampi	Espoo	2-668460-53420	09.04.87	4,8	0,00	0,06	25	lit
Hynkänlampi	Espoo	2-668460-53420	09.04.87	5,0	0,00	0,05	15	0
Hynkänlampi	Espoo	2-668460-53420	09.04.87	5,2	0,01	0,05	25	1
Hynkänlampi	Espoo	2-668460-53420	09.04.87	5,4	0,01	0,06	30	3
Häkläjärvi	Espoo	2-668712-53654	09.04.87	4,8	0,00	0,05	45	lit
Häkläjärvi	Espoo	2-668712-53654	09.04.87	5,0	0,00	0,04	35	0
Häkläjärvi	Espoo	2-668712-53654	09.04.87	5,0	0,00	0,05	40	1
Häkläjärvi	Espoo	2-668712-53654	09.04.87	5,1	0,00	0,06	40	3
Hätikkäjärvi	Nokia	2-680560-46240	13.04.87	6,3	0,13	0,08	20	lit
Hätikkäjärvi	Nokia	2-680560-46240	13.04.87	6,6	0,15	0,08	20	0
Hätikkäjärvi	Nokia	2-680560-46240	13.04.87	6,8	0,19	0,10	20	1
Hätikkäjärvi	Nokia	2-680560-46240	13.04.87	6,5	0,19	0,09	25	3

jatkuu . . .

Taulukko 8. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIIT	PVM	PH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca-KOV. mmol/l	VARI mg Pt/l	SYV. m
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	12.04.87	4,3	0,00	3,3	0,03	35	lit
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	12.04.87	4,4	0,00	3,5	0,03	35	0
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	12.04.87	4,4	0,00	3,4	0,04	35	1
Iso Lehmälampi	Vihti	2-669270-53330	12.04.87	4,6	0,00	3,0	0,03	40	3
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	12.04.87	4,1	0,00	4,9	0,04	35	lit
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	12.04.87	4,4	0,00	3,4	0,03	25	0
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	12.04.87	4,3	0,00	3,5	0,04	30	1
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	12.04.87	4,4	0,00	3,3	0,04	25	3
Iso Majaslampi	Espoo	2-668990-53300	12.04.87	5,3	0,01	3,3	0,06	15	lit
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.04.87	5,1	0,01	3,3	0,05	15	0
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.04.87	5,5	0,01	3,5	0,06	15	1
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.04.87	5,3	0,01	3,4	0,06	15	3
Iso-Simi	Pohja	2-667346-47541	14.04.87	5,0	0,00	4,0	0,04	30	lit
Kaitalampi	Espoo	2-668994-53674	12.04.87	5,2	0,01	4,9	0,05	40	0
Kaitalampi	Espoo	2-668994-53674	12.04.87	5,1	0,01	5,0	0,05	35	1
Kaitalampi	Espoo	2-668994-53674	12.04.87	5,2	0,02	5,0	0,06	40	3
Kaitalampi	Espoo	2-668994-53674	12.04.87	5,7	0,02	4,0	0,08	25	lit
Kattilajärvi	Espoo	2-668794-53424	09.04.87	4,9	0,00	3,4	0,05	15	0
Kattilajärvi	Espoo	2-668794-53424	09.04.87	5,6	0,02	3,6	0,07	20	1
Kattilajärvi	Espoo	2-668794-53424	09.04.87	5,6	0,02	3,6	0,07	20	3
Kattilajärvi	Espoo	2-665389-46316	14.04.87	5,8	0,07	5,9	0,12	70	lit
Längträsket	Tenhola	2-665389-46316	14.04.87	4,7	0,00	4,3	0,06	90	0
Längträsket	Tenhola	2-665389-46316	14.04.87	5,2	0,02	5,1	0,08	90	1
Längträsket	Tenhola	2-667050-52000	09.04.87	5,1	0,00	3,3	0,06	15	lit
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	09.04.87	5,3	0,01	3,2	0,06	10	0
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	09.04.87	5,7	0,02	3,9	0,07	20	1
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	09.04.87	5,7	0,02	4,0	0,08	20	3
Meiko	Kirkkonummi	2-667050-52000	09.04.87	5,1	0,00	2,7	0,04	35	lit
Myllyjärvi	Espoo	2-668590-53640	09.04.87	5,1	0,01	3,0	0,05	40	0
Myllyjärvi	Espoo	2-668590-53640	09.04.87	5,0	0,00	3,7	0,06	40	1
Myllyjärvi	Espoo	2-668590-53640	09.04.87	5,2	0,02	3,4	0,05	40	3

jatkuu . . .

Taulukko 8. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	KOORDINAATIIT	PVM	pH	ALKALIT. mmol/l	JOHTOK. mS/m	Ca-KOV. mmol/l	VARI mg Pt/l	SYV. m
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	12.04.87	4,3	0,00	3,0	0,02	15	lit
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	12.04.87	4,3	0,00	3,5	0,04	20	0
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	12.04.87	4,3	0,00	3,7	0,04	25	1
Pieni Lehmälampi	Vihti	2-669286-53292	12.04.87	4,6	0,00	3,0	0,04	20	3
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.04.87	4,6	0,00	4,7	0,07	25	lit
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.04.87	5,4	0,02	3,0	0,05	25	0
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.04.87	5,3	0,01	3,1	0,05	25	1
Sahajärvi	Pohja	2-666909-46900	14.04.87	5,5	0,02	3,1	0,06	20	3
Slickolampi	Pohja	2-667150-47615	14.04.87	5,8	0,08	8,3	0,13	50	lit
Slickolampi	Pohja	2-667150-47615	14.04.87	6,1	0,09	8,1	0,12	40	0
Slickolampi	Pohja	2-667150-47615	14.04.87	6,3	0,10	9,1	0,15	40	1
Slickolampi	Pohja	2-667150-47615	14.04.87	6,1	0,13	9,3	0,15	50	3
Sorlampi	Espoo	2-668310-53440	09.04.87	4,7	0,00	4,1	0,06	70	lit
Sorlampi	Espoo	2-668310-53440	09.04.87	4,6	0,00	3,4	0,04	35	0
Sorlampi	Espoo	2-668310-53440	09.04.87	4,9	0,00	3,7	0,05	60	1
Sorlampi	Espoo	2-668310-53440	09.04.87	5,1	0,01	3,6	0,06	60	3
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	13.04.87	5,3	0,02	2,3	0,02	25	lit
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	13.04.87	5,7	0,06	3,2	0,05	35	0
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	13.04.87	5,7	0,06	3,5	0,05	40	1
Sorvijärvi	Vammala	2-681410-44641	13.04.87	5,6	0,07	3,4	0,05	40	3
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	2-665032-46196	14.04.87	5,1	0,01	1,6	0,02	10	lit
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	2-665032-46196	14.04.87	5,8	0,03	4,0	0,07	20	0
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	2-665032-46196	14.04.87	5,9	0,04	4,5	0,08	25	1
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	2-665032-46196	14.04.87	5,8	0,04	4,5	0,07	20	3
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	12.04.87	4,3	0,00	3,2	0,03	15	lit
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	12.04.87	4,3	0,00	3,7	0,02	10	0
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	12.04.87	4,5	0,00	2,4	0,02	15	1
Vähä Valkjärvi	Lammi	2-678680-55900	12.04.87	4,5	0,00	2,3	0,02	20	3

Taulukko 9. Huhtikuussa järvistä otettujen näytteiden pH, kokonaisalumiinipitoisuus (Al_{tot}), mono-meerisen alumiinin pitoisuus (Al_{lab}) sekä orgaanisesti sitoutuneen ja polymeerisen alumiinin pitoisuus (Al_{kop}).

JÄRVEN NIMI	KUNTA	pH	SYV. (m)	AL TOT. (µg/l)	AL LAB. (µg/l)	AL KOP. (µg/l)
Alinen Mustajärvi	Lammi	5,3	lit	53		
Alinen Mustajärvi	Lammi	5,2	3	51		
Alinenjärvi	Nokia	5,4	lit	194		
Alinenjärvi	Nokia		0	78	48	63
Alinenjärvi	Nokia	5,3	1	535	143	189
Alisen puro n.10m järvi.	Nokia	5,2	0	215		
Flacksjö	Pohja	5,7	lit	22		
Flacksjö	Pohja	5,6	0	25	8	18
Flacksjö	Pohja	6,0	1	23	10	17
Flacksjö	Pohja	6,3	3	24		
Färsjö	Pohja	5,5	lit	127		
Färsjö	Pohja	6,1	0	56	29	44
Färsjö	Pohja	6,1	1	51	26	47
Färsjö	Pohja	6,1	3	89		
Hauklampi	Espoo	4,2	lit	284		
Hauklampi	Espoo	4,3	0	581	292	404
Hauklampi	Espoo	4,5	1	460	224	328
Hauklampi	Espoo	4,6	3	409		
Hynkänlampi	Espoo	4,8	lit	120		
Hynkänlampi	Espoo	5,0	0	104	36	59
Hynkänlampi	Espoo	5,2	1	100	43	61
Hynkänlampi	Espoo	5,4	3	100		
Häkläjärvi	Espoo	4,8	lit	267		
Häkläjärvi	Espoo	5,0	0	142	53	98
Häkläjärvi	Espoo	5,0	1	277	103	135
Häkläjärvi	Espoo	5,1	3	201		
Hätikkäjärvi	Nokia	6,3	lit	25		
Hätikkäjärvi	Nokia	6,6	0	35	9	18
Hätikkäjärvi	Nokia	6,8	1	32	6	11
Hätikkäjärvi	Nokia	6,5	3	16		
Iso Lehmälampi	Vihti	4,3	lit	148		
Iso Lehmälampi	Vihti	4,4	0	271	125	156
Iso Lehmälampi	Vihti	4,4	1	211	87	156
Iso Lehmälampi	Vihti	4,6	3	184		
Iso Majaslampi	Espoo	4,1	lit	265		
Iso Majaslampi	Espoo	4,4	0	292	145	207
Iso Majaslampi	Espoo	4,3	1	278	147	224
Iso Majaslampi	Espoo	4,4	3	257		
Iso-Simi	Pohja	5,3	lit	90		
Iso-Simi	Pohja	5,1	0	87	29	49
Iso-Simi	Pohja	5,5	1	77	27	55
Iso-Simi	Pohja	5,3	3	102		
Kaitalampi	Espoo	5,0	lit	122		
Kaitalampi	Espoo	5,1	0	131	64	82
Kaitalampi	Espoo	5,1	1	135	42	79
Kaitalampi	Espoo	5,2	3	122		
Kattilajärvi	Espoo	5,7	lit	102		
Kattilajärvi	Espoo	5,6	1	93	34	58
Kattilajärvi	Espoo	5,6	3	95		
Längträsket	Tenhola	5,8	lit	395		
Längträsket	Tenhola	4,7	0	381	189	253
Längträsket	Tenhola	5,2	1	388	192	287

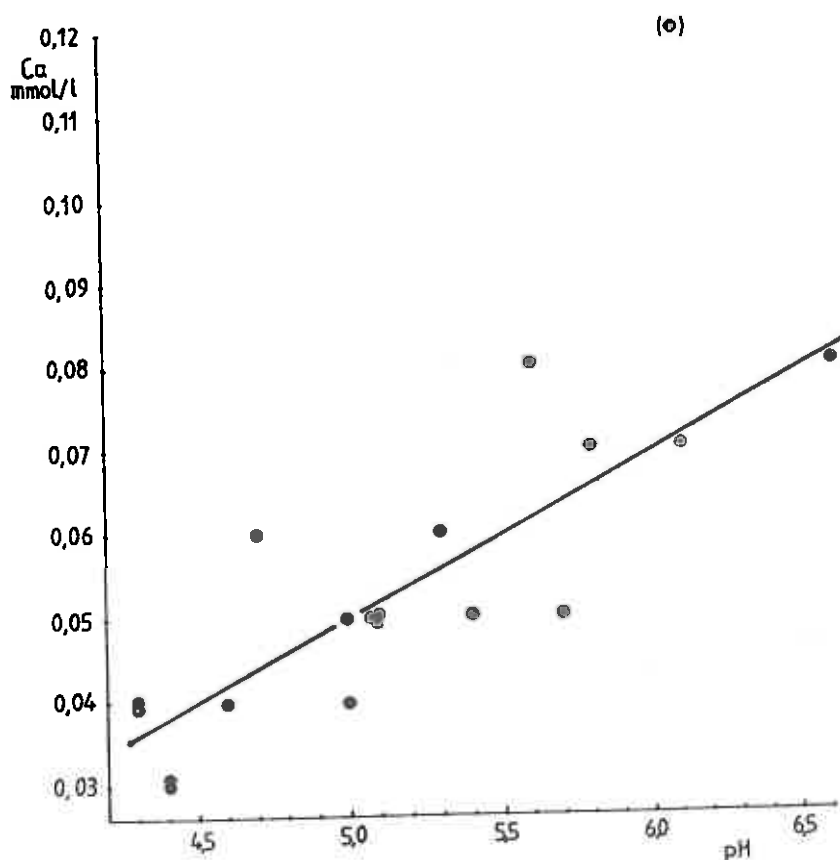
jatkuu . . .

Taulukko 9. jatkoa

JÄRVEN NIMI	KUNTA	pH	SYV. (m)	AL TOT. (µg/l)	AL LAB. (µg/l)	AL KOP. (µg/l)
Meiko	Kirkkonummi	5,1	lit	40		
Meiko	Kirkkonummi	5,3	0	47	18	37
Meiko	Kirkkonummi	5,7	1	50	19	30
Meiko	Kirkkonummi	5,7	3	46		
Myllyjärvi	Espoo	5,1	lit	165		
Myllyjärvi	Espoo	5,1	0	202	80	127
Myllyjärvi	Espoo	5,0	1	247	108	190
Myllyjärvi	Espoo	5,2	3	236		
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,3	lit	129		
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,3	0	254	106	141
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,3	1	241	92	152
Pieni Lehmälampi	Vihti	4,6	3	168		
Sahajärvi	Pohja	5,4	0	66	34	47
Sahajärvi	Pohja	5,3	1	63	34	47
Slickolampi	Pohja	5,8	lit	140		
Slickolampi	Pohja	6,1	0	82	31	55
Slickolampi	Pohja	6,3	1	86	28	56
Slickolampi	Pohja	6,1	3	101		
Sorlampi	Espoo	4,7	lit	200		
Sorlampi	Espoo	4,6	0	140	56	69
Sorlampi	Espoo	4,9	1	301	130	177
Sorlampi	Espoo	5,1	3	193		
Sorvijärvi	Vammala	5,3	lit	127		
Sorvijärvi	Vammala	5,7	0	264	84	153
Sorvijärvi	Vammala	5,7	1	289	110	178
Sorvijärvi	Vammala	5,6	3	242		
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	5,1	lit	14		
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	5,8	0	42	20	31
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	5,9	1	51	25	38
Vitsjön (Spjutsböle)	Tenhola	5,8	3	50		
Vähä Valkjärvi	Lammi	4,3	lit	54		
Vähä Valkjärvi	Lammi	4,5	3	50		

Taulukko 10. Huhtikuussa järvistä otettujen vesinäytteiden kokonaisalumiinipitoisuuden sekä alumiinin fraktioiden ja pH:n väliset korrelaatiokerrotoimet (ks. selitykset taulukon 9 tekstistä).

	pH	Al _{tot}	Al _{lab}
Al _{tot}	- 0,681**		
Al _{lab}	- 0,680**	0,986***	
Al _{kop}	- 0,646**	0,991***	0,992***



Kuva 3. Huhtikuussa järvistä otettujen pintavesinäytteiden kalsiumpitoisuus (mmol/l) pH:n funktiona. Suluissa oleva piste kuvaa Slickolammin tilastollisesti muista poikkeavaa arvoa, jota ei ole otettu huomioon regressiosuoran yhtälöä laskettaessa.

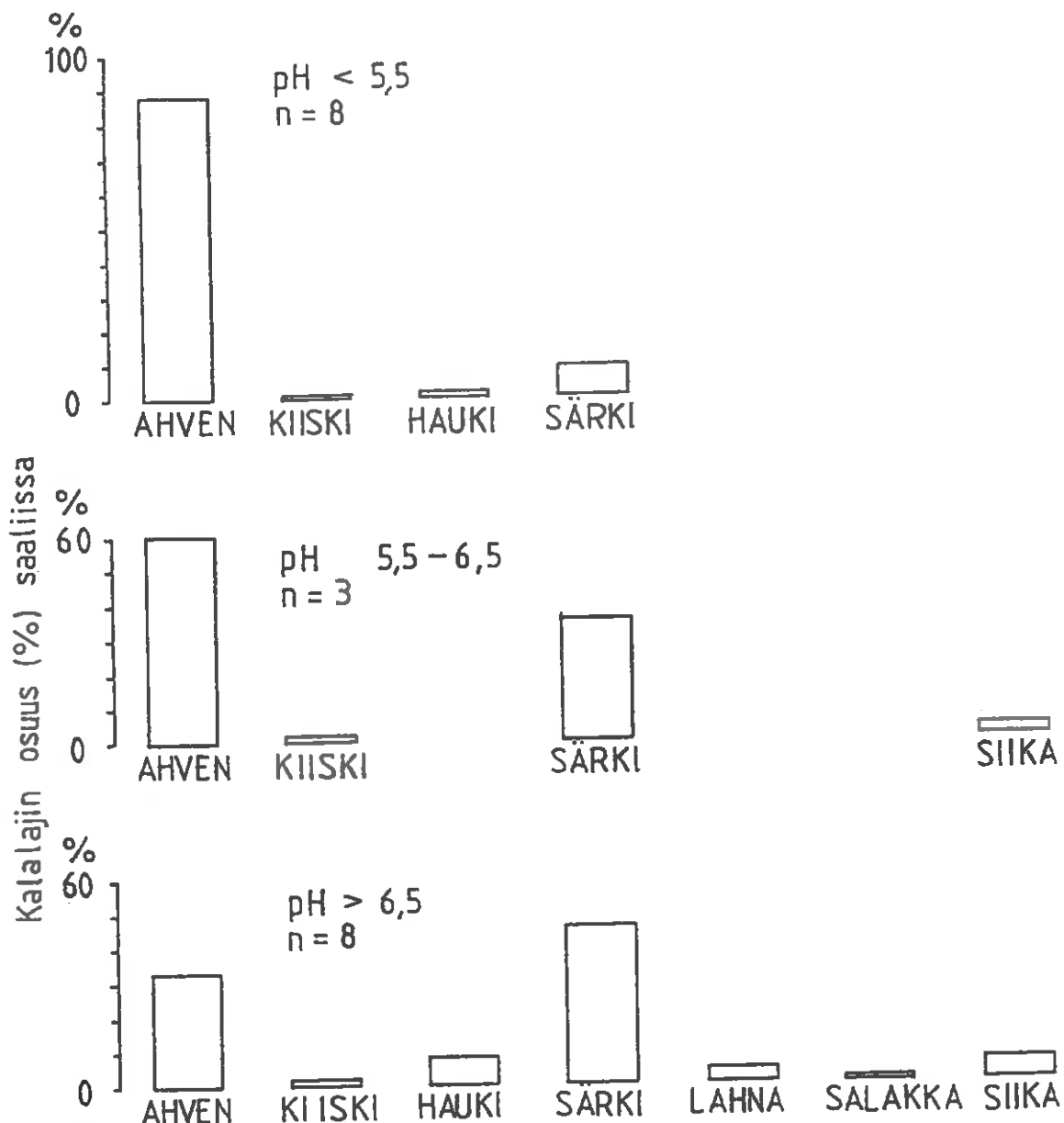
Taulukko 11. Tenojoen vesistöalueen jokien veden pH ja sähkönjohtavuus keväällä 1987.

Pvm	Nro	Kohde	pH	Johtok. mS/m	Huom.
29.04.87	21	Kevojoki 1	6,30	4,2	
29.04.87	22	Kevojoki 2	6,40	4,2	
29.04.87	24	Kevojoki 4	6,90	4,2	
30.04.87	25	Kevojoki 5	6,18	4,3	
30.04.87	26	Kevojoki (Pikkukoski)	6,33	4,3.	
05.05.87	84	Yli Pulmankijoki			jäässä
05.05.87	83	Skaidijoki			jäässä
05.05.87	82	Kaldasjoki			jäässä
05.05.87	81	Viertsajoki			jäässä
05.05.87	72	Porapoktsajoki	6,26	5,0	
05.05.87	71	Jegelvejoki	6,68	5,7	
05.05.87	61	Vetsikkojoki	6,79	6,2	
05.05.87	41	Tenojoki (Vetsikko)	6,57	5,7	
05.05.87	32	Utsjoki (Patoniva)	6,60	4,4	
18.05.87	26	Kevojoki (Pikkukoski)	6,50	3,8	
18.05.87	31	Utsjoki (Mantokoski)	6,70	4,0	
18.05.87	33	Utsjoki (Keneskoski)	6,83	4,9	
19.05.87	84	Yli Pulmankijoki	6,09	2,7	
19.05.87	83	Skaidijoki	6,35	3,0	
19.05.87	82	Kaldasjoki	5,65	2,7	
19.05.87	81	Vietsajoki	6,59	3,6	
19.05.87	72	Porapoktsajoki	5,30	2,8	
19.05.87	71	Jegelvejoki	5,60	2,5	
19.05.87	61	Vetsikkojoki	6,25	3,3	
19.05.87	41	Tenojoki (Vetsikkojoki)	6,50	2,9	
19.05.87	42	Tenojoki (Onnelansuvanto)	6,00	3,7	
19.05.87	32	Utsjoki (Patoniva)	5,50	2,6	

Taulukko 12. Koekalastettujen järvien saaliit kalalajeittain.

JÄRVEN NIMI	PVM	AHVEN kg/kpl	KIISKI kg/kpl	HAUKI kg/kpl	SÄRKI kg/kpl	LAHNA kg/kpl	SALAKKA kg/kpl	RUUTANA kg/kpl	SIIKA kg/kpl	TAIMEN kg/kpl	HARJUS kg/kpl
Ali-Mylly	09.07.87	0.904/18	0.009/1	0.138/1	1.548/36		0.021/1				
Färträsk	01.07.87	2.096/103	0.144/9		3.780/198	1.733/3					
Havisenvanjärvi	21.07.87	1.502/39	0.482/27				0.182/1				
Hietalampi	06.08.87	2.618/40									
Huhmari	16.07.87	0.334/19		1.720/1	1.340/91			0.685/1			
Hynkänlampi	17.06.87	1.283/25									
Häkläjärvi	18.06.87	7.284/82									
Iso Hanhilampi	30.07.87	0.388/23	0.050/4								
Jaakonjärvi	07.08.87	0.166/2									
Kaleton	05.08.87	3.940/278		0.282/1							
Kalliojärvi	23.07.87	4.091/108		0.040/1							
Kattilajärvi	16.06.87	5.226/241	0.106/11		2.356/50						
Kuorelampi	04.08.87	1.802/136		0.538/1							
Majalampi	30.06.87	5.476/183	0.393/18		5.011/54						
Matalajärvi	21.07.87	4.630/202	0.427/22	0.467/1	1.861/20						
Meiko	24.06.87	5.385/189	0.447/46		5.885/82						
Myllyjärvi	04.06.87	17.334/377									
Mälkiä	07.07.87	3.181/59	0.018/3	0.661/2	4.206/43						
Rukojärvi	22.07.87	0.133/2		0.614/2							
Salminen	29.07.87	5.055/233	0.157/14		1.796/13						
Sorlampi	23.06.87	7.404/216	0.025/1								
Syrjänalunen	17.07.87				2.490/62				2.264/11		
Syväjärvi	28.07.87	5.077/220	0.161/13								
Särkijärvi (Lemmi)	15.07.87	0.381/19			5.609/247		0.072/4				
Särkijärvi (Loppi)	10.07.87	5.456/104	0.008/1	0.982/2	2.942/37						
Valkea Mustajärvi	14.07.87	3.387/154									
Vääriä	08.07.87	3.570/56	0.373/25	0.290/2	1.160/39						

(pH > 6,5) särjen osuus (46 %) oli suurempi kuin ahvenen (33 %, kuva 4). Järvikohtainen lajimäärä oli 1 - 5 ja sen ja veden pH:n välillä oli selvä riippuvuus ($r = 0,660$, $P < 0,001$). Lajimäärä ei korreloinut merkitsevästi järvien pinta-alan tai merenpinnasta mitatun korkeuden kanssa.



Kuva 4. Eri kalalajien osuus (%) koekalastussaaliiden painosta happamuudeltaan erilaisissa järvissä vuonna 1987.

Koekalastussaaliiden yksilöluku tai yhteispaino eivät korreloineet veden happamuuden kanssa. Ahvenen kasvunopeuksissa tai kokojakaumissa ei havaittu happamoitumisen aiheuttamia poikkeamia normaalista. Espoon Majalammen särkien suurehko keskipaino (94 g) saattaisi johtua happamuuden (pH 5,4) aiheuttamasta kannan harvenemisestä. Särjen vähäisempi osuus Espoon Kattilajärven (pH 4,9 - 5,8; VUORINEN ym. 1988) koekalastussaaliissa verrattuna vuoden 1985 koekalastukseen voisi myös olla seurausta happamoitumisesta.

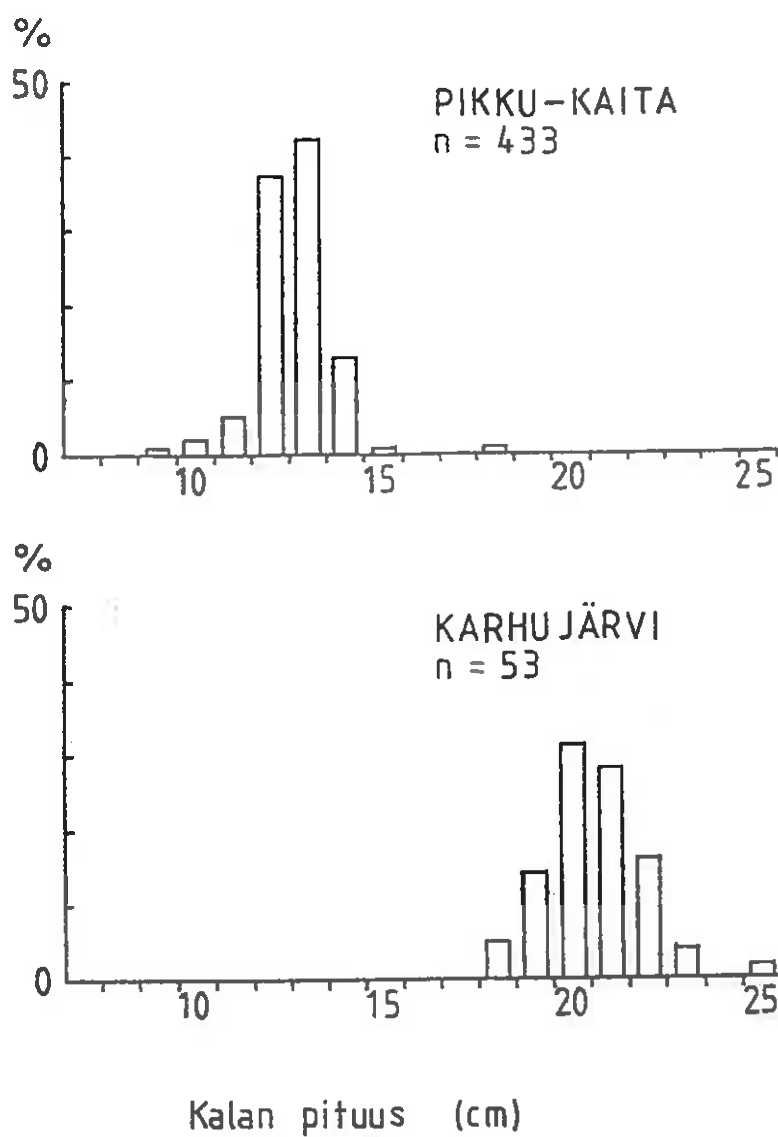
3.4. Ahvenpopulaatiot

Ahvenkannan tiheys Pikku-Kaidassa oli n. 1000 kalaa/ha, mutta Karhujärvessä vain seitsemäsosa siitä (taulukko 13). Biomassojen ero oli huomattavasti pienempi ahventen erilaisesta koosta (kuva 5) johtuen. Kaikki Pikku-Kaidan ahvenet, joista määritettiin ikä (n = 27), olivat kaksivuotiaita. Koska merkittyjen 433 ahvenen joukossa oli vain muutama isompi ja todennäköisesti vanhempi yksilö, on järven ahvenkanta saattanut olla huomattavasti heikompi ennen vuonna 1985 syntynyttä, nyt vallitsevaa vuosiluokkaa.

Taulukko 13. Ahvenen populaatiokoko, tiheys ja biomassa Tammelan Pikku-Kaidassa ja Evon Karhujärvessä.

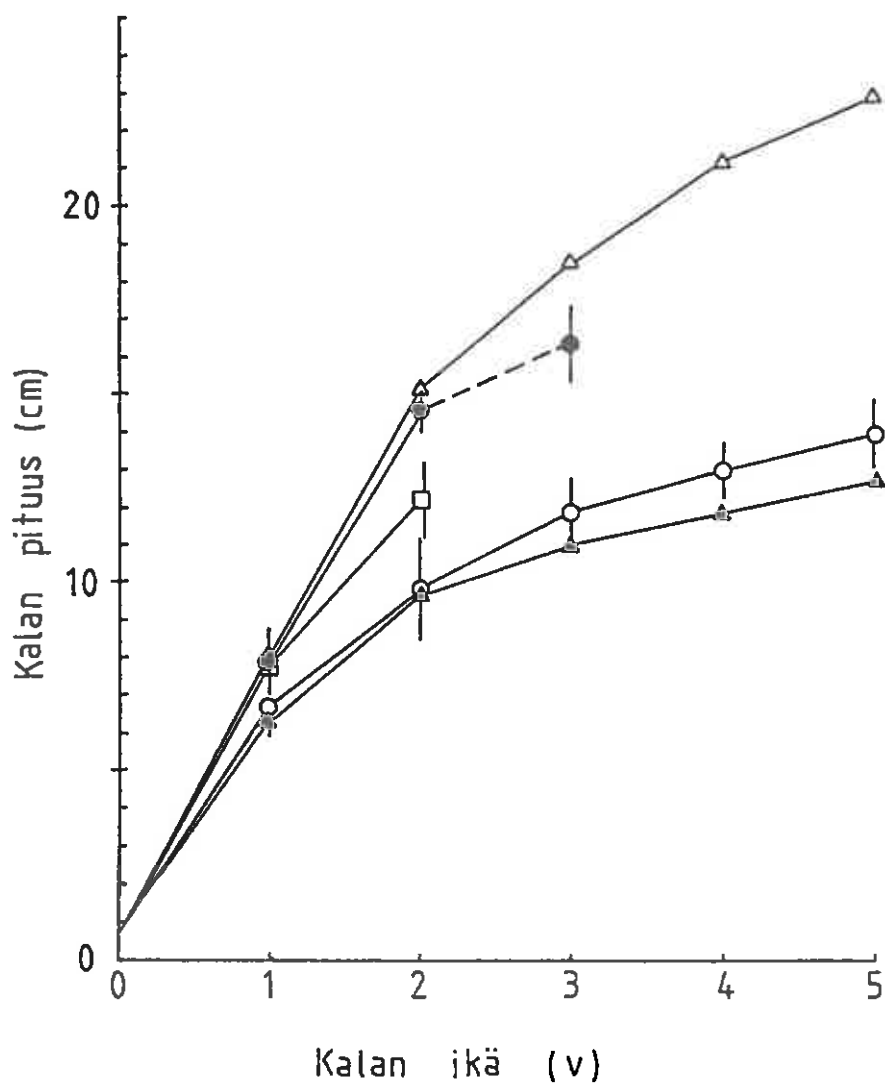
	Pikku-Kaita	Karhujärvi
Aika	8. - 30.5.1987	9. - 30.5.1987
Katiskaöitä	55	36
Ahvenia/katiska	10,0	1,9
Merkittyjen määrä	433	53
Populaatioarvio (N ± SE)	1328 ± 142	117 ± 31
Tiheys (yks/ha)	1021	146
Biomassa (kg/ha)	18,8	14,1

Karhujärven ahvenen 1980-luvulla syntyneiden vuosiluokkien kasvunopeus oli selvästi 1970-luvun lopun vuosi-



Kuva 5. Ahvenen pituusjakauma Pikku-Kaidassa (pH 4,5; Altot 14 $\mu\text{g}/\text{l}$) ja Karhujärvessä (pH 4,3; Altot 216 $\mu\text{g}/\text{l}$).

luokkien kasvunopeutta suurempi. Esimerkiksi vuonna 1983 syntyneiden ahventen kasvu muistutti Pienen Lehmälammen ahventen nopeaa kasvua, kun taas vuosiluokan 1977 ahventen kasvu oli tiheille populaatioille tyypillisen hidas (kuva 6).



Kuva 6. Ahvenen takautuvasti määritetty kasvu Karhujärven vuosiluokissa 1977 (avoimet ympyrät) ja 1983 (mustat ympyrät, kolmannen vuoden arvo kasvukauden puolivälistä) sekä Pikku-Kaidassa (neliöt). Vertailuna Pieni Lehmälampi (avoimet kolmiot, RAITANIEMI 1987) ja Ruuttanajärvi (mustat kolmiot, LAPPALAINEN 1987).

3.5. Ahvenen kudun viivästyminen

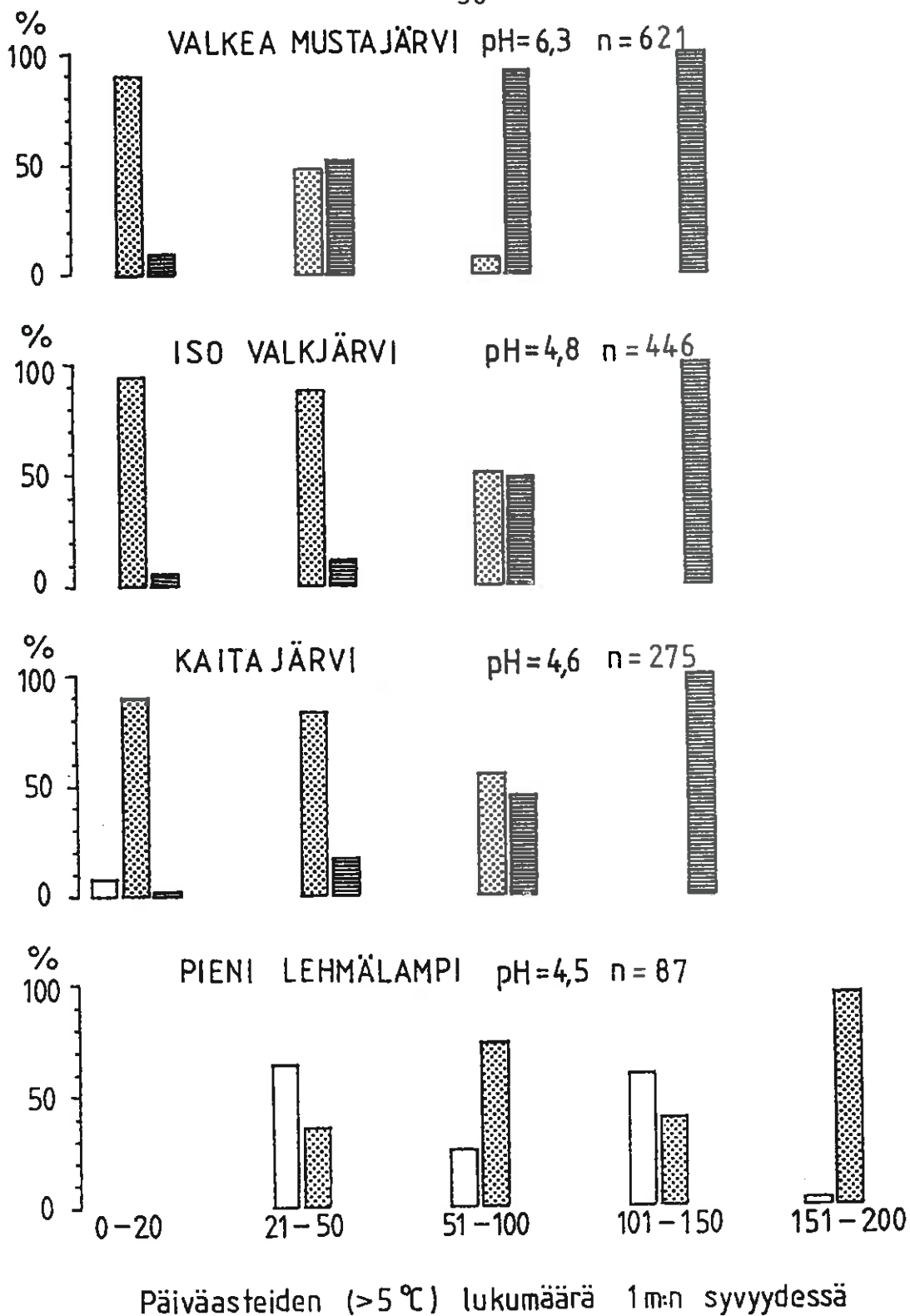
Lähes kaikki ahvenkoiraat neutraalissa Valkeassa Mustajärvessä sekä happamissa Isossa Valkjärvessä ja Tammelan Kaitajärvessä olivat kutuvalmiita välittömästi jäiden lähtemisen jälkeen, jolloin > 5 °C:n päiväasteiden summa oli vielä < 20 (kuva 7). Myös naaraiden kutuvalmius kehittyi näissä kolmessa järvessä jokseenkin samassa suhteessa > 5 °C:n lämpösummaan (kuva 8). Kutu oli ohi kun yli 5 °C:n lämpösumma oli 100 - 150.

Happamimmissa tutkimusjärvissä, Vähä Valkjärvessä ja Pienessä Lehmälammessa, ahvenen kutu sen sijaan myöhästyi selvästi (kuvat 7 ja 8). Ensimmäiset kudetut mätinauhat havaittiin kun veden lämpötila oli n. 11 °C, 3 - 4 °C korkeampi kuin kudun alkaessa muissa järvissä (taulukko 14).

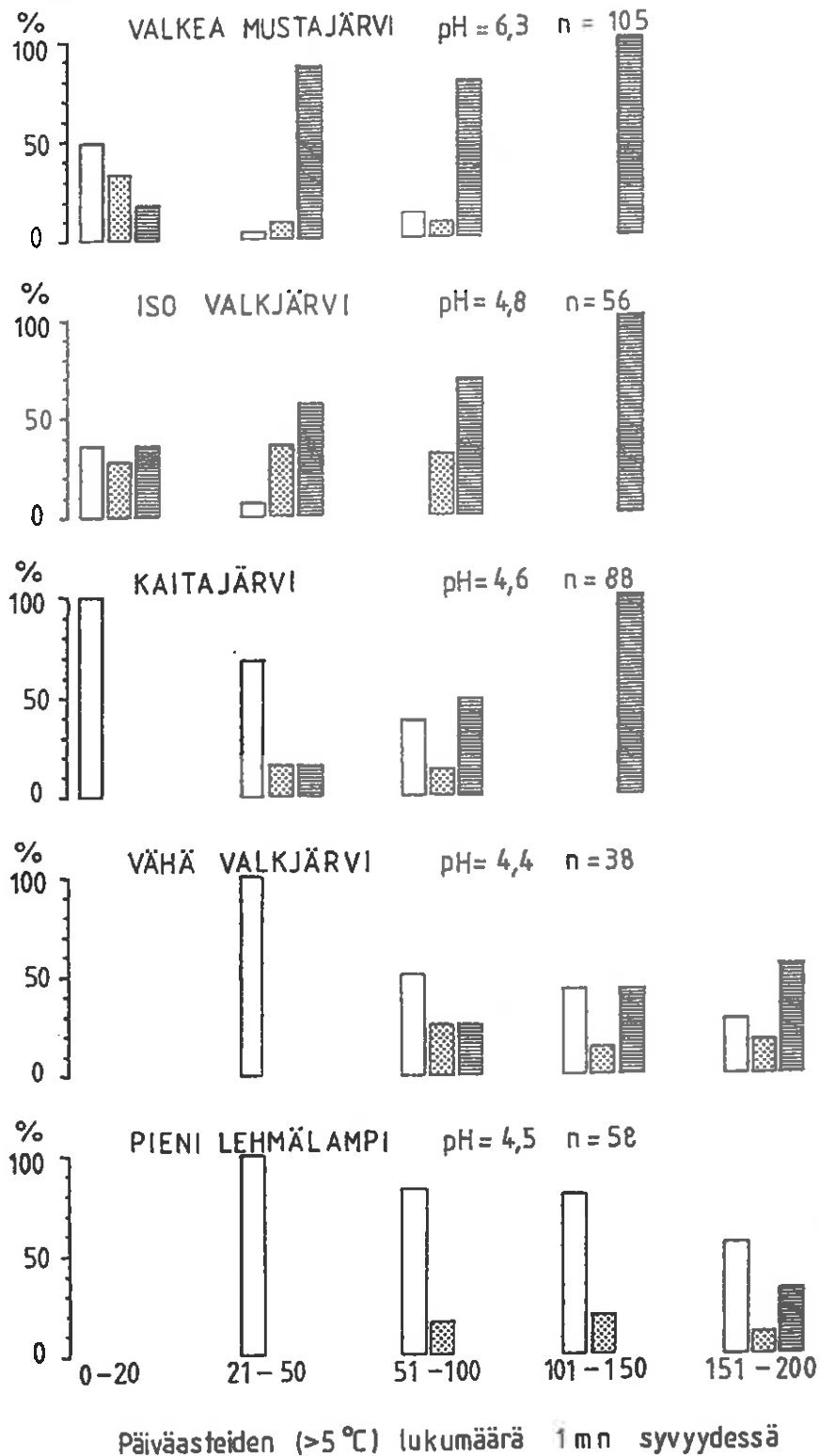
Taulukko 14. Veden korkein lämpötila (TOC) ja > 5 °C:n menevien päiväasteiden summa (dOC) 1 m:n syvyydessä ahvenen kudun alkaessa (ensimmäiset mätinauhat havaittu) ja loppuessa (viimeiset kutemattomat naaraat saatu).

	pH	Kudun alkaminen		Kudun loppuminen	
		TOC	dOC	TOC	dOC
Valkea Mustajärvi	6,3	6,9	4	10,9	70
Iso Valkjärvi	4,8	7,3	4	12,8	100
Kaitajärvi	4,6	7,5	14	10,9	75
Pikku-Kaita	4,5	8,2	30	11,1	125
Pieni Lehmälampi	4,5	11,0	60	13,4	165
Vähä Valkjärvi	4,4	11,3	35	13,5	200

Kutemattomia naaraita saatiin vielä kesäkuun alussa, kun yli 5 °C:n lämpösumma oli 150 - 200 (kuva 8). Ensimmäisten mätinauhojen havaitsemisen aikaisen lämpösumman ja veden asiditeetin välinen selvä riippuvuus ($r = 0,984$, $P < 0,001$,

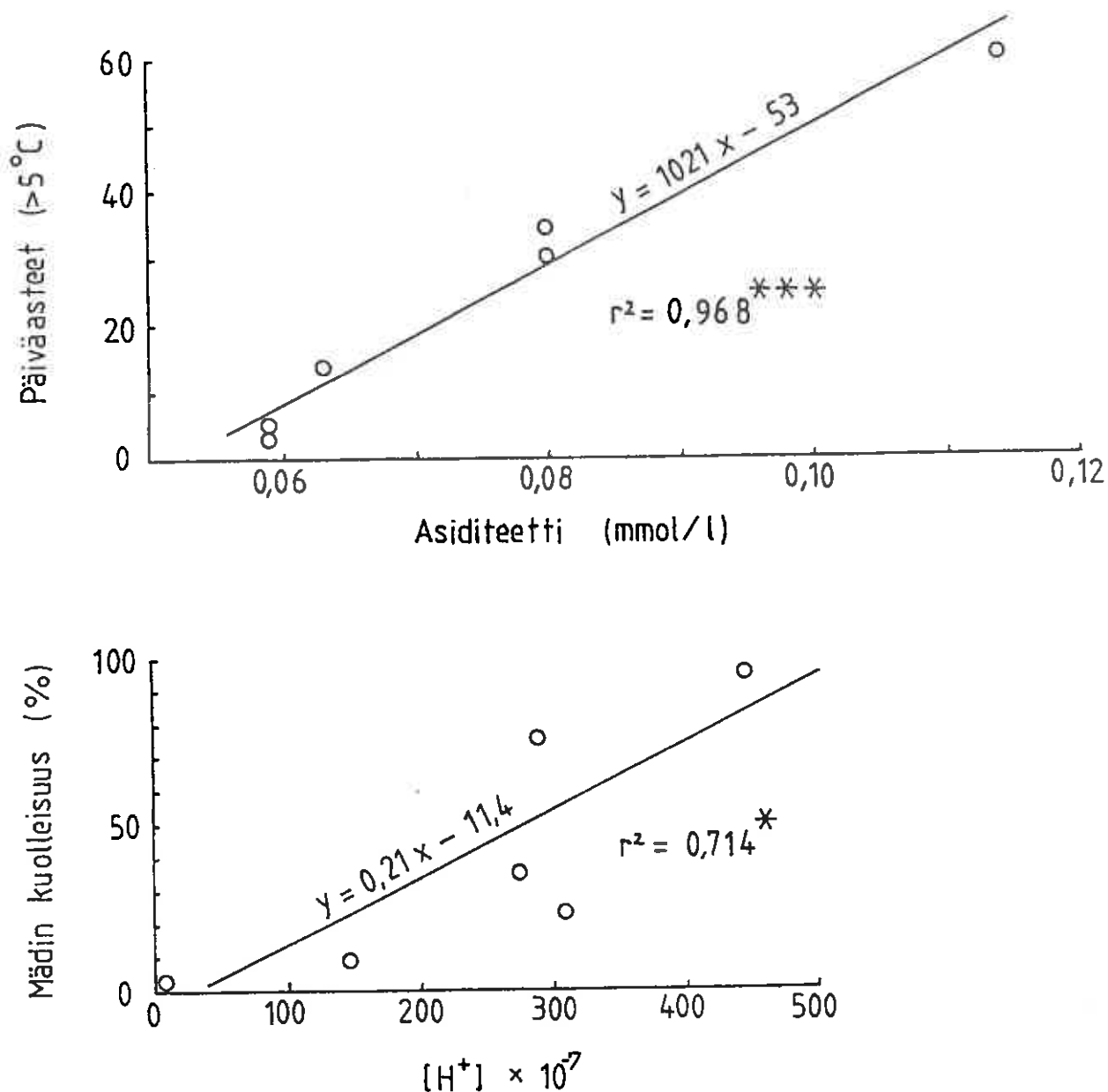


Kuva 7. Ahvenkoiraiden kutuvalmius suhteessa yli 5 °C:n lämpösummaan (1 m). Avoimet pylväät = kutematon (4), varjostetut = kutuvalmis (5), mustat = kutenut (6).



Kuva 8. Ahvennaaraiden kutuvalmius suhteessa yli 5 °C:n lämpösummaan (1 m). Avoimet pylväät = kutematon (4), varjostetut = kutuvalmis (5), mustat = kute-
nut (6).

kuva 9) on osoitus veden happamuuden vaikutuksesta kudun alkamisajankohtaan. Myös veden alumiinipitoisuudella oli ensimmäisten mätinauhojen havaitsemisen aikaisen lämpösumman kanssa merkitsevä riippuvuus ($r = 0,827$, $P < 0,05$). Veden kalsiumpitoisuus ei korreloinut em. lämpösumman kanssa.



Kuva 9. Veden asiditeetin suhde pintaveden (1 m) yli 5 °C:n lämpösummaan ensimmäisten mätinauhojen havaitsemisen aikaan (ylempi kuva) ja veden vetyionikonsentraation ja mädin kuolleisuuden (100 päiväastetta) suhde (alempi kuva).

Ahvenen mädin kuolleisuus oli pienin Valkeassa Mustajärvessä (1 %) ja suurin Vähä Valkjärvessä, jossa kaikki tarkkailtavana ollut mäti kuoli (taulukko 15). Mädin kuolleisuus siis riippui veden happamuudesta. Esimerkiksi kuolleisuuden ja veden vetyionikonsentraation välinen korrelaatio oli $r = 0,845$, $P < 0,05$ (kuva 9).

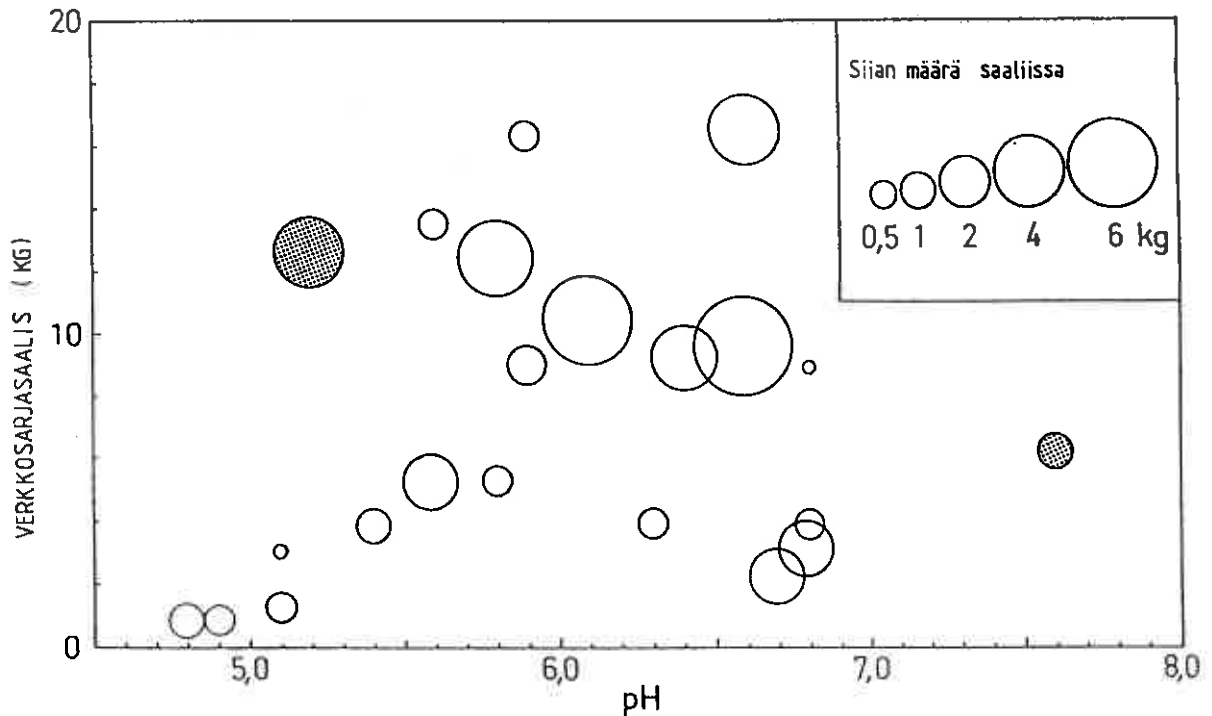
Taulukko 15. Ahvenen mädin kuolleisuus (% keskiarvo \pm SE) järvissä, joissa tutkittiin kudun viivästymistä. Päiväasteet ($d^{\circ}C > 0^{\circ}C$) on laskettu kutuajankohdasta.

	20 $d^{\circ}C$	50 $d^{\circ}C$	100 $d^{\circ}C$
Valkea Mustajärvi	1 \pm 1	1 \pm 1	1 \pm 1
Iso Valkjärvi	6 \pm 3	7 \pm 2	14 \pm 6
Kaitajärvi	5 \pm 2	7 \pm 2	37 \pm 11
Pikku-Kaita	34 \pm 10	34 \pm 10	86 \pm 10
Pieni Lehmälampi	13 \pm 3	21 \pm 5	25 \pm 6
Vähä Valkjärvi	44 \pm 13	69 \pm 11	100 \pm 0

3.6. Siikaistutukset happamoituneisiin järviin

Niiden järvien pH, joista vuosina 1985 - 1987 saatiin siikoja, oli koekalastusten aikana 4,8 - 7,6. Saatujen siikojen yhteispaino verkkosarjaa kohti oli 0,1 - 8,9 kg (kuva 10).

Syksyllä 1986 istutettujen planktonsiikojen koepyyneissä kesä- ja lokakuussa 1987 ei Hauklammesta ja Vähä Valkjärvestä saatu yhtään siikaa. Pienestä Lehmälammesta ja Alisesta Mustajärvestä saatiin muutama ja Isosta Lehmälammesta yhteensä 33 siikaa (taulukko 16). Lokakuussa pyydystettyjen siikojen keskipituus oli jokseenkin sama, 22,3-23,0 cm, kaikissa järvissä, myös vertailujärvenä käytetyssä Valkeassa Mustajärvessä. Sen sijaan kalojen keskipaino (taulukko 16) oli happamoituneessa Isossa Lehmälammessa merkit-



Kuva 10. Siian määrä (kg) koekalastussaaliissa happamuudeltaan erilaisissa järvissä. Varjostetut ympyrät tarkoittavat järviä, joissa on ollut oma siikakannta.

Taulukko 16. Kesänvanhojen planktonsiikojen istutusmäärät ja tiheydet syyskuussa 1986, kesä- ja lokakuussa 1987 suoritetun koepyyntien saaliit, sekä lokakuun saaliin siikojen pituudet (cm), painot (g) ja kuntokertoimet ($K = 100 \times \text{paino}/\text{pituus}^3$). Luvut ovat keskiarvoja \pm SE. Valkean Mustajärven näyte on saatu Evon kalastuskoeasemalta.

	Istutettu		Verkkosaalis (n)		Lokakuun 1987 saalis		
	n	n/ha	6/87	10/87	paino	pituus	K
Valkea Mustajärvi	700	50	-	(25)	85 ± 4	$22,6 \pm 0,3$	$0,73 \pm 0,01$
Alinen Mustajärvi	70	100	0	3	79 ± 3	$22,3 \pm 0,2$	$0,72 \pm 0,02$
Hauklampi	300	100	0	0	-	-	-
Pieni Lehmälampi	200	100	1	1	115	23,0	0,95
Iso Lehmälampi	500	100	7	26	110 ± 7	$22,7 \pm 0,4$	$0,91 \pm 0,02$
Vähä Valkjärvi	230	100	0	0	-	-	-

sevästi suurempi kuin Valkeassa Mustajärvessä ($P < 0,001$, t-testi), samoin kuntokerroin ($P < 0,001$, t-testi).

3.7. Rapututkimukset

Nokian Alisenjärven ravustetun rantaosuuden (675 m) rapukannan kooksi arvioitiin merkintä-takaisinpyyntimenetelmän avulla 95 %:n todennäköisyydellä 380 ± 243 rapua. Tiheytenä se merkitsee 0,2 - 0,9 rapua rantametriä kohti. Samalla rantaosuudella saalis mertayötä kohti oli eri ravustuskerroilla 0,05 - 0,36 rapua. Muista koejärvistä saalista saatiin 0,04 - 0,85 ja puroista 0,33 - 1,47 rapua mertayötä kohti (taulukot 17 ja 18). Taulukosta 18 ilmenee myös saalisrapujen keskikoko, saaliin sukupuolijakauma, naaraiden lisääntymisvalmius ja pehmeäkuoristen sekä saksi- ja kuorivaurioisten osuus saaliista. Espoon Kaitalammesta ei saatu 125 merralla saalista ollenkaan ja läheisestä Lakistonjoesta saatiin 25 merralla vain yksi rapu. Molempiin vesiin rapukanta on yritetty palauttaa 1980-luvulla tehdyin istutuksin.

Rapujen kasvusta saatiin tietoja kolmelta järveltä, joiden saalisravut merkittiin yksilöllisesti. Pohjan Flacksjön rapusaaliissa oli 15 syyskuussa 1986 merkittyä rapua. Nokian Alisestajärvestä saatiin heinä- ja elokuun pyynneissä 6 kesäkuussa merkittyä rapua ja Vammalan Sorvijärvestä heinäkuun pyynnissä 12 kesäkuussa merkittyä rapua, jotka olivat vaihtaneet merkinnän jälkeen kuortaan. Rapujen selkäkilven keskimääräinen pituuskasvu kuorenvaihtoa kohti eri järvissä ilmenee taulukosta 19.

Kesäkuun alun sukelluspyynneissä Alisellajärvellä ja Sorvijärvellä ei saatu saaliiksi yhtään mätiä kantavaa naarasta. Sen sijaan samanaikaisissa mertapyynneissä Alisestajärvestä saatiin neljä mätiä kantavaa naarasta, joiden mäti yhtä lukuun ottamatta oli täysin virheetöntä. Sorvijärvestä saatiin merroilla viisi mätinaarasta. Niistä kahden mäti oli hyväkuntoista, yhdellä mätiä oli runsaasti, mutta joukossa oli kuolleita mätimunia. Kahden naaraan mätimäärä oli vähäinen ja sisälsi kuolleita mätimunia (taulukko 20).

Samat järvet koeravustettiin uudelleen heinäkuun lopulla. Alisenjärven saaliissa oli vain yksi mätiä kantava

Taulukko 17. Kesäkuun 1987 koeravustussaaliit ja niistä tehdyt havainnot. Sk. pit. = selkälilven pituus (n. 1/2 ravun kokonaispituudesta).

Järvi/ kunta	pvm	Pyynti tapa	ranta- m	rapuja kpl	kpl/ merta- yö	♂♂ %	Saalis			♀♀ %	muniakan- tevia naa- raita kpl	martoja naaraita kpl	saksi- ja kuorivauri- oisia %
							sk.pit. mm	\bar{x}	+SE				
Alinenjärvi/	9.6.	sukellus	200	1	100	51	-	-	-	-	-	-	
Nokia	8.-10.6.	merrat (250 kpl)	625	17	0,07	76,5	23,5	57,4±1,7	49,8±2,4	4	-	17,6	
Alisen puro/	8.-10.6.	merrat (50 kpl)	100	10	0,20	100	-	51,6±1,2	-	-	-	30,0	
Sorvijärvi/	10.-12.6.	merrat (220 kpl)	725	67	0,35	73,1	26,9	50,7±1,1	47,3±1,3	5	13	7,5	
Vammala	11.6.	sukellus	200	3	100	38,0±12,1 ¹⁾	-	-	-	-	-	-	

1) saaliissa yksi poikanen, sk. pit. 16,0 mm

Taulukko 18. Koeravustussaaliit ja niistä tehdyt havainnot 13 järvessä ja 3 purossa 1987.
Sk. pit. = selkälilven pituus (n. 1/2) ravun kokonaispituudesta).

Järvi	Kunta	pvm	Pyynti		Saalis											
			mertoja kpl	rantaan kpl	rapuja kpl/	sk.pit.mm	±SE	lisäänty-	pelmeä-	seksi- ja	kuoris-	kuorivau-	rioisia %			
			m	m	vo	σσ	♀♀	%	σσ	♀♀	%	♀♀:sta	%	%	%	%
Alinenjärvi	Nokia	20.-22.7.	258	650	14	0,09	78,6	21,4	58,6±1,5	50,0±2,5	50,0	50,0	21,4			
Alisen puro	Nokia	25.-27.8.	270	675	97	0,36	40,2	59,8	59,2±1,0	54,5±0,8	86,2	11,3	9,3			
Flacksjö	Pohja	20.-22.7.	30	50	17	0,57	58,8	41,2	52,7±1,6	51,0±0,7	79,2	4,5	5,9			
Flacksjö	Pohja	25.-27.8.	30	100	44	1,47	45,5	54,5	52,4±1,7	49,6±1,3	79,2	4,5	41,6			
Färträsk	Siuntio	31.8.-2.9.	300	1500	256	0,85	59,1	40,9	46,2±0,5	43,1±0,4	84,8	15,5	17,5			
Färträsk	Siuntio	7.-8.9.	139	700	12	0,09	41,7	58,3	50,6±3,0	45,1±1,8	57,1	33,3	16,7			
Iso-Iamoja	Tampere	28.-29.7.	120	600	37	0,31	56,8	43,2	59,7±1,7	47,2±1,3	(50,0)	10,8	13,5			
Iso-Iamojan puro	Tampere	28.-29.7.	18	300	6	0,33	66,7	33,3	61,5±3,0	50,5±6,5	(50,)	-	-			
Iso-Simi	Pohja	29.-30.8.	150	750	74 ¹⁾	0,49	36,5	63,5	46,5±0,6	45,6±1,0	85,2	13,5	23,0			
Kivijärvi (Stensjö)	Pohja	2.-3.9.	150	750	35	0,23	42,9	57,1	48,9±1,0	44,6±0,8	100	2,9	28,6			
Meikoträsk	Kirkkonummi	9.-10.9.	150	750	29	0,04	34,5	65,5	48,8±1,1	44,9±1,1	63,2	3,4	13,8			
Pirttijärvi	Ruovesi	29.-30.7.	50	250	5	0,10	100	-	57,0±1,8	-	-	-	-			
Puurlampi	Kisko	3.-4.9.	143	750	67	0,47	49,3	50,7	45,3±1,1	43,3±0,7	72,7	19,4	19,4			
Saarijärvi	Tampere	27.-28.7.	138	690	5	0,04	100	-	59,8±2,2	-	-	20,0	40,0			
Sorvijärvi	Vammala	22.-24.7.	200	500	86	0,43	59,3	40,7	53,1±0,9	45,9±0,8	(11,4)	14,0	2,3			
Sourunoja	Ruovesi	29.-30.7.	16	100	7	0,44	57,1	42,9	53,3±1,8	51,3±1,7	-	-	14,3			
Valkiajärvi	Kuru	27.-28.8.	125	625	42	0,34	64,3	37,7	51,8±1,1	45,1±1,2	100	7,1	14,3			
Valkjärvi	Vilhti	10.-11.9.	150	750	71	0,47	50,7	49,3	46,0±0,9	47,8±0,7	74,3	1,4	16,9			

1) täpläräpaja

Taulukko 19. Yksilömerkein merkityistä ravuista tehdyt kasvuhavainnot kesällä 1987. Selkäkilven (sk) pituus (= n. 1/2 ravun kokonaispituudesta) ja pituuden lisäys on ilmoitettu keskiarvona + SE. N = yksilöiden lukumäärä.

Järvi/kasvujako	N	♂♂		N	♀♀	
		sk. pituus ennen kuorenvaihtoa mm	lisäys mm		sk. pituus ennen kuorenvaihtoa mm	lisäys mm
Flacksjö 10.9.1986-2.9.1987	9	47,4+1,5	5,0+0,3	6	41,3+1,0	3,3+0,2
Alinenjärvi 8.6.-27.8.1987	5	53,8+1,6	6,0+0,5	-		
Sorvijärvi 10.6.-24.7.1987	10	52,0+1,6	5,6+0,3	2	48,5+3,5	3,5+0,5

Taulukko 20. Kesäkuun 1987 koeravustuksissa saadut mäti-munia kantavat rapunaaraat ja havainnot niiden mädistä. Sk.pit. = selkäkilven pituus (= n. 1/2 ravun kokonaispituudesta).

Järvi	pvm	Pyynti-tapa	Sk.pit. mm	Mädin ¹⁾ määrä	Mätimunien lukumäärä kpl	Mädin kunto
Alinenjärvi	8.-10.6.	merrat	48	1/1	n. 170	hyvä
			44	1/1	n. 150	hyvä
			52	2/3	n. 130	joukossa 20 kuoll. munaa
			55	1/1	n. 200	hyvä
Sorvijärvi	10.-12.6.	merrat	45	1/1	n. 150	hyvä
			54	1/1	n. 200	joukossa 7 kuoll. munaa
			52	1/4	61	joukossa 2 kuoll. munaa
			60	1/10	35	joukossa 3 kuoll. munaa
			48	1/1	n. 150	hyvä

1) arvioitu osuutena täydestä mätimäärästä

naaras. Sen mäti koostui 9 kuolleesta ja yhdestä elävästä munasta. Sorvijärven saaliissa oli 11 mätiä kantavaa naarasta. Niistä kahdella oli pyrstön alla vain eläviä poikasia, noin 30 kummallakin. Yhdellä naaraalla oli 20 elävää poikasta ja 10 kuollutta munaa, kahdella naaraalla oli jäljellä vain mädin jäänteet. Kuudella naaraalla oli sekä kuolleita munia että 2 - 10 elävää poikasta.

Rapujen lisääntymisen onnistumisesta selvittävässä sumpunktokoeksessa Sahajärven 11 naaraasta kaksi menetti mätinsä 9.12. mennessä siitä syystä, että ne olivat juuri munimassa tai vasta munineet sumpua tarkastettaessa. Samoin kävi yhdelle Fårsjön 11 naaraasta. Lisäksi kaksi Fårsjön sumpun naaraista menetti mätinsä talven aikana. Muutoin mädin määrässä ja laadussa ei tapahtunut muutoksia talven, kevään ja alkukesän kuluessa. 18.6. Sahajärven sumpun naaraista 5:llä oli täysi määrä tervettä mätiä, 4:llä naaraalla mädin määräksi arvioitiin 3/4 täydestä määrästä, yhdeltä mäti puuttui kokonaan ja yhdellä oli jäljellä 7 mätimunaa. Fårsjön sumpun naaraista viidellä oli täysi mätimäärä, kahdella 3/4, yhdellä 1/4 ja kolmelta mäti puuttui kokonaan. 9.7. tilanne oli muutoin ennallaan, mutta yksi Sahajärven täyden mätimäärän omanneista naaraista oli menettänyt noin puolet mädistään ja kahden naaraan mädissä oli elävien munien lisäksi tyhjiä munankuoria. Molemmissa sumpuissa mäti oli "silmäpisteasteella". 17.7. Fårsjön sumpussa poikaset olivat suurimmaksi osaksi kuoriutuneet. Vain yhdellä naaraalla oli ensimmäisen asteen poikasten ja elävien mätimunien joukossa kaksi kuollutta mätimunaa. Kolme naarasta sijoitettiin yksilöllisiin sumpuihin. Sahajärvellä yhden naaraan mäti oli kuollut kokonaisuudessaan. Muiden naaraiden mädistä valtaosa oli kuollut, mutta joukossa oli 1 - 15 elävää ensimmäisen asteen poikasta ja joitakin eläviä munia. Kolme parhaiten selviytynyttä naarasta sijoitettiin yksilöllisiin sumpuihin.

24.7. Fårsjöllä kaikki poikaset olivat vaihtaneet kuortaan emojen pyrstön alla. Yksilöllisiin sumpuihin sijoitetut kolme naarasta tuottivat 63, 67 ja 71, eli yhteensä 201 elävää toisen asteen poikasta. Emoa kohti poikasia kuoriutui siis keskimäärin 67. Ryhmäsumpussa loppuun asti olleiden viiden mätinaaraan poikastuotoksi arvioitiin emojen

koon ja mätimäärän perusteella n. 300. Kun syksyllä mahdollisesti käsittelyvirheen takia kolmea mätinsä menettänyttä naarasta ei oteta huomioon, saadaan sumputettujen naaraiden keskimääräiseksi poikastuotoksi n. 60. Sahajärvellä yksilöllisiin sumpuihin sijoitetut naaraat tuottivat 3, 12 ja 13 elävää ja yhteensä 11 kuollutta toisen asteen poikasta. Yhteensä eläviä poikasia siis kuoriutui 28 eli 9,3 poikasta emoa kohti. Yhteissumpussa neljän naaraan kaikki kuoriutuneet poikaset olivat kuolleet ensimmäisen asteen poikasina. Sumpusta löytyi viisi elävää toisen asteen poikasta ja sumpun koko poikastuotoksi arvioitiin korkeintaan 10. Jos syksyllä mätinsä menettäneet kaksi naarasta jätetään huomioon ottamatta, tuottivat Sahajärvessä sumputetut naaraat keskimäärin 4 toisen asteen poikasta.

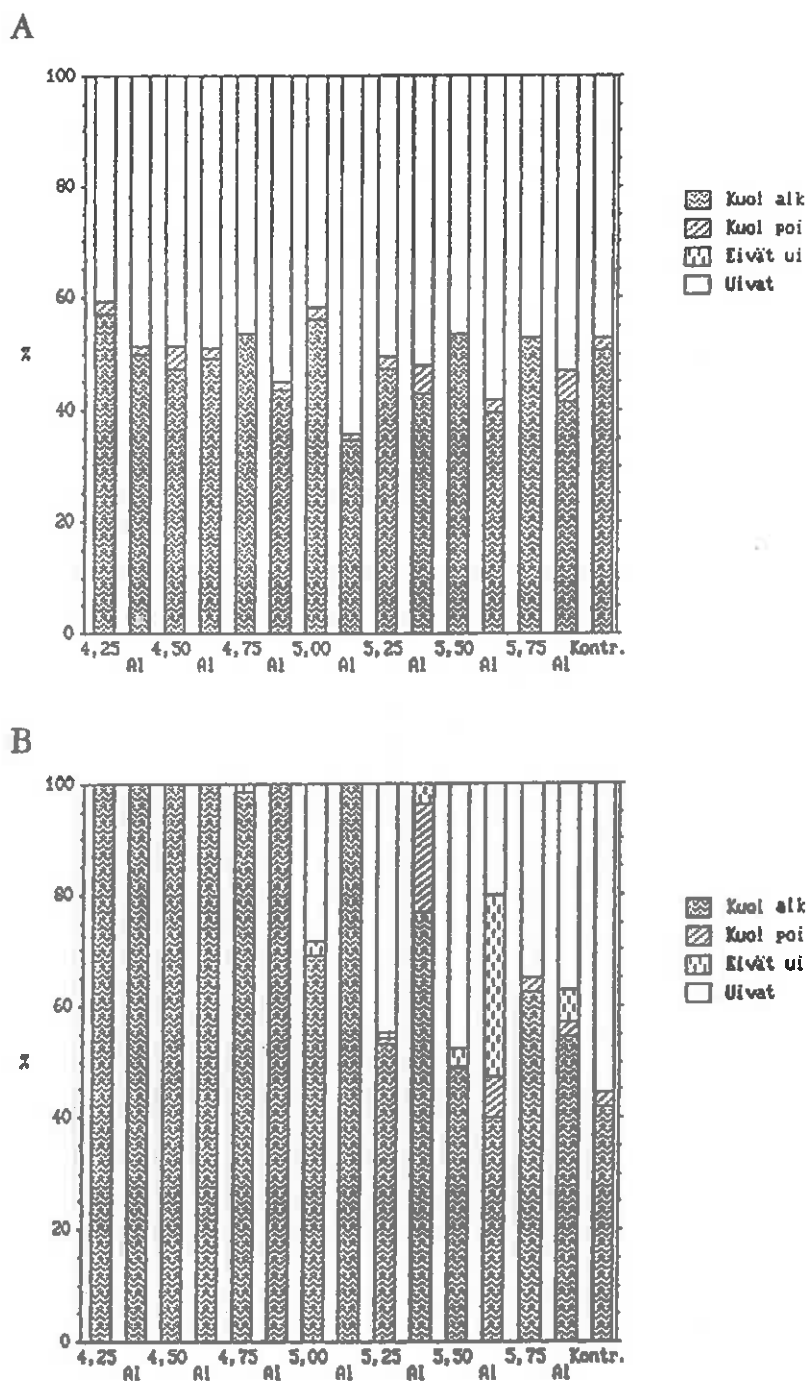
Flacksjöstä, Kivijärvestä, Meikojärvestä, Puurlammesta ja Valkjärvestä otetuista rapunäytteistä ei löydetty Psorospermium-loista.

3.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet

3.8.1. Särki

Vertailuryhmissä munien kuolleisuus oli 21 - 62 %; suurimmat erot olivat eri mätierien välillä. Koska toistot on esitetty keskiarvoina, kuolleisuudet jonkin verran tasoittuvat.

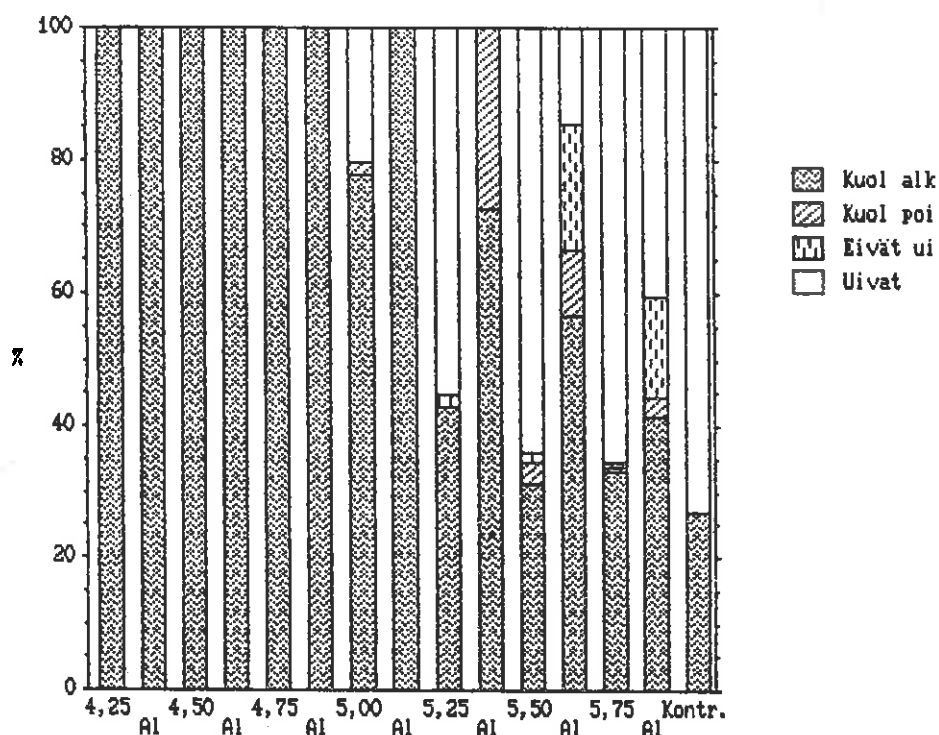
Munien hedelmöityvyys ei ollut pH:sta eikä alumiinilisäyksestä riippuvainen, sillä eri testiliuksissa hedelmöitettyjen ja järvivedessä haudottujen kuoriutumistulos oli vertailuryhmän suuruusluokkaa (kuva 11 A). Sen sijaan alkoioiden kuolevuuteen vaikutti sekä haudontaveden happamuus että alumiinipitoisuus. Happamammassa kuin pH 4,75 ei kuoriutunut poikasia eikä juuri pH 4,75:ssäkään ja pH:ssa 5,0 ilman alumiinilisäystäkin vähemmän kuin vertailuryhmissä ja alumiinilisäyksen kanssa ei ollenkaan (kuvat 11 B ja 12). Ainakin pH:ssa 5,25 alumiini vielä selvästi heikensi kuoriutumistulosta. Munien kuoleminen ajoittui lähes kokonaan haudonta-ajan alkupuolelle, selvästi ennen kuoriutumisaikaa.



Kuva 11. Eri testivesissä hedelmöitettyjen särjen mätimü-
nien kuolleisuus (Kuol alk) sekä poikasten kuol-
leisuus (Kuol poi) ja passiivisten (Eivät ui) ja
normaalien (Uivat) poikasten osuus noin 10 vuoro-
kautta kuoriutumisasajankohdan jälkeen, kun munat
oli haudottu ja poikaset pidetty: A. järvivedessä
ja B. testivesissä. Ks. kuvan 12 tekstistä ryhmien
selitykset.

Happamuus tai alumiini eivät ainakaan paljon vaikuttaneet kuoriutumisajankohtaan. Tosin ajankohta, jolloin puolet poikasista oli kuoriutunut, oli alumiiniliuoksissa yleensä päivää aikaisempi kuin vertailuryhmässä.

Poikasia ei näyttänyt kuolevan jatkoaltistuksessa happamuuden vuoksi, mutta kylläkin alumiinin takia ainakin pH-arvoissa 5,25 ja 5,50. Lisäksi alumiini aiheutti jatkoaltistetuissa poikasissa passiivisuutta jopa pH:ssa 5,75, sillä



Kuva 12. Järvivedessä hedelmöitettyjen särjen mätimunien kuolleisuus (Kuol.alk) sekä poikasten kuolleisuus (Kuol poi) ja passiivisten (Eivät ui) ja normaalien (Uivat) poikasten osuus noin 10 vuorokautta kuoriutumisaikajankohdan jälkeen, kun munat oli haudottu ja poikaset jatkoaltistettu testivesissä. Pylväät, joiden alla on ilmoitettu testi-pH, kuvaavat ryhmiä, joissa testiveteen ei ole lisätty alumiinia. Kunkin oikealle puolelle on kuvattu ryhmä, jossa testi-pH on sama, mutta veteen on lisätty alumiinia 400 ug/l. Kontr. = vertailuryhmä.

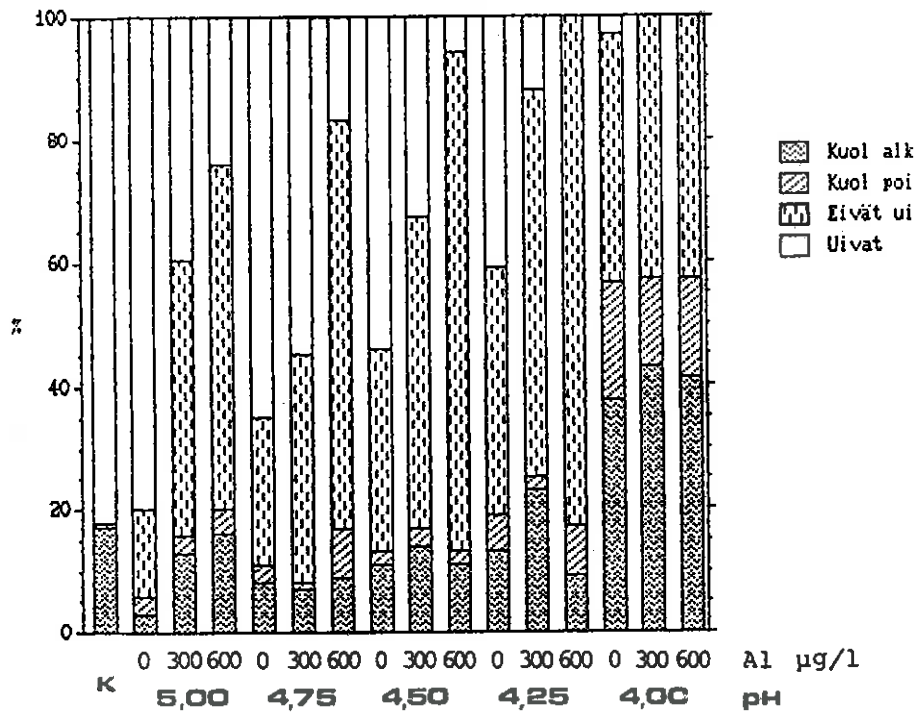
testin lopulla kaikki järvisedessä olleet poikaset uivat (kuva 11 A), mutta testiliuoksissa, joissa oli alumiinia, suuri osa poikasista oli pohjalla (kuvat 11 B ja 12). Passiivisten poikasten osuus kasvoi happamuuden kasvaessa. Joitakin passiivisia poikasia oli myös pelkissä happamuusaltistuksissa.

3.8.2. Hauki

Järvisedessä hedelmöitettyjen ja seuraavasta päivästä alkaen eri testiliuoksissa haudottujen munien alkioissa ei sydämen syketaajuus poikennut merkitsevästi vertailuryhmästä mitattuna 10 vuorokauden (n. 100 päiväastetta) tai 13 vuorokauden (n. 125 päiväastetta) kuluttua hedelmöityksestä.

Hauen kuoriutumistulokseen ei merkittävästi vaikuttanut se, hedelmöitettiinkö munat testiliuoksissa vai järvisedessä. Testiliuoksissa haudottaessa pH:ssa 4,00 kuoriutuminen osittain viivästyi ja estyi, joten pH:ssa 4,00 kuoriutui vähemmän poikasia kuin muissa pH-arvoissa (kuva 13). Alumiini - enemmän pitoisuutena 600 µg/l kuin pitoisuutena 300 µg/l - kaikissa pH-arvoissa ja happamuus viivästyttivät testiliuoksissa kuoriutuneiden ja niissä sen jälkeen olleiden hauen poikasten uinnin aloittamista (kuva 13). Kuoriutuminen viivästyi ja poikasia kuoriutui vähemmän pH:ssa 4,00 silloinkin, kun munat, joissa oli elävä alkio, oli siirretty järvivesihaudonnasta testiliuoksiin päivää ennen kuoriutumisen alkamista. Myös tällöin happamuus ja alumiini viivästyttivät poikasten uimaan lähtemistä. Kun munat oli siirretty pari päivää ennen kuoriutumisen alkamista tai jo kuoriutumisen alettua testiliuoksista järviveteen, ei kuoriutuminen tai poikasten uimaan lähteminen viivästynyt.

Kunakin pH-ryhmän sisällä, testiliuoksissa kuoriutuneet ja niissä uimisen alkamiseen asti olleet hauen poikaset olivat sitä lyhempiä ja kevyempiä mitä suurempi alumiinipitoisuus (0, 300 ja 600 µg/l) oli. Myös happamimmissa liuoksissa poikaset olivat lyhempiä kuin vähemmän happamissa liuoksissa. Jos alkiot oli siirretty testiliuoksista järviveteen pari päivää ennen kuoriutumista, eivät testiryhmien



Kuva 13. Hauen alkioiden ja poikasten kuolleisuus sekä uivien että uimattomien poikasten osuudet ensimmäisenä päivänä, jolloin kaikki normaalit vertailuryhmän poikaset uivat. Mäti oli hedelmöitetty järivedessä ja haudottiin testiliuoksissa, joissa myös poikaset koko ajan olivat.

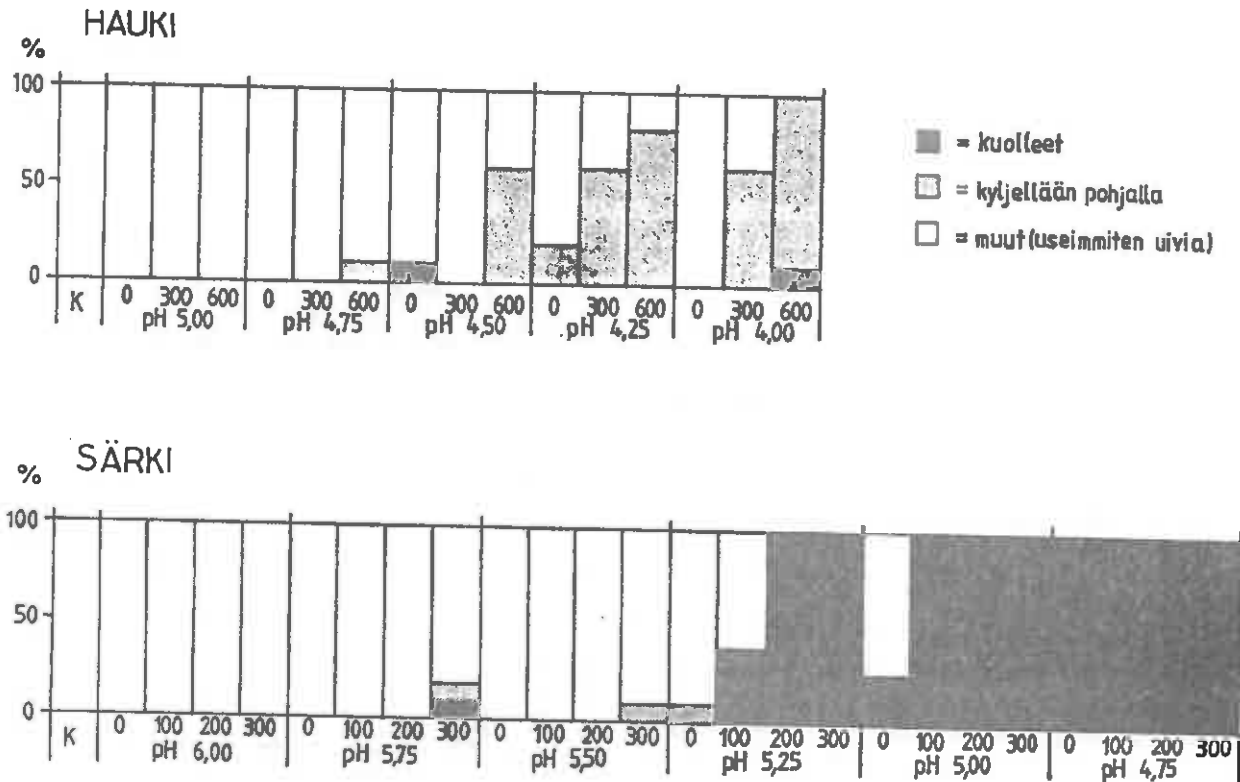
poikasten pituudet uinnin alkaessa poikenneet vertailuryhmästä, mutta jos munat oli siirretty kuoriutumisen jo alettua, poikaset näyttivät olevan sitä lyhempiä mitä happamammasta ne oli siirretty, joskaan nämä erot eivät olleet suuret.

3.9. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin

3.9.1. Kasvu ja kehittyminen

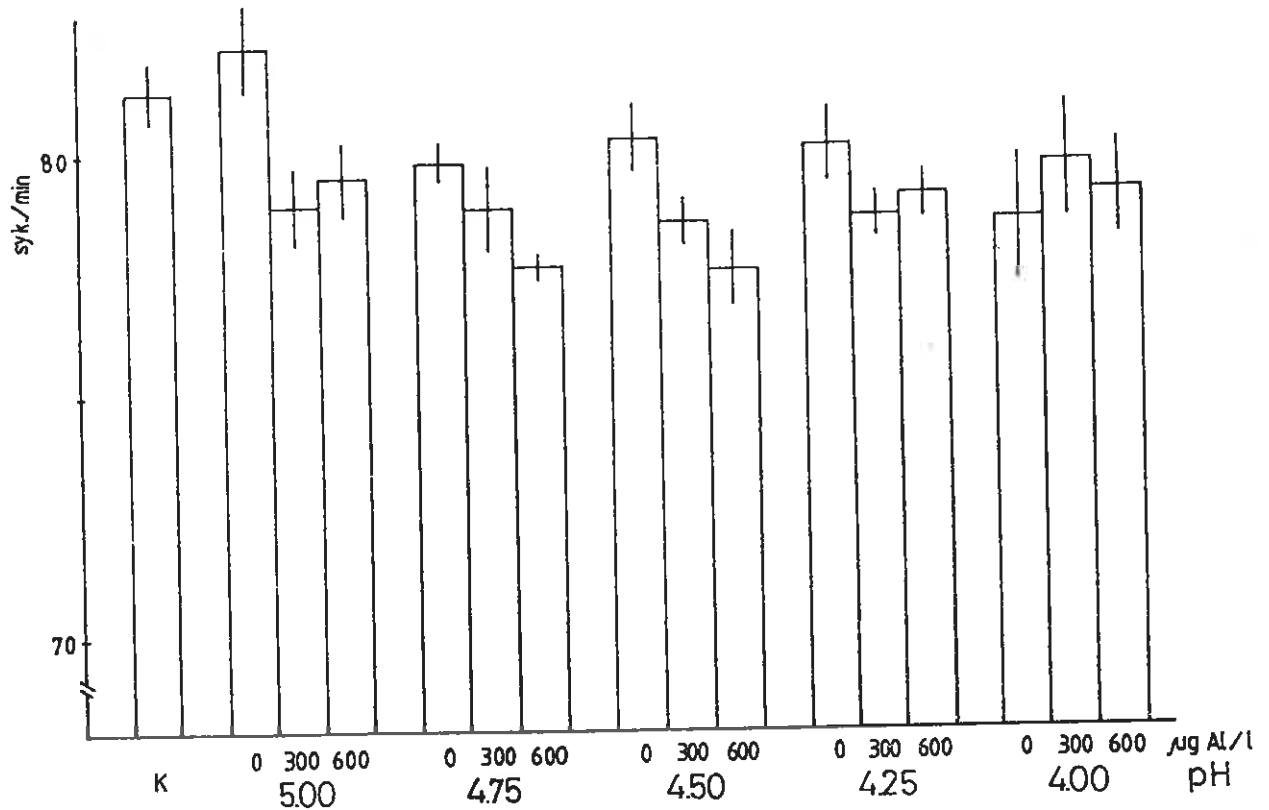
Kymmenen vuorokauden testissä ei hauen ruskuaispussipoisia juurikaan kuollut, mutta poikasten uintiaktiivisuus

happamimmissa testivesissä, etenkin niissä, joihin oli lisätty alumiinia poikkesi vertailuryhmän kalojen uintiaktiivisuudesta (kuva 14).



Kuva 14. Poikasten kuolleisuus ja uintiaktiivisuus, kun vastakuoriutuneita hauen poikasia oli altistettu 10 vuorokautta ja parin päivän ikäisiä särjen poikasia 9 vuorokautta happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan ($\mu\text{g/l}$) erilaisissa liuksissa. K = vertailuryhmä.

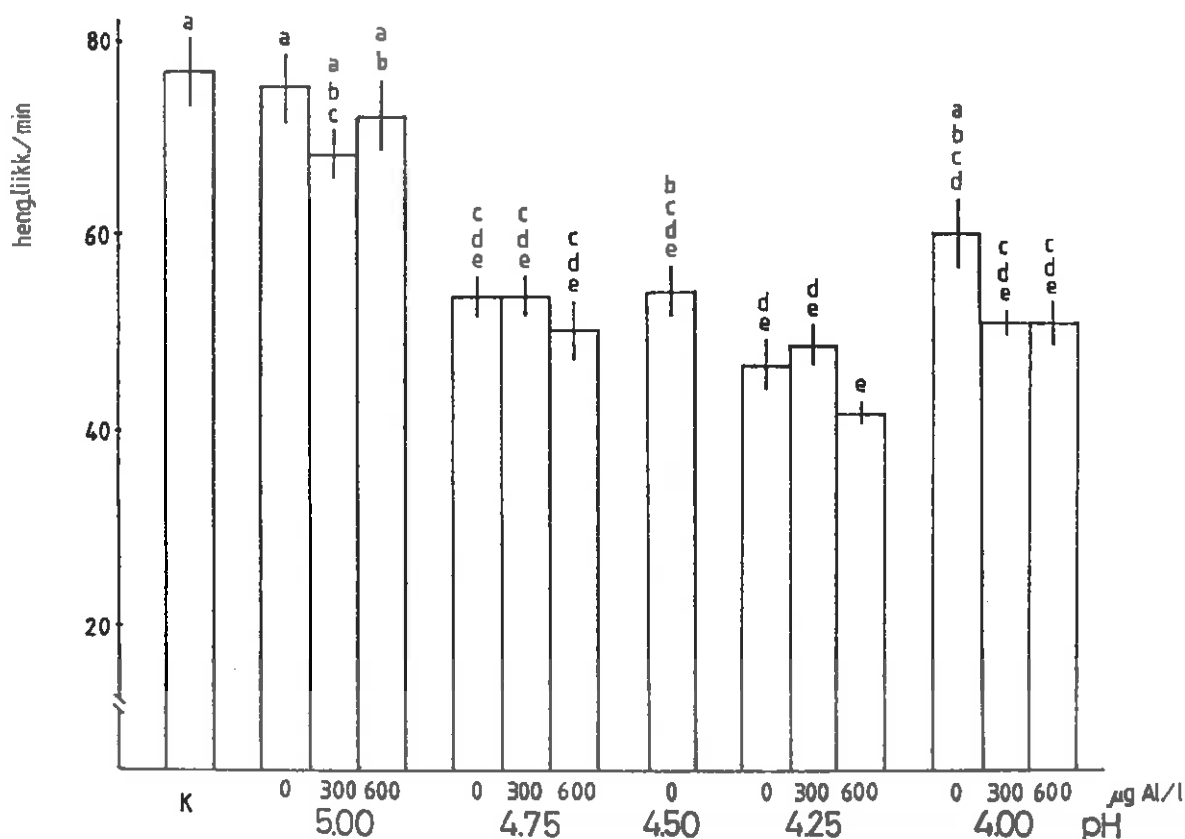
Hauen ruskuaispussipoikasten sydämen syketaajuus neljän vuorokauden altistuksen kuluttua ei ollut missään testiryhmässä merkitsevästi vertailuryhmästä poikkeava (kuva 15).



Kuva 15. Hauen ruskuaispussipoikasten sydämen syketaajuus (keskiarvo \pm SE) happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisissa vesissä 4 vuorokauden altistuksen kuluttua. K = vertailuryhmä.

Suuntaus oli kuitenkin muissa pH-arvoissa paitsi pH:ssa 4,00 se, että niissä liuoksissa, joihin oli lisätty alumiinia, poikasten sydän sykki harvempaan kuin "alumiinittomissa" liuoksissa; keskiarvolukuna syke oli tiheintä pH:n 5,00 alumiinipitoisuudessa 0 $\mu\text{g/l}$ ja seuraavaksi tiheintä vertailuryhmässä. Hengitystaajuus, mitattuna 6 vuorokauden altistuksen kuluttua oli suurin vertailuryhmän poikasilla (kuva 16). Merkitsevästi pienempi kuin vertailuryhmässä se oli kaikissa muissa ryhmissä paitsi pH:n 5,00 ryhmissä ja pH:ssa 4,00 alumiinipitoisuudessa 0 $\mu\text{g/l}$.

Testin päättyessä vertailuryhmän poikaset olivat kaikkein pisimpiä (kuva 17). Merkitsevästi niitä lyhempiä olivat poikaset pH:n 4,00, 4,25 ja 4,50 kaikissa alumiinipitoisuuksissa ja pH:n 4,75 ja 5,00 suurimmassa (600 $\mu\text{g/l}$) alumiinipitoisuudessa. pH-ryhmien sisällä pH:n 4,50, 4,75 ja 5,00

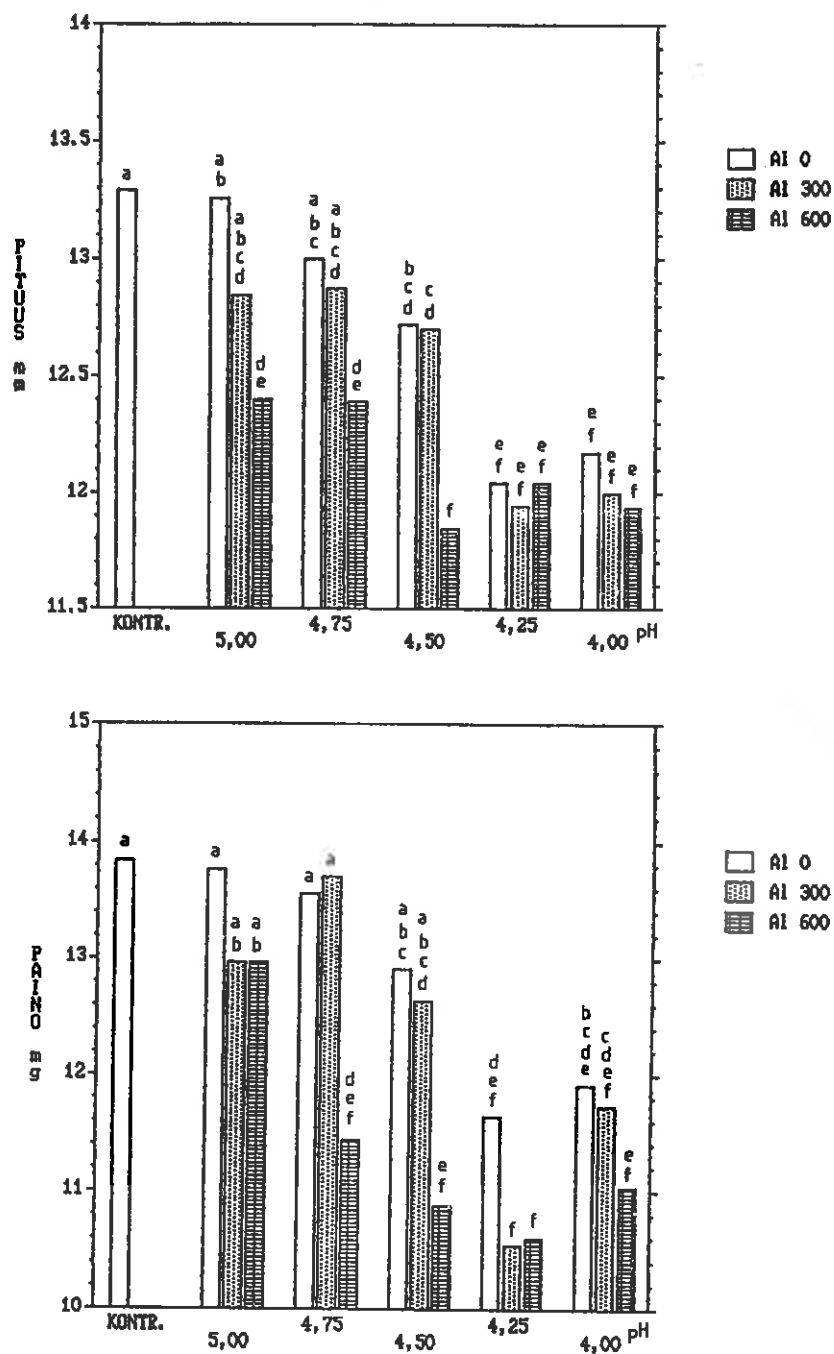


Kuva 16. Hauen ruskuaispussipoikasten kiduskansien hengitysliikkeiden taajuus (keskiarvo \pm SE) 6 vuorokauden altistuksen kuluttua happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisissa vesissä. K = vertailuryhmä. Sama kirjain kahdessa tai useammassa ryhmässä tarkoittaa, että näiden ryhmien välillä ei ole merkitsevää eroa (Scheffen testi $P < 0,01$).

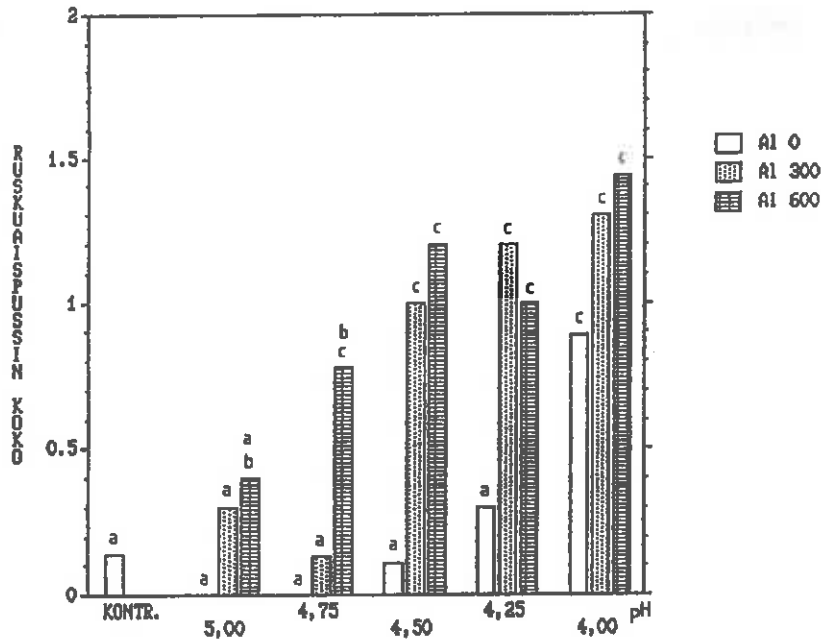
alumiinipitoisuudessa 600 µg/l kalat olivat merkitsevästi lyhempiä kuin pitoisuudessa 0 µg/l.

Vertailuryhmän poikasia merkitsevästi kevyempiä olivat pH:ssa 4,00 ja 4,25 kaikkien alumiinipitoisuuksien poikaset ja pH:ssa 4,50 ja 4,75 alumiinipitoisuuden 600 µg/l poikaset (kuva 17).

Ruskuaispussia ei ollut testin lopussa enää jäljellä poikasilla pH:n 4,75 ja 5,00 alumiinipitoisuudessa 0 µg/l (kuva 18). Merkitsevästi suurempi kuin vertailuryhmässä se oli pH:ssa 4,00 kaikissa alumiinipitoisuuksissa, pH:ssa 4,25



Kuva 17. Hauen poikasten pituus ja paino happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan ($\mu\text{g}/\text{l}$) erilaisissa vesissä 10 vuorokauden altistuksen päättyessä. Ks. kirjainten selitykset kuvan 16 tekstistä.



Kuva 18. Hauen poikasten ruskuaispussin koko (0 = ei ruskuaista - 2 = paljon ruskuaista) 10 vuorokauden altistuksen kuluttua happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisissa vesissä. Ks. kirjainten selitykset kuvan 16 tekstistä.

ja 4,50 alumiinipitoisuuksissa 300 ja 600 µg/l ja pH:ssa 4,75 alumiinipitoisuudessa 600 µg/l.

Särjen poikasille pH 4,75 oli tappava ilman alumiinilisäystäkin (kuva 14). pH:ssa 5 vain alumiinipitoisuudessa 0 µg/l poikasista oli elossa testin päättyessä; suuremmissa alumiinipitoisuuksissa kaikki olivat kuolleet samoin kuin pH:n 5,25 alumiinipitoisuuksissa 200 ja 300 µg/l, mutta myös pitoisuudessa 100 µg/l suuri osa särjistä oli kuollut. Myös pH:n 5,75 suurimmassa alumiinipitoisuudessa oli kuolleita särkiä.

Huhtikuun lopussa eräistä järvistä (taulukko 4) haetuissa vesissä särjet kuolivat kaikissa yhden vuorokauden kuluessa. Sen sijaan haukia kuoli 10 vuorokaudessa vain Haukalammen vedessä (10 %) ja lisäksi suurin osa lopuista poikasista makasi pohjalla kyljellään kuten myös 20 % Ison Majaslammen ja Pienen Lehmälammen poikasista. Kaikkien järvien vedessä poikaset olivat 10 vuorokauden testin päättyessä lyhempiä ja kevyempiä kuin vertailuvedessä (Pahkajärvi) olleet poikaset.

3.9.2. Hapenkulutus

Yhden vuorokauden altistuksen kuluttua särjen ruskuaispussipoikasten hapenkulutus oli suurinta vertailuryhmässä (kuva 19 A). Alumiinialtistus vähensi selvästi hapenkulutusta sekä pH:ssa 4,75 että 5,25, mutta ei pH:ssa 5,75. Kuuden vuorokauden kuluttua särjen poikaset olivat kuolleet alumiinialtistuksissa pH:ssa 4,75. Tällöin pH:ssa 5,25 ja 5,75 särjen poikasten hapenkulutus oli suurempi kuin vertailuryhmässä (kuva 19 B). Alumiinialtistus vähensi hapenkulutusta selvästi pH:ssa 5,25.

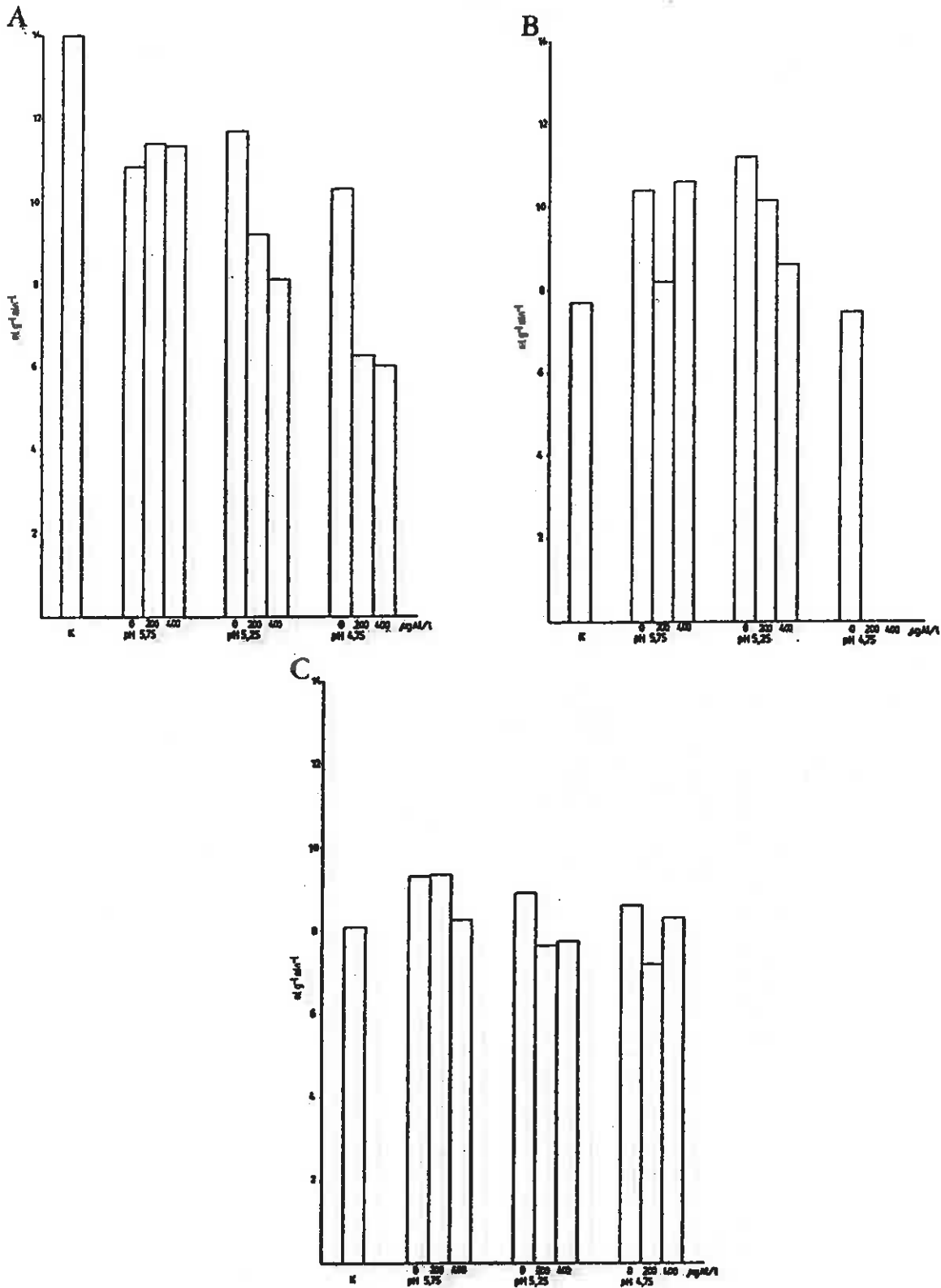
Happamuus lisäsi vanhempien särjen poikasten hapenkulutusta yhden vuorokauden altistuksessa; hapenkulutuksen kasvu oli vähäisintä pH:ssa 4,75 (kuva 19 C). Alumiini kuitenkin yleensä vähensi hapenkulutusta.

Hauen ruskuaispussipoikasten hapenkulutus oli yhdeksän vuorokauden altistuksen kuluttua pH:ssa 5,0 suurempi ja vain pH:ssa 4,0 pienempi kuin vertailuryhmässä (kuva 20 A). Kaikissa kolmessa pH:ssa alumiini - 600 µg/l enemmän kuin 300 µg/l - vähensi hapenkulutusta.

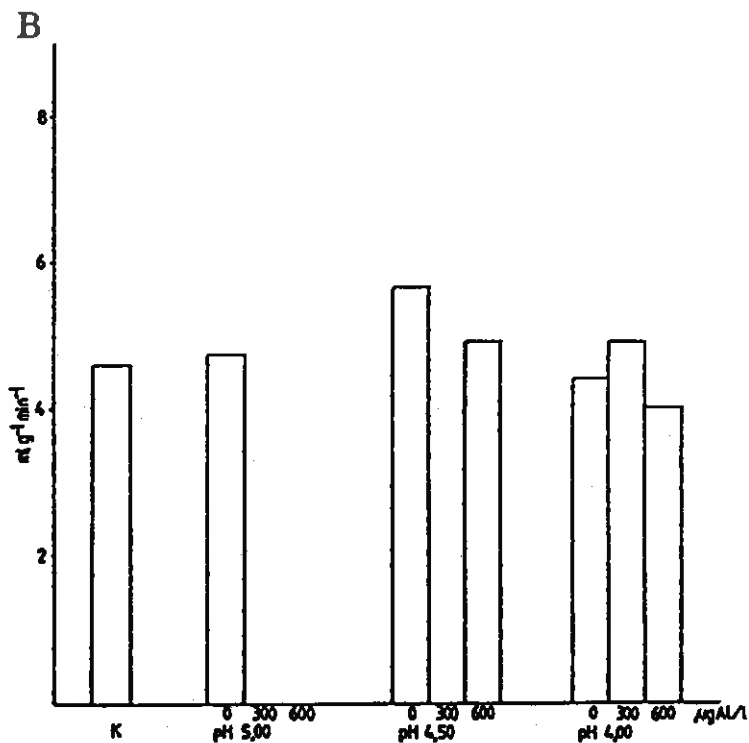
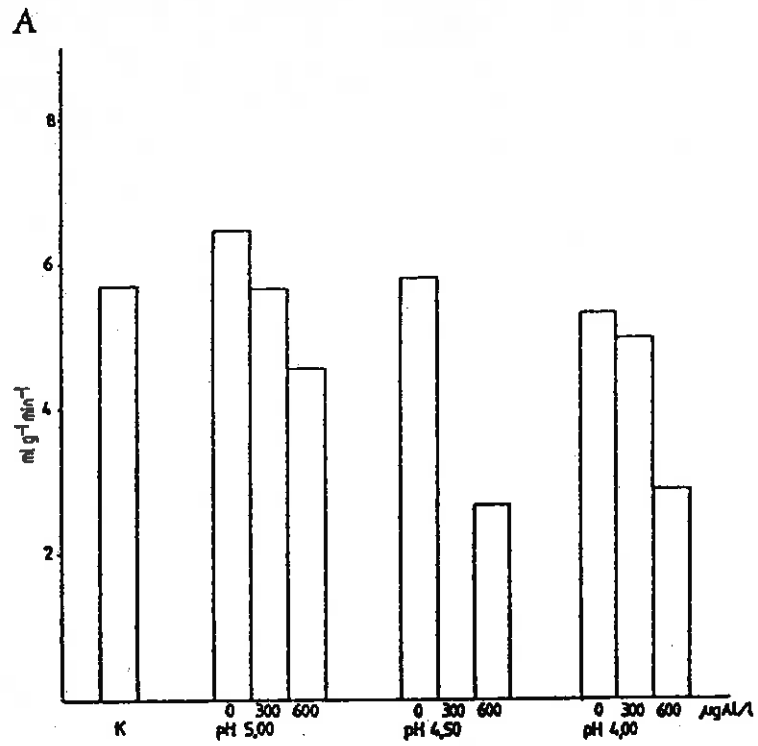
Vanhempien, jo ruskuaisensa käyttäneiden hauen poikasten hapenkulutus oli pH:ssa 4,5 selvästi suurempi kuin vertailuryhmässä (kuva 20 B). Alumiini pitoisuutena 600 µg/l vähensi hapenkulutusta.

3.9.3. Natriuminvaihto

Alumiini (200 µg/l) pH:ssa 5,0 selvästi vähensi särjen ruskuaispussipoikasten natriumin sisäänottoa yhden vuorokauden altistuksen kuluttua (kuva 21 A). Tällöin pH:ssa 5,0 ilman alumiinia ja pH:ssa 5,75 - alumiinin kanssa tai ilman - natriuminotto oli tehokkaampaa kuin vertailuryhmässä. Kuuden vuorokauden altistuksen kuluttua pH:n 5,0 alumiinipitoisuudessa 200 µg/l särjen poikaset olivat jo kuolleet. pH:ssa 5,0 ilman alumiinilisäystä ja pH:ssa 5,75, kun alumiinia oli lisätty, natriuminotto oli heikompaa, mutta pH:ssa 5,75 ilman alumiinia natriuminotto oli edelleen tehokkaampaa kuin vertailuryhmässä (kuva 21 B).

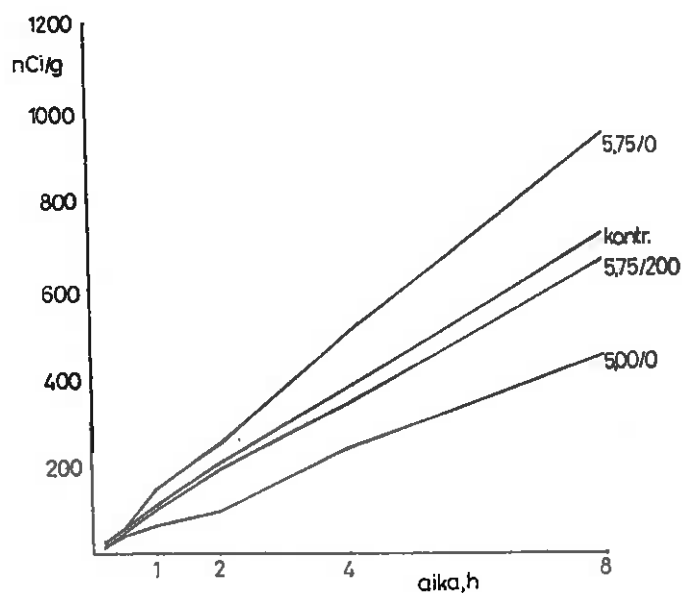
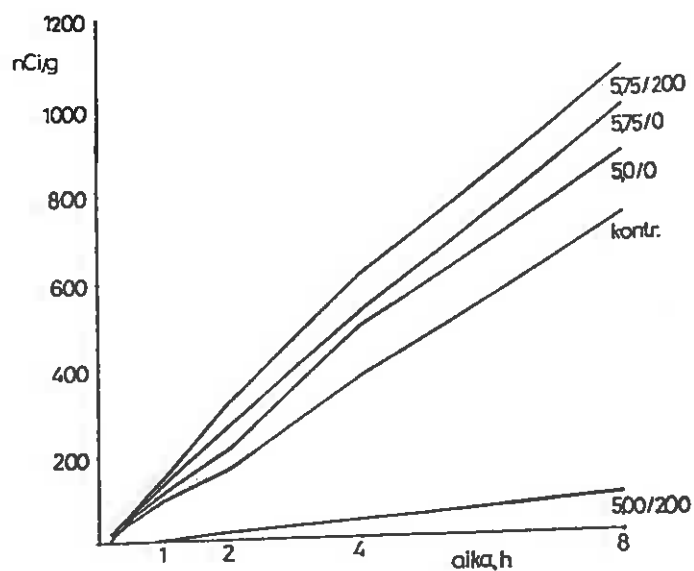


Kuva 19. Särjen poikasten hapenkulutus happamuus- ja alumiinialtistuksessa, kun parin päivän ikäisiä poikasia on altistettu A. yksi vuorokausi ja B. kuusi vuorokautta ja C. kun noin 10 päivän ikäisiä poikasia on altistettu yksi vuorokausi.



Kuva 20. Hauen poikasten hapenkulutus happamuus- ja alumiinialtistuksessa: A. ruskuaispussipoikasten hapenkulutus yhdeksän vuorokauden altistuksen kuluttua ja B. uivien poikasten hapenkulutus yhden vuorokauden altistuksen kuluttua.

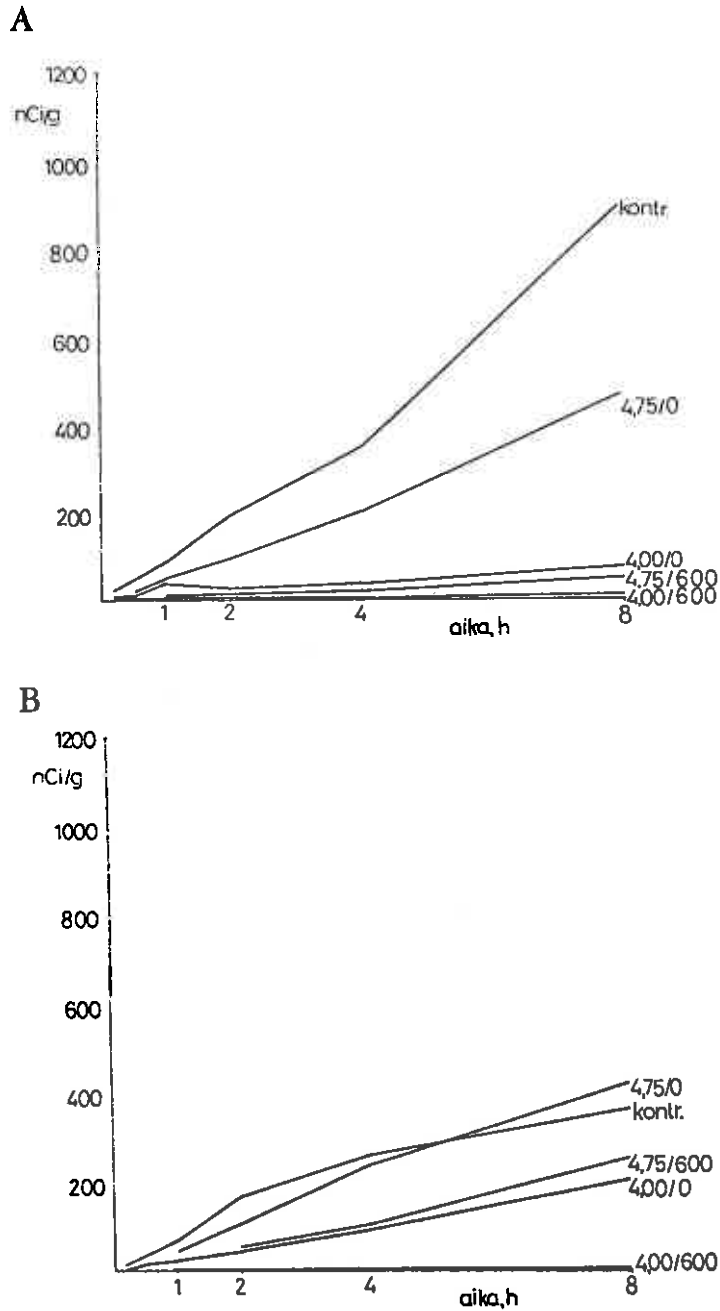
A



Kuva 21. Natriumin sisäänvirtaus (influx) vastakuoriutuneilla särjen poikasilla A. yhden vuorokauden ja B. kuuden vuorokauden happamuus- ja alumiinialtistuksen kuluttua ($\text{pH}/\mu\text{g Al l}^{-1}$).

Kaikissa altistusryhmissä hauen poikasten natriuminotto oli kahden vuorokauden altistuksen kuluttua vähentynyt vertailuryhmään nähden; vähäisintä se oli pienimmässä pH:ssa

ja silloin, kun alumiinia oli lisätty (kuva 22 A). Yhdeksän vuorokauden altistuksen kuluttua natriuminotto oli edelleen lähes estynyt pH:ssa 4,0 alumiinipitoisuudessa 600 µg/l (kuva 22 B).

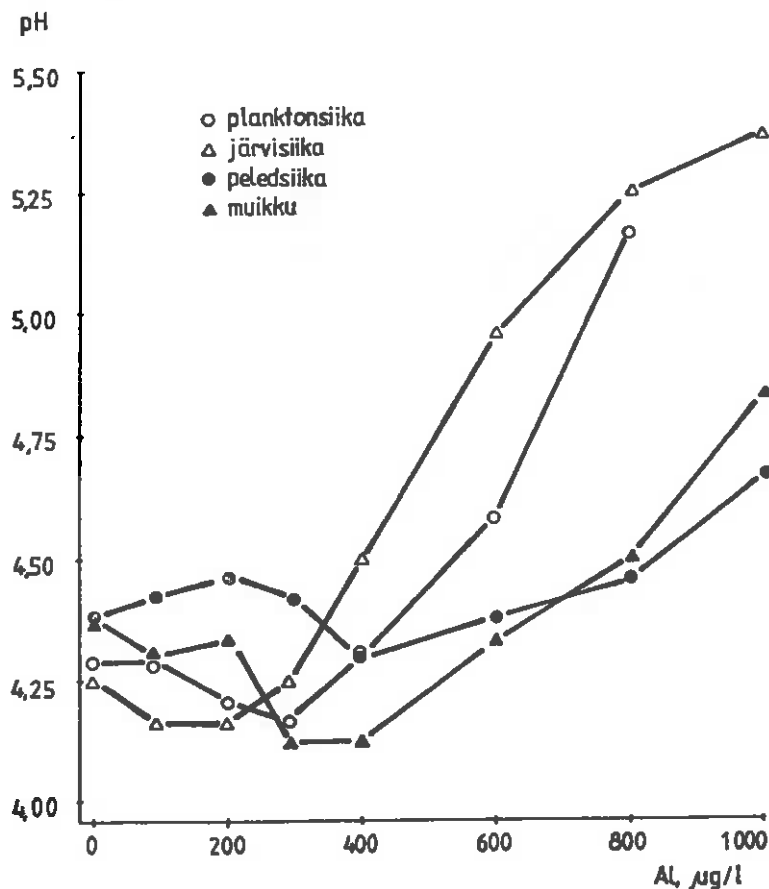


Kuva 22. Natriumin sisäänvirtaus (influx) vastakuoriutu-neilla hauen poikasilla A. kahden vuorokauden ja B. yhdeksän vuorokauden happamuus- ja alumiinialtistuksen kuluttua (pH/µg Al l⁻¹).

Hauella natriumin ulosvirtaus lisääntyi happamuus- ja alumiinialtistuksessa pH:n funktiona; alumiinin vaikutus oli voimakkaampi.

3.10. Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

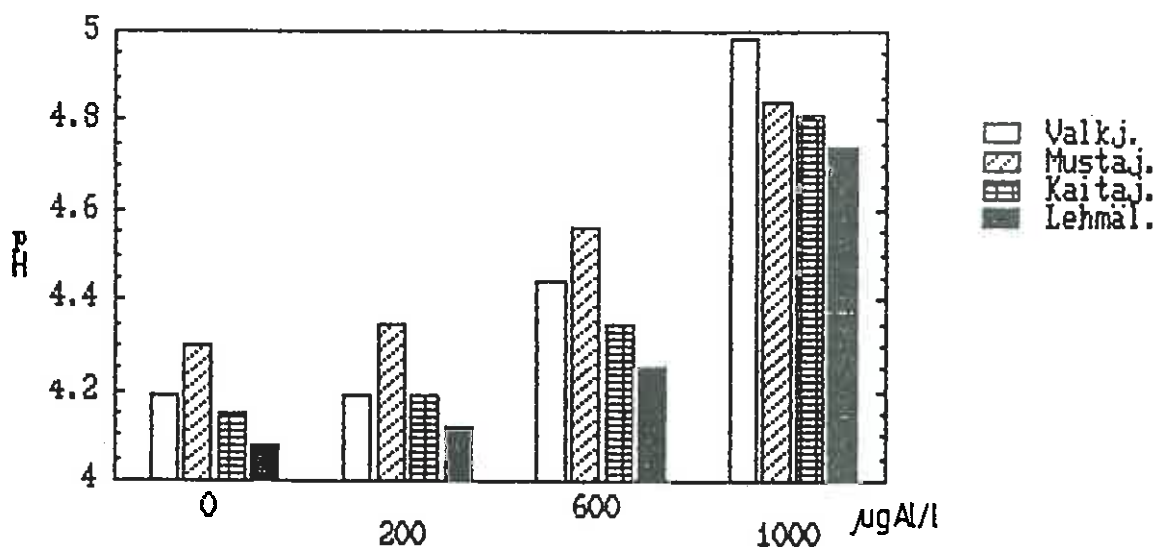
Peledsiika oli testatuista siikamuodoista herkin happamuudelle silloin, kun alumiinipitoisuus oli pieni, mutta alumiini vaikutti vain hyvin vähän sen happamuuden sietoon (kuva 23). Peledsiika ja muikku kestivätkin testikaloista parhaiten happamuutta suurissa alumiinipitoisuuksissa. Pitoisuuksissa ≥ 400 $\mu\text{g/l}$ järvisiika oli herkin happamuudelle ja planktonsiika seuraavaksi herkin.



Kuva 23. Planktonsiian, järvisiian ja peledsiian sekä muikun 10 vuorokauden pH:n LL50-arvot (= pH, jossa puolet kaloista kuolee) eri alumiinipitoisuuksissa.

3.11. Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

Minkään ahvenkannan poikasilla ei esiintynyt seitsemän vuorokauden kuluessa kuolleisuutta testiliuoksissa, joiden pH oli suurempi kuin 5,0. Parhaiten pelkkää happamuutta (0 $\mu\text{g Al/l}$) sietivät Pienen Lehmälammen ahvenet ja huonoiten Valkean Mustajärven ahvenet (kuva 24). Alumiinipitoisuuksissa 200 ja 600 $\mu\text{g/l}$ tämä järjestys säilyi, mutta suurimmassa alumiinipitoisuudessa Ison Valkjärven ahvenet osoittautuivat herkimmiksi.



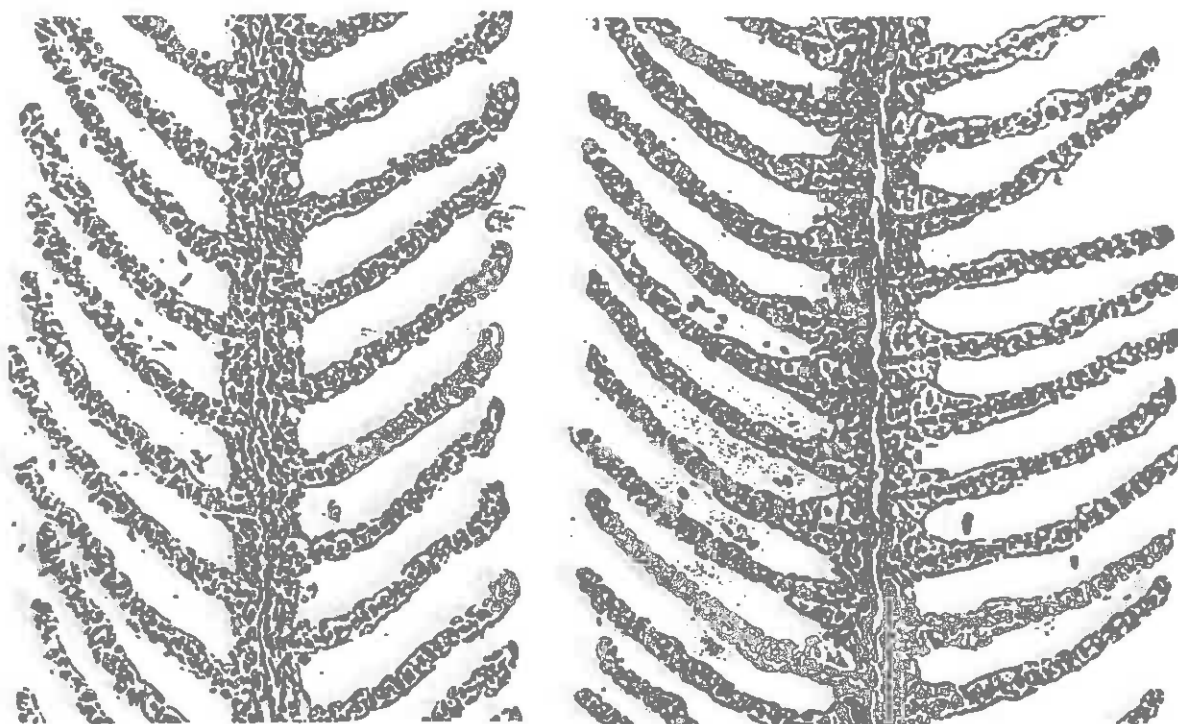
Kuva 24. Seitsemän vuorokauden pH:n LL50-arvot (= pH, jossa puolet kaloista kuolee) eri alumiinipitoisuuksissa eri kanta (Valkj. = Iso Valkjärvi, Mustaj. = Valkea Mustajärvi, Kaitaj. = Tammelan Kaitajärvi ja Lehmäl. = Pieni Lehmälampi) olevien ahventen vastakuoriutuneille poikasille.

3.12. Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin

3.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin

Hypertrofia oli selkeimmin havaittava muutos lamellien rakenteessa (kuva 25) ja se tuntui korreloivan selvästi pienen pH:n (4,75) ja suuren alumiinipitoisuuden kanssa. pH:ssa 5,75 alumiini ei sen sijaan näytä lisäävän hypertrofiaa. Kiduksiltaan täysin "normaaleja" yksilöitä oli vain ryhmissä: "kontrolli" (86 %), "pH 5,75" (47 %) ja "pH 5,75 + Al" (33 %).

Eniten limasoluja oli ryhmän "pH 4,75 + Al" kiduksissa ($2,5 \pm 0,5$ limasolua/lamelli; keskiarvo \pm SE). Myös ryhmän



Kuva 25. Kiduksen sekundaarilamellien tyven hypertrofiaa noin viisi kuukautta pH:ssa 4,75 altistetulla siialla (oikealla). Vasemmalla vertailuryhmän kalan kidusta.

"pH 5,75" kiduksissa oli enemmän limasoluja ($2,1 \pm 0,2$) kuin vertailuryhmässä ($1,6 \pm 0,2$). Alumiini lisäsi limasolujen määrää pH:ssa 4,75 ja vähensi sitä pH:ssa 5,75 ($P < 0,05$, kaksisuuntainen ANOVA).

Alumiinitäpliä löytyi kiduskudoksesta vain niiltä kaloilta, joita oli altistettu testiliuoksissa, joihin oli lisätty alumiinia. Täpliä esiintyi filamenteissa varsin tasaisesti; kuitenkin joissain filamenteissa ei ollut lainkaan täpliä ja joissain niitä oli hyvin runsaasti. Lamelleissa oli yleensä jonkin verran vähemmän alumiinia kuin filamentin rungossa. Alumiinitäplien lukumäärä filamenttia kohti oli $9,7 \pm 1,3$ (keskiarvo \pm SE, $n = 36$) pH:ssa 4,75 ja $3,3 \pm 0,7$ ($n = 10$) pH:ssa 5,75. Keskiarvojen ero näiden kahden ryhmän välillä on tilastollisesti erittäin merkitsevä ($P < 0,001$, ANOVA).

3.12.2. Muikkualtistus

Altistuksen aikana kaikista altaista kuoli muikkuja; eniten ryhmässä "pH 4,75 + Al" (taulukko 21). Kuolleet koiraat olivat laihimpia (kuntokerroin oli pienin) ryhmissä "pH 4,75 + Al" ja "pH 5,25 + Al" (taulukko 21). Altistuksen lopussa, kun kaikkien elossa olleiden kalojen tiedot käsiteltiin yhdessä, ryhmissä "pH 5,25 + Al", "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al" naaraat olivat laihempia kuin vertailuryhmässä ($P < 0,05$; taulukko 22); samoin olivat koiraat, vaikkakaan ero ei ollut merkitsevä. Ravinnonotossa todettiin eroja ryhmien välillä: selvästi parhaiten söivät vertailuryhmän ja ryhmän "pH 5,25" kalat ja huonoiten ryhmän "pH 5,25 + Al" kalat.

Kutukäyttäytymistä havaittiin 26.10. vertailuryhmässä ja ryhmässä "pH 5,25", mutta ei muissa ryhmissä. Ryhmissä "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al" kutukäyttäytymistä havaittiin vasta 4.11. "Lypsyn" aikaan, 4 kuukauden altistuksen jälkeen, vertailuryhmässä oli täysin tai osittain kuteneita naaraita n. 80 %, ryhmässä "pH 5,25" niitä oli n. 60 %, ryhmässä "pH 4,75" n. 36 %, ryhmässä "pH 5,25 + Al" 25 % ja ryhmässä "pH 4,75 + Al" vain osittain kuteneita n. 14 % (kuva 26). Tällöin ryhmässä "pH 4,75 + Al" puolella naaraista ovulaatiota

Taulukko 21. Muikkujen kuolleisuus happamuus- ja alumiini-altistuksessa sekä kuolleiden muikkujen paino, pituus, kuntokerroin (K) ja gonadien suhteellinen paino (GSI, keskiarvo \pm SE; n = kalojen lukumäärä).

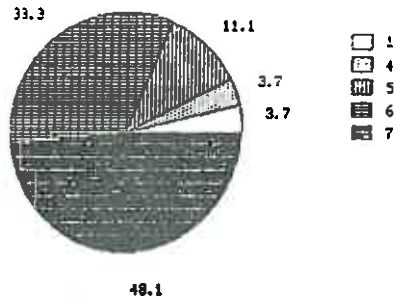
	Kontrolli	pH 5,25	pH 5,25 + Al	pH 4,75	pH 4,75 + Al	P
NAARAAT						
Pituus, cm	18,6 \pm 0,4	18,6 \pm 0,2	18,0 \pm 0,3	18,6 \pm 0,2	18,2 \pm 0,2	NS
Paino, g	25,4 \pm 1,6	26,2 \pm 1,8	25,1 \pm 1,1	25,7 \pm 1,3	24,2 \pm 1,1	NS
K	0,39 \pm 0,02	0,40 \pm 0,02	0,42 \pm 0,01	0,39 \pm 0,01	0,39 \pm 0,01	NS
GSI	1,20 \pm 0,36	1,38 \pm 0,48	0,80 \pm 0,11	1,10 \pm 0,23	1,14 \pm 0,29	NS
n	39	40	62	52	68	
KOIRAAT						
Pituus, cm	17,7 \pm 0,4	17,4 \pm 0,4	17,0 \pm 0,3	17,7 \pm 0,3	17,1 \pm 0,3	NS
Paino, g	25,7 \pm 1,6	26,6 \pm 1,9	20,9 \pm 1,3	25,0 \pm 1,6	20,9 \pm 1,4	*
K	0,46 \pm 0,02	0,49 \pm 0,02	0,41 \pm 0,02	0,44 \pm 0,02	0,40 \pm 0,02	*
GSI	0,41 \pm 0,05	0,45 \pm 0,06	0,44 \pm 0,06	0,48 \pm 0,07	0,36 \pm 0,04	NS
n	29	26	33	38	61	
Kuoll. %	31,3	30,4	43,8	41,5	59,5	

Taulukko 22. Niiden muikkunaaraiden ja -koiraiden, jotka olivat altaissa jäljellä viiden kuukauden happamuus- ja alumiinialtistuksen kuluttua, pituus, paino ja kuntokerroin (keskiarvo \pm SE, n = kalojen lukumäärä).

	Kontrolli	pH 5,25	pH 5,25 + Al	pH 4,75	pH 4,75 + Al	P
NAARAAT						
Pituus, cm	17,3 \pm 0,4	17,8 \pm 0,3	16,5 \pm 0,4	17,8 \pm 0,3	17,0 \pm 0,5	*
Paino, g	27,5 \pm 1,7	30,2 \pm 1,3	19,9 \pm 1,2	23,1 \pm 1,1	20,7 \pm 1,7	***
Kuntokerr.	0,51 \pm 0,01	0,52 \pm 0,01	0,44 \pm 0,01	0,40 \pm 0,01	0,41 \pm 0,01	***
n	27	44	32	44	21	
KOIRAAT						
Pituus, cm	16,6 \pm 0,3	17,7 \pm 0,3	16,1 \pm 0,3	16,8 \pm 0,6	16,5 \pm 0,4	*
Paino, g	24,0 \pm 1,0	28,3 \pm 1,3	18,6 \pm 0,9	24,8 \pm 1,2	21,6 \pm 2,4	***
Kuntokerr.	0,51 \pm 0,01	0,51 \pm 0,01	0,44 \pm 0,01	0,48 \pm 0,05	0,45 \pm 0,02	NS
n	53	42	39	36	16	

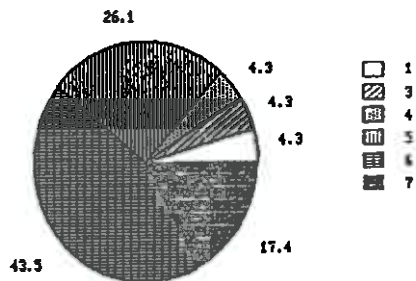
pH 7

n = 27



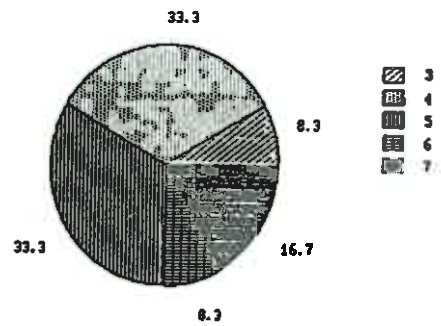
pH 5,25

n = 23



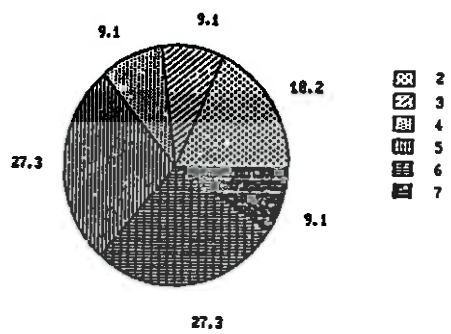
pH 5,25 Al

n = 12



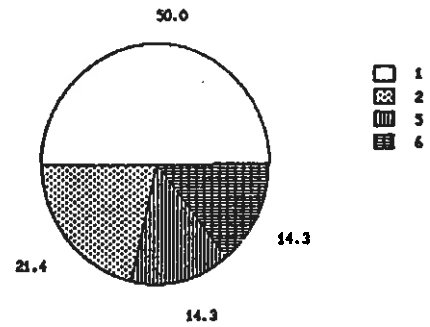
pH 4,75

n = 11



pH 4,75 Al

n = 14



Kuva 26. Noin 4 kuukautta happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkunaaraiden kutuvalmius 3.-5.11. (1 = ei kutuvalmis - 7 = kutenut).

ei ollut tapahtunut lainkaan. Naaraiden paino, pituus, kuntokerroin sekä maksan ja mädin suhteellinen paino on esitetty taulukossa 23. Hedelmöittämättömien mätimunien painoissa ei ollut eroja ryhmien välillä, mutta vesipitoisuus oli pienin ryhmässä "pH 4,75 + Al" ja suurin ryhmässä "pH 5,25" (taulukko 24). Kolme viikkoa "lypsyn" jälkeen koiraiden testisten suhteellinen paino (GSI) oli suurin ryhmässä "pH 4,75 + Al" ($P < 0,05$) ja toiseksi suurin ryhmässä "pH 4,75" (kuva 27). Vertailuryhmän koiraiden GSI oli pienin.

Kaksi kuukautta kokeen aloittamisesta, syyskuussa, kaikissa altistetuissa ryhmissä kalojen kuntokerroin oli pienempi kuin vertailuryhmässä, vaikkakaan erot eivät olleet merkitseviä (kuva 28). Myöskään naaraiden ja koiraiden plasman natriumpitoisuudessa (kuva 29) tai koiraiden plasman kloridipitoisuudessa (kuva 30) ei ollut merkitseviä eroja, mutta ryhmässä "pH 4,75" naaraiden plasman kloridipitoisuus oli pienempi ($P < 0,05$) kuin vertailuryhmässä (kuva 30). Alumiinille altistetuissa ryhmissä sekä naaras- että koirasmuikkujen plasman magnesiumpitoisuus oli jonkin verran suurempi kuin muissa ryhmissä (kuva 31). Samoin oli naaraiden plasman kalsiumpitoisuus (kuva 32). Naaraiden veren glukosipitoisuus oli ryhmässä "pH 4,75 + Al" suurempi kuin vertailuryhmässä ($P < 0,05$; kuva 33); koirailta ei merkitseviä eroja ollut.

Kolmen ja puolen kuukauden kuluttua, lokakuussa, testiryhmien kalojen, paitsi ryhmän "pH 5,25" naaraiden, kuntokerroin oli edelleen pienempi kuin vertailuryhmän kalojen kuntokerroin (kuva 28). Nyt naaraiden plasman sekä natrium- (kuva 29) että kloridipitoisuudessa (kuva 30) oli merkitseviä eroja ryhmien välillä; pitoisuudet olivat pienimmät ryhmässä "pH 4,75 + Al", mutta koirailta merkitseviä eroja ei edelleenkään ollut, vaikka keskiarvot altistusryhmissä olivatkin pienempiä kuin vertailuryhmässä. Naaraiden ja koiraiden plasman magnesiumpitoisuus oli pienin alumiinille altistetuissa ryhmissä (kuva 31). Koiraiden plasman kalsiumpitoisuus oli merkitsevästi suurempi ryhmässä "pH 4,75" kuin pH:n 5,25 ryhmissä ($P < 0,05$; kuva 32). Ryhmässä "pH

Taulukko 23. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkunaaraiden pituus, paino, kuntokerroin sekä maksan (LSI) ja mädin suhteellinen paino "lypsyssä" 3. - 5.11. (keskiarvo \pm SE; alla näytekalojen lukumäärä).

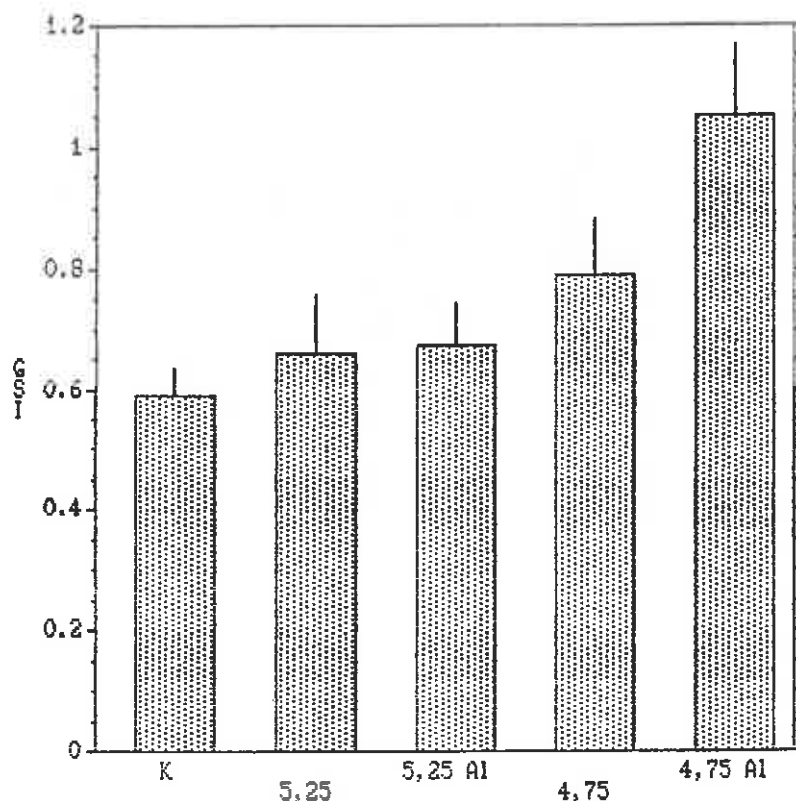
	Kontrolli	pH 5,25	pH 5,25 + Al	pH 4,75	pH 4,75 + Al	P
Pituus, cm	17,7 \pm 0,4 27	18,2 \pm 0,4 23	18,5 \pm 0,6 12	19,2 \pm 0,3 11	18,8 \pm 0,6 14	o
Paino, g	31,7 \pm 2,5 27	34,0 \pm 2,3 23	33,7 \pm 4,1 12	40,6 \pm 3,0 11	38,3 \pm 3,8 14	o
Kuntokerr.	0,53 \pm 0,01 24	0,54 \pm 0,01 20	0,49 \pm 0,02 11	0,52 \pm 0,02 11	0,50 \pm 0,01 11	NS
LSI %	1,87 \pm 0,09 24	1,97 \pm 0,10 20	1,91 \pm 0,14 11	1,78 \pm 0,11 11	1,70 \pm 0,18 11	o
Mädin suht. paino, %	8,6 \pm 1,8 27	9,6 \pm 2,0 23	11,8 \pm 1,8 12	14,2 \pm 2,5 11	7,2 \pm 2,5 14	NS

Taulukko 24. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkujen 3. - 5.11. lypsettyjen mätimunien tuore- ja kuivapaino sekä vesipitoisuus (keskiarvo \pm SE; n = naaraiden lukumäärä).

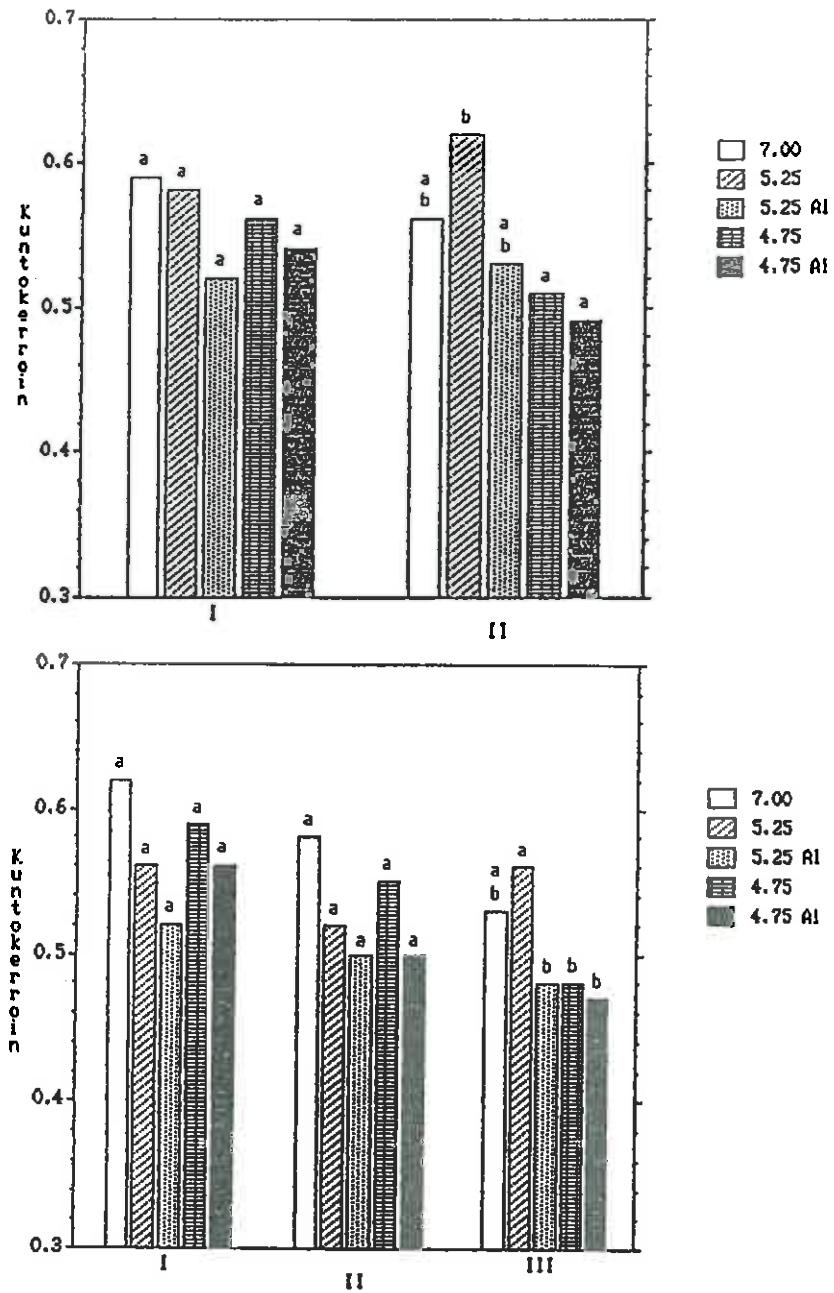
	Kontrolli	pH 5,25	pH 5,25 + Al	pH 4,75	pH 4,75 + Al	P
Märkäpaino, mg	1,69 \pm 0,08	1,67 \pm 0,08	1,61 \pm 0,12	1,71 \pm 0,09	1,68 \pm 0,07	NS
Kuivapaino, mg	0,52 \pm 0,02	0,48 \pm 0,02	0,47 \pm 0,04	0,52 \pm 0,04	0,50 \pm 0,01	NS
Vesipitoisuus, %	70,2 \pm 0,51	72,2 \pm 0,43	71,6 \pm 0,46	71,2 \pm 0,56	69,8 \pm 1,05	*
n	12	14	9	10	10	

4,75 + Al" sekä naaraiden että koiraiden veren glukoosipitoisuus oli suurin; vain naarailta ero oli merkitsevä ($P < 0,05$; kuva 33).

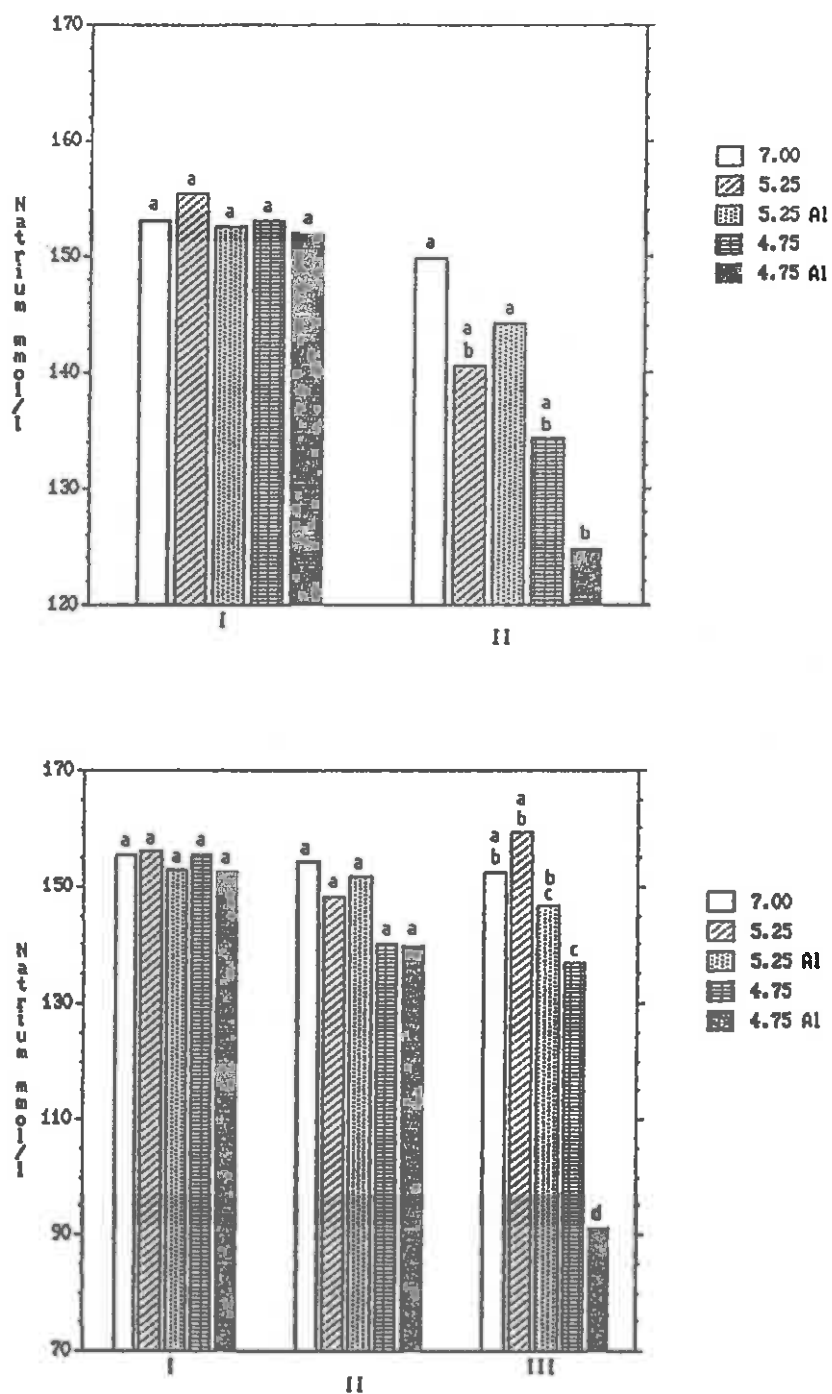
Viiden kuukauden altistuksen jälkeen, marraskuussa, jolloin näytteeksi otettiin vain koiraita, ryhmien "pH 5,25 + Al", "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al" kalat olivat laihempia kuin ryhmän "pH 5,25" kalat (kuva 28). Plasman natrium- (kuva 29) ja kloridipitoisuus (kuva 30) olivat pienimmät ($P < 0,05$) ryhmässä "pH 4,75 + Al" ja toiseksi pienimmät ryhmässä "pH 4,75". Sekä plasman magnesium- (kuva 31) että kalsiumpitoisuus (kuva 32) oli pienin ryhmässä "pH 4,75 + Al" ja veren glukoosipitoisuus selvästi suurin ($P < 0,05$, kuva 33). Myös ryhmässä "pH 4,75" veren glukoosipitoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin vertailuryhmässä.



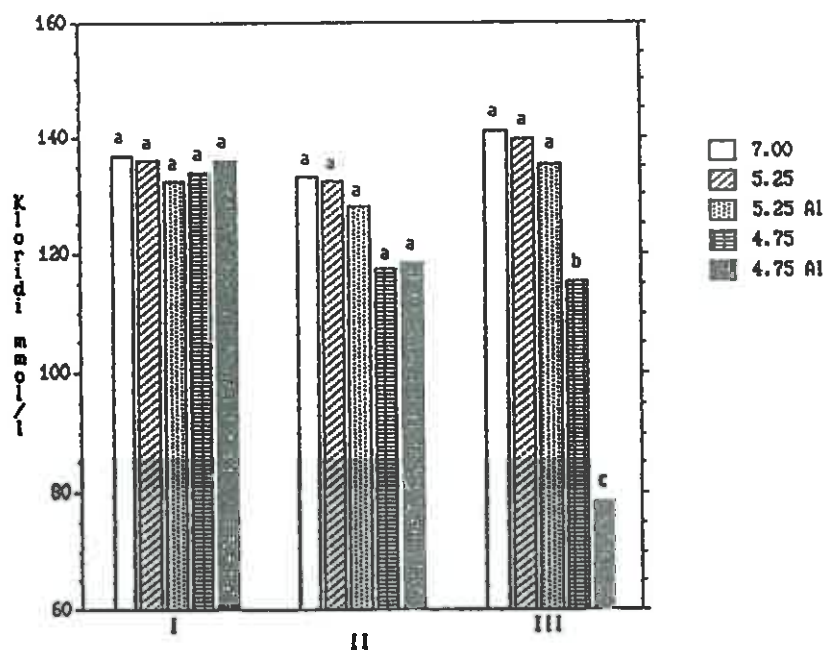
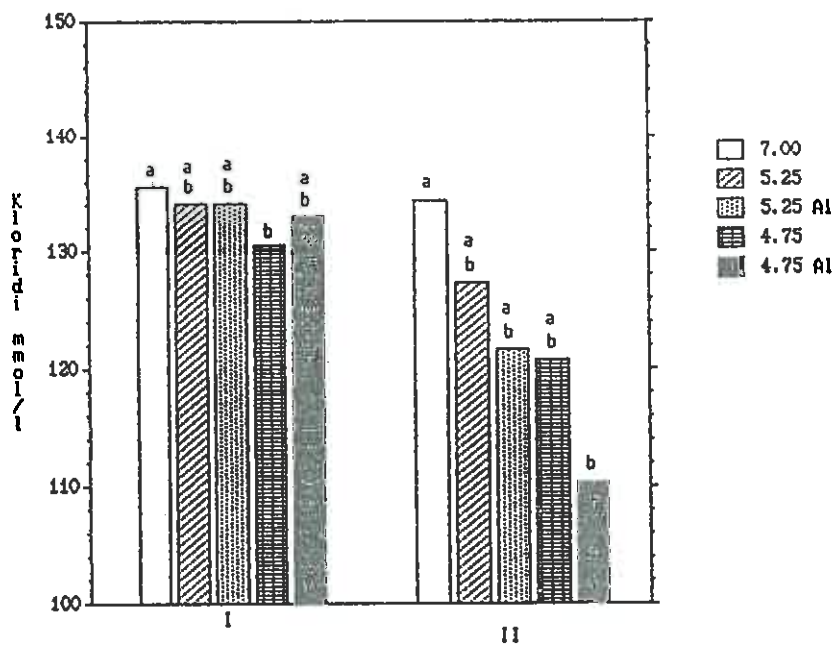
Kuva 27. Lähes 5 kuukautta happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkujen testisten suhteellinen paino (GSI) kolme viikkoa "lypsyn" jälkeen (keskiarvo + SE, K = vertailuryhmä).



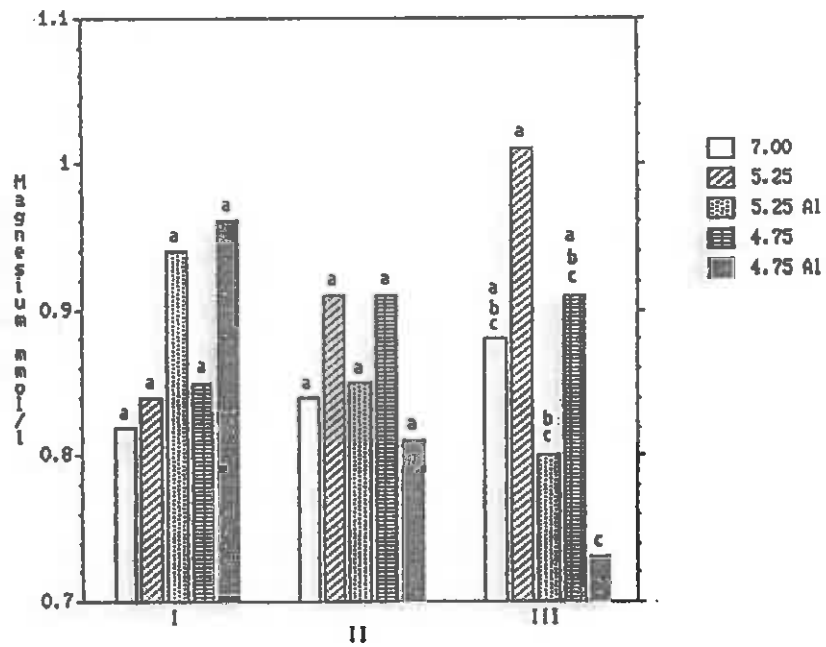
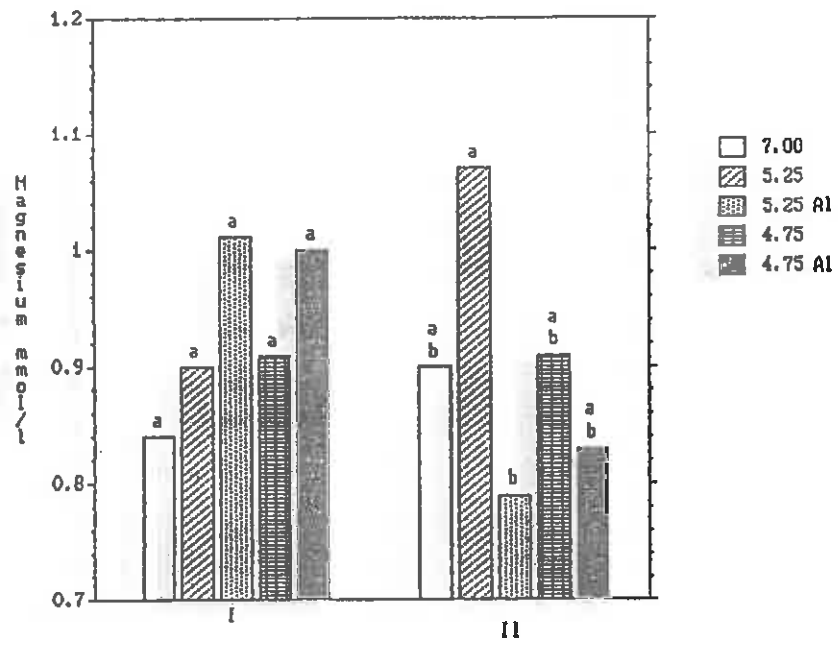
Kuva 28. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen muikkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) kunto-kerroin syyskuussa (I), lokakuussa (II) ja marras-kuussa (III). Sama kirjain tarkoittaa, että ryhmät eivät eroa toisistaan merkitsevästi ($P > 0,05$).



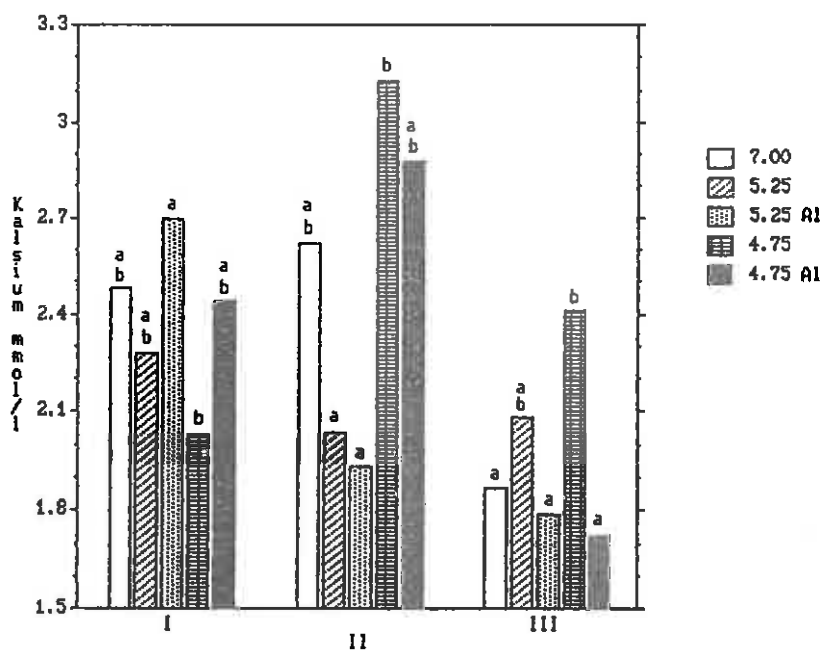
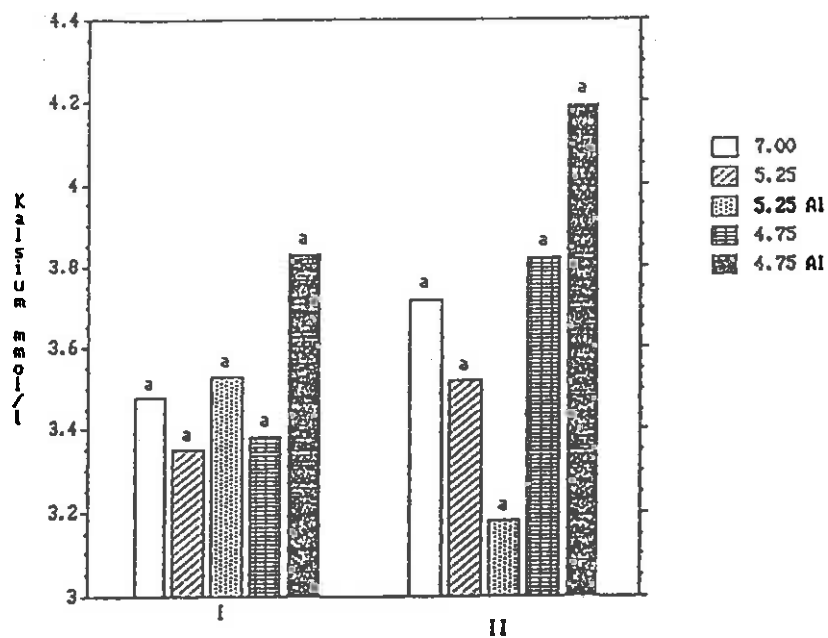
Kuva 29. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emo-
muikkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) plas-
man natriumpitoisuus. Ks. selitykset kuvan 28
tekstistä.



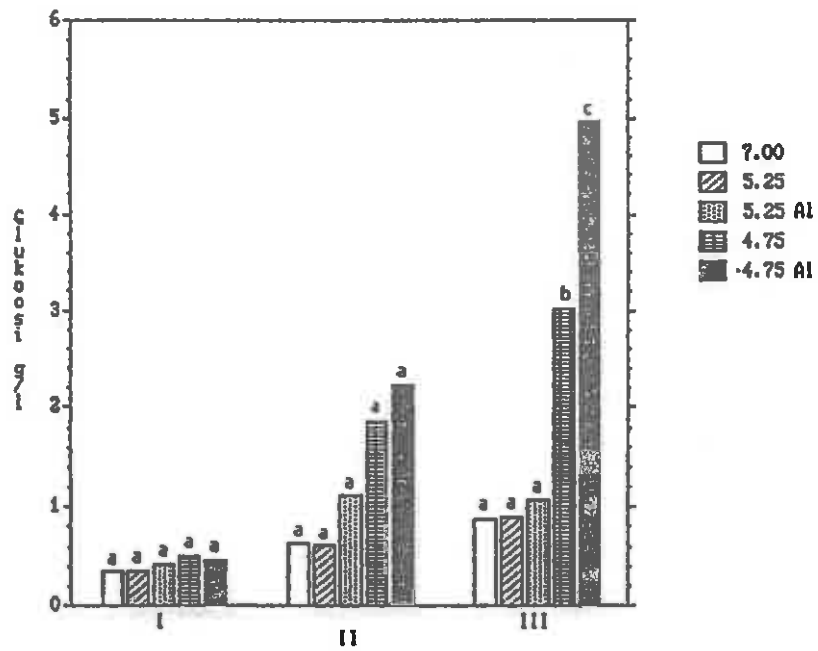
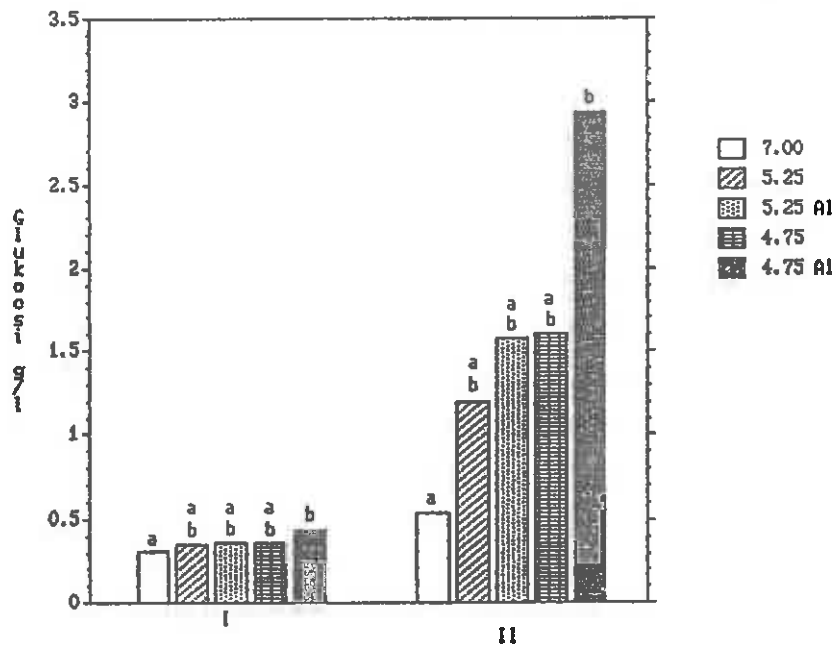
Kuva 30. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emomaiikkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) plasman kloridipitoisuus. Ks. selitykset kuvan 28 tekstistä.



Kuva 31. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emomaiikkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) plasman magnesiumpitoisuus. Ks. selitykset kuvan 28 tekstistä.



Kuva 32. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emomaiikkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) plasman kalsiumpitoisuus. Ks. selitykset kuvan 28 tekstistä.



Kuva 33. Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emomaukkunaaraiden (yllä) ja -koiraiden (alla) veren glukoosipitoisuus. Ks. selitykset kuvan 28 tekstistä.

4. TARKASTELU

4.1. Kevään vesinäytteet

Pintavesinäytteen 1 m:n näytettä pienempi pH-arvo kuvaa selvästi happamien lumen sulamisvesien vaikutusta. Tässäkin aineistossa alumiinin muodoista kokonaisalumiinipitoisuus korreloi parhaiten pintaveden pH:n kanssa, samoin kuin edellisenä keväänä (TUUNAINEN ym. 1987). Tässä työssä todettu veden pH-arvon ja kalsiumpitoisuuden riippuvuus havaittiin myös Pohjois-Wisconsinin kirkasvetisissä järvissä; happamiksi luokiteltujen (pH:n keskiarvo 5,8) järvien keskimääräinen kalsiumpitoisuus oli 1,5 mg/l (0,04 mmol/l) ja "neutraalien" järvien (pH:n keskiarvo 7,2) 6,5 mg/l (0,16 mmol/l; WIENER ym. 1985).

4.2. Havainnot Tenojoen vesistöalueelta

Kaldoaivin tunturialueella Utsjoen kunnan itäosissa on viime vuosina havaittu keväisin nokista lunta (suullinen tieto Aslak Antti Länsman). Tunturijärvet ovat olleet keväthalvella suoritetettujen mittausten perusteella lievästi happamia (NIEMELÄ ja VILHUNEN 1987). Norjan puolella Kirkkoniemessä olevat Jarfjordfjelletin tunturijärvet ovat selvästi happamoitumassa ja järvien kalakannat ovat vaarassa (TRAAEN 1985).

Jokivesien happamoitumisen vaikutuksista lohenpoikastuotantoon ei vielä voida tehdä johtopäätöksiä, vaikkakin esim. Kaldasjoessa lohenpoikastiheydet ovat pienet Pulman-kijokeen ja Utsjokeen verrattuna.

4.3. Koekalastukset

Se, että vuonna 1987 tutkituissa järvissä ei havaittu selviä happamoitumisen kalastovaikutuksia, johtuu ensisijassa koekalastusten painottumisesta neutraaleihin järviin ja eri kalkitusohjelmiin kuuluviin järviin. Kuitenkin esimerkiksi tiedustelun kautta koekalastusohjelmaan tul-

leita Kainuun järviä voidaan pitää happamuutensa (pH n. 5) ja karuutensa (sähkönjohtokyky n. 1 mS/m) vuoksi uhanalaisina. Tämä siksi, että nykyisen käsityksen mukaan (mm. ÅGREN 1987) 2 - 7 kg:n vuotuinen rikkilaskeuma hehtaarille on happamoitumisen kannalta kriittinen karuilla alueilla ja että Kainuun rikkilaskeuma on 6 - 8 kg/ha vuodessa (KAUPPI ym. 1987).

Espoon kaupungin kanssa solmitun tutkimussopimuksen mukaisesti koekalastettujen Häkläjärven ja Kattilajärven kalastoissa ei näytä tapahtuneen kahdessa vuodessa suuria muutoksia (VUORINEN ym. 1988). Seuranta tulee osoittamaan, oliko särjen väheneminen Kattilajärven saaliissa seurausta happamoitumisesta vai luonnollista vaihtelua.

4.4. Ahvenpopulaatiot

Ahvenen tiheys (1000 yksilöä/ha) hyvin happamassa Pikku-Kaidassa oli nelinkertainen verrattuna suurimpaan vuonna 1986 happamoituneesta järvestä havaittuun tiheyteen (LAPPA-LAINEN ym. 1988). Vastaavia tiheyksiä kirkasvetisistä, mutta vähemmän happamista pikkujärvistä ovat todenneet mm. SUMARI (1971) sekä RASK ja ARVOLA (1985). Pikku-Kaidan veden pieni sähkönjohtavuus (1,8 mS/m) sekä pienet kationipitoisuudet (< 1 mg/l) sulkevat pois vaihtoehdon, että veden suuri elektrolyyttipitoisuus mahdollistaisi tiheän populaation säilymisen järvessä sen happamuudesta huolimatta (vrt. LEIVESTAD ym. 1976). Todennäköisin syy järven muista tutkituista hyvin happamista järvistä poikkeavaan ahvenkannan rakenteeseen lieneekin kaloille haitallisen alumiinin lähes täydellinen puuttuminen. Mahdollisia eroja happamuuden siedossa eri ahvenkantojen välillä (RAHEL 1983) ei myöskään sovi unohtaa.

Karhujärven ahvenkanta on pysynyt yhtä tiheänä (150-200 yksilöä/ha) 1980-luvun alkupuolelta lähtien (RASK ym. 1986). Vaikka mädin kuolleisuuden on todettu olevan suuri (RASK 1984), uusia vuosiluokkia on ilmaantunut mm. vuosina 1982 - 1984. Paitsi merkinnän ja takaisinpyynnin tulokset myös suuremmat kasvunopeudet 1970-luvun puolella syntyneisiin kaloihin verrattuna viittaavat 1980-luvun vuosiluokkien

pienuuteen (vrt. RAITANIEMI ym. 1988, LAPPALAINEN ym. 1988). Vuosien 1977 ja 1983 kohorttien kasvujen vertailu tiheydeltään erilaisten ahvenkantojen kasvuihin viittaa siihen, että keväällä 1981 todettu ahventen joukkokuolema Karhujärvessä (RASK 1984) tuhosi suurimman osan aikaisemmin tiheästä kannasta.

4.5. Ahvenen kudun viivästyminen

Happamuudeltaan erilaisista järvistä tehdyt havainnot osoittavat, että ahvenen kutu voi alkaa hyvinkin happamissa järvissä (pH 4,5 - 5,0) normaaliin tapaan pian jäiden lähdön jälkeen pintaveden lämpötilan ollessa < 10 °C (vrt. THORPE 1977, JONES 1982). Kutu myöskin päättyi Isossa Valkjärvessä (pH 4,8) ja Tammelan Kaitajärvessä (pH 4,6) samaan aikaan kuin Valkeassa Mustajärvessä (pH 6,3), joten sekä kudun ajoittuminen että kesto näissä järvissä oli samanlainen. Kudun selvään viivästyymiseen happamimmissa tutkimusjärvissä, Pienessä Lehmälammessa ja Vähä Valkjärvessä, näyttäisi happamuuden lisäksi vaikuttavan muutkin veden ominaisuudet, kuten alumiinipitoisuus. Laboratoriokokeessa muikun (vrt. kohta 3.11.2.) ja siian (TUUNAINEN ym. 1986, 1987) kutu viivästyi pelkän happamuudenkin vaikutuksesta, mutta jos alumiinia lisättiin happamaan testiliuokseen, kutu viivästyi vielä enemmän.

Havainnot ahvenen kudun selvästä viivästyymisestä Tenholan Munajärvessä kesällä 1985 (RAITANIEMI 1987) ja Espoon Hauklammessa kesällä 1986 (LAPPALAINEN 1987, TUUNAINEN ym. 1987) viittasivat siihen, että korkea lämpötila saattaisi tällaisessa tilanteessa muiden tekijöiden ohella lisätä mädin kuolleisuutta ja siten heikentää ahvenen lisääntymistulosta. Keväällä 1987 korkeasta lämpötilasta ei kuitenkaan voinut olla haittaa, sillä kriittinen lämpötila mädin kuoriutumisen kannalta on > 18 - 20 °C (HOKANSON ja KLEINER 1974, GUMA'A 1978), mutta kaikkien tutkimusjärvien lämpötilat olivat toukokuussa ja kesäkuun alkupuolella < 15 °C. Koska tästä huolimatta todettiin mädin suurta kuolleisuutta (Vähä Valkjärvi 100 %, Pikku-Kaita 86 %), voitaneen lämpötilan haitallista vaikutusta pitää toissijaisena tekijänä.

4.6. Siikaistutukset happamoituneisiin järviin

Hauklammen ja Vähä Valkjärven koepyyntit kesä- ja lokakuussa 1987 osoittavat, etteivät edellisenä syksynä istutetut planktonsiian poikaset selviytyneet niissä talven yli. Todennäköisin syy on heikko veden laatu: happamuus ja alumiini Hauklammessa ja happamuus ja pieni elektrolyyttipitoisuus Vähä Valkjärvessä. Talvinen happitilanne näissä järvisä ei sen sijaan rajoita siian selviytymistä. Selvimmältä happamuuden ja alumiinin vaikutus näyttää Hauklammessa, jossa potentiaalista petokalaa, ahventa, on jäljellä enää muutama yksilö (LAPPALAINEN ym. 1988). Kuitenkin se, että siikoja saatiin sekä Pienestä että Isosta Lehmälammesta, osoittaa kesän vanhojen siianpoikasten voivan selviytyä hyvinkin happamassa vedessä (ks. myös TUUNAINEN ym. 1986, 1987 ja RASK ym. 1988). Syynä Pienen Lehmälammen niukkaan siikasaaliiseen lienee ahvenen predaatio: esimerkiksi koepyyntissä lokakuussa saatiin yhden siian lisäksi 18 ahventa, joista 7 oli pituudeltaan > 25 cm. Alisen Mustajärven ahvenet ovat pieniä, mutta järven haukikanta voi olla syynä vähäiseen siikasaaliiseen. Isosta Lehmälammesta saatujen siikojen sama keskipituus vähemmän happamaan Aliseen Mustajärveen ja lähes neutraaliin Valkeaan Mustajärveen verrattuna osoittaa, että happamuus ei ole aiheuttanut kasvun hidastumista. Suurempi keskipaino ja kuntokerroin itse asiassa viittaavat päinvastaiseen: kasvuolot, ainakin ravinnon saatavuuden suhteen, ovat olleet paremmat kuin lähes neutraaleissa järvisä. Tämä selittyy erilaisella ravintokilpailulla. Iso Lehmälampi oli lähes kalaton ennen siikojen istuttamista kun taas Valkeaan Mustajärveen istutetut siiat joutuivat jakamaan käytettävissä olevat ravintovarot sekä ahventen, joita järvestä pyydystettiin esimerkiksi vuosina 1976 - 1982 4 kg/ha (PRUUKI ym. 1983), että aikaisemmin istutettujen siikojen kanssa. Hyvin tiheä ahvenkanta Alisessa Mustajärvessä (2700 yksilöä/ha, RASK ja ARVOLA 1985) aiheutti siioille ehkä vieläkin ankaramman kilpailun ravinnosta.

4.7. Rapututkimukset

Nokian Alisenjärven ravustukset keskitettiin aikaisempien koeravustusten perusteella rantaosuuksille, joilla rapu on parhaiten säilynyt. Tästä syystä ravustetun rantaosuuden rapukannan koko, 380 rapua, merkintä-takaisinpyyntimenetelmällä arvioituna oli noin kaksinkertainen vuonna 1986 tehtyyn arvioon verrattuna (TUUNAINEN ym. 1987). Tilastollisesti ero ei ole merkitsevä. Rapujen keskikoko oli edelleen huomattavan suuri ja pienet ravut puuttuivat saaliista. Muissa järvissä ei tehty kanta-arviota, mutta saalisrapujen vähäinen lukumäärä mertayötä kohti osoitti kaikkien koeravustettujen vesien rapukantojen olleen harvat (vrt. TUUNAINEN ym.1987). Tämä päti myös happamoitumisuhan alaisilta alueilta valittuihin neutraaleihin vertailujärviin.

Pohjan Kivijärvi (Stensjö) ja Kiskon Puurlampi ovat tässä mielessä erityisen mielenkiintoisia. Molempien järvien alkaliteetti on yli 0,1 mmol/l ja pH lähellä neutraalia. Kummassakin järvestä on aikaisemmin ollut erittäin tuottoisa rapukanta. Vuosina 1969 - 1972 Kivijärvestä saatiin 20 - 25 merralla parhaina öinä yli 100, jopa 180, yli 10 cm:n mitaista rapua. Vuodesta 1973 lähtien saaliit pienenevät tasaisesti niin, että vuonna 1976 saatiin enää 10 - 55 rapua yössä ja vuonna 1979 vain 5 rapua 12 merralla. Tämän jälkeen järvestä ei ravustettu (M. Vuorinen, Fiskars, päiväkirjamerkinnot). Saaliit vähenivät siis 10 vuodessa alle kymmenenteen osaan. Saman lähteen mukaan Puurlammin rapusaaliit romahtivat jo 1970-luvun alussa ravustuksen kannattavuusrajan alapuolelle. Kokojakaumaltaan kummankin järven rapukanta on tavanomainen. Järvien valuma-alueilla ei ole tehty merkittäviä ympäristömuutostöitä. Psorospermiumloista, jonka on arveltu voivan aiheuttaa rapukantojen taantumista, ei järvistä myöskään löydetty.

Happamuus ei näytä rajoittaneen rapujen pituuskasvua. Niistä kolmesta järvestä - Flacksjö, Alinenjärvi ja Sorvijärvi, joista saatiin rapujen kasvutietoja, kasvu oli nopeinta Alisessajärvestä, joka on järvistä happamin. Alisestajärvestä mitattu rapukoiraiden keskimääräinen selkäkilven pituuden lisäys, 6,0 mm kuorenvaihtoa kohti, on suurempi

kuin Kuhmoisten Vuorijärvestä kolmen vuoden aikana mitatut keskiarvot 5,4 - 5,5 mm (PURSIAINEN ym. 1987). Vuorijärvi on kirkasvetinen, oligotrofinen ja lähes neutraali metsäjärvi. Pienin koiraiden selkäkilven pituuden lisäys, 5,0 mm, mitattiin Flacksjöstä, josta saatiin myös runsaimmat koeravustussaaliit. Alisenjärven rapujen keskikoko on Flacksjön rapujen keskikokoa suurempi. PURSIAINEN ym. (1987) eivät kuitenkaan havainneet ravun koon vaikuttavan selkäkilven pituuskasvuun ravuilla, joiden selkäkilpi on yli 34 mm pitkä. Näin ollen kasvuerojen todennäköisimmäksi selitykseksi jää rapukannan tiheys suhteessa ravinnon saatavuuteen.

Rapunaaraiden selkäkilven kasvu, 3,3 mm Flacksjössä ja 3,5 mm Sorvijärvessä, oli selvästi vähäisempää kuin Vuorijärvestä mitatut kolmen vuoden keskiarvot 4,0 - 4,5 mm (PURSIAINEN ym. 1987). Tämä saattaa johtua kesän 1987 alhaisesta veden lämpötilasta, joka viivästytti ravun poikasten kuoriutumista ja siten myös naaraiden kuorenvaihtoa usealla viikolla. Kesäkuun koeravustussaaliiden perusteella ravun mädin talvehtiminen näyttää onnistuneen kohtalaisen hyvin sekä Alisessäjärvessä että Sorvijärvessä.

Heinäkuun lopun ravustuksissa samoissa järvissä monilla naarailla havaittu kuolleiden mätimunien suuri määrä osoittaa alkionkehityksen häiriytyneen kehityksen myöhemmässä vaiheessa. Heinäkuun ravustus sattui kuitenkin ajankohtaan, jolloin osa elävinä kuoriutuneista poikasista oli saattanut irtaantua emon pyrstön alta, eikä tulos siten ole täysin yksiselitteinen. Sen sijaan Pohjan Sahajärvessä tehdyssä sumputuskokeessa vakavat häiriöt rapujen alkionkehityksessä voitiin selvästi osoittaa. Lähes kaikki mätimunat kuolivat haudonnan loppuvaiheessa tai poikaset kuolivat kuoriutuaan. Sahajärvi on alkaliteetiltään ja happamuudeltaan Alisenjärven kaltainen: alkaliteetti oli n. 0,02 mmol/l ja pH 4,96 - 6,23. Fårssjössä, jonka alkaliteetti on 0,04 - 0,05 mmol/l ja pH 0,5 - 1 yksikköä Sahajärven pH:ta korkeampi, ravunpoikasten kuoriutuminen sumpussa onnistui lähes täydellisesti.

FRANCE (1983) totesi suuren osan Orconectes virilis-rapunaaraista menettävän mätimuniaan, kun tutkimusjärven pH laskettiin rikkihappoa lisäämällä alle pH:n 5,5 - 5,7. APPELBERG (1984) altisti munivia rapunaaraita (Astacus

astacus) akvaariossa pH:lle 5 ja havaitsi naaraiden menettäneen suurimman osan mätimunistaan 80 vuorokautta kestäneen altistuksen kuluessa. Tässä sumputuskokeessa ei mätimunien määrä naaraiden pyrstön alla vähentynyt havaittavasti talvikauden kuluessa. Se, että kolme naarasta kummassakin sumpussa menetti mätimunansa heti kokeen alkuvaiheessa, johtui todennäköisesti sumppujen tarkastuksesta kriittisenä aikana. Ravut menettävät herkästi kaiken mätinsä, jos niitä käsitellään kesken muninnan tai muninnan jälkeen, ennen kuin muninnan yhteydessä erittyvä limarauhaseerite on ehtinyt kiinteytyä mätimunia ympäröiviksi kalvoiksi ja rihmoiksi, joilla mäti kiinnittyy emon pyrstön alle. Sumputuskoe osoitautui käyttökelpoiseksi menetelmäksi ravun mädin hautoutumisen onnistumisen seuraamisessa. Muuttuneen veden laadun vaikutuksia rapuihin on tutkittu aikaisemminkin sumputuskokein (JÄRVENPÄÄ ja RAILO 1984, PURSIAINEN ym. 1984, WESTMAN ym. 1985). Tämä koe oli ensimmäinen, jossa rapujen koko lisääntymiskierto tapahtui sumpuissa.

4.8. Hedelmöitys- ja haudontakokeet

Hauella ja särjellä hedelmöitysvaihe ei näyttäisi olevan happamuudelle ja alumiinille erityisen herkkä ainakaan tällä menetelmällä tutkittuna (ks. myös TUUNAINEN ym. 1987). Tosin olosuhteet keinohedelmöityksessä ovat erilaiset kuin kudun yhteydessä luonnossa.

Särjen varhainen alkiovaihe, päinvastoin kuin hauen alkiot, on herkkä happamuudelle. Kuolleisuuden perusteella arvioituna se on suunnilleen yhtä herkkä kuin särjen vastakuoriutunut poikanen (kohta 3.9.1. ja TUUNAINEN ym. 1987), sillä happamissa "alumiinittomissa" liuoksissa kuoriutuneita poikasia ei merkittävästi kuollut jatkoaltistuksessa. Myös alumiini lisää särjen varhaisten alkioiden kuolleisuutta happamissa liuoksissa. Hauen alkiovaihe kestää hyvin happamuutta: vain pH:ssa 4,0 alkiokuolleisuus selvästi lisääntyi. Alumiini ei ilmeisesti vaikuttanut hauen alkiokuolleisuuteen. Hauen alkiota kuoli pH:ssa 4,0 nimenomaan normaalina kuoriutumisajankohtana ja sen jälkeen, mahdollisesti kuoriutumisen estymisen takia, kun taas särjellä happamuus ja

alumiini aiheuttivat alkiokuolleisuutta varhaisessa alkio-
vaiheessa. Haudella todetun kaltaista kuoriutumisen viiväs-
tymistä ja estymistä happamassa on todettu myös mm. ahvenel-
la (RUNN ym. 1977 ja RASK 1983) ja lohella (PETERSON ym.
1980), joiden alkiovaiheet kestävät happamuutta selvästi
särkeä paremmin. Särjen kuoriutuminen ei viivästynyt vertai-
luryhmään nähden missään pH-arvoissa, pikemminkin alumiini
saattoi hiukan aikaistaa kuoriutumista.

Vastakuoriutunut särjen poikanen on pelkän kuolleisuu-
denkin perusteella vielä herkempi alumiinille kuin alkio,
sillä alumiini aiheutti jatkoaltistuksessa poikasten kuol-
leisuutta. Alumiinin aiheuttama subletaalivaikutus, poikas-
ten passiivisuus, joka on todettu jo aikaisemmin (TUUNAINEN
ym. 1987), ilmeni selvästi suurimmassakin testi-pH:ssa
(5,75). Hauen vastakuoriutunut poikanen on sekä happamuudel-
le että alumiinille subletaalivaikutusten mukaan herkempi
kuin alkiovaihe: uimaan lähteminen viivästyi jopa pH:ssa
5,00 ja poikasten kasvu oli heikompaa varsinkin, jos alu-
miinia oli lisätty veteen. Lohella ja taimenella, joiden
munien hautominen poikasiksi onnistuu melko happamassakin
(CARRICK 1979), alkiota ympäröivän perivitelliinesteen
pH:n on todettu olevan ympäröivän veden pH:ta korkeampi
(JOHANSSON ym. 1981). Perivitelliinieste ja munankuori-
suojaavatkin lohen alkiota happamalta vedeltä ja metalli-
ioneilta (EDDY ja TALBOT 1985).

4.9. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus hauen ja särjen poikasiin

Kuolleisuustuloksista voi saada vain karkean arvion
hauen poikasten happamuuden ja alumiinin siedosta. Kymmenen-
kin vuorokauden testissä edes pH 4,0, jos alumiinipitoisuus
oli pienehkö, ei ollut hauen ruskuaispussipoikasille tappa-
va. Sen sijaan hauen poikasten uintiaktiivisuudessa oli
testin päättyessä eroja; alumiinipitoisissa happamissa
testiliuoksissa poikaset olivat passiivisimpia, samoin
happamoituneiden järvien vesissä, joissa alumiinipitoisuus
oli myös suuri (vrt. VUORINEN ym. 1988). Myös neljän kuukau-
den ikäiset tilapian poikaset olivat passiivisempia, kun

veden pH oli alle 5 ja niitä oli silloin helpompi pyydystää (MURUNGI ja ROBINSON 1987). Hauen poikasten kehittymisen hidastumisen happamuuden ja alumiinin vaikutuksesta saattoi päätellä jo neljäntenä testivuorokautena poikasten sydämen syketaajuudesta, mutta varsinkin se kävi ilmi hengityслиikkeiden hitaudesta 6 vuorokauden altistuksen kuluttua, jolloin vertailuryhmän ja pH:ssa 5,0 alumiinipitoisuuden 0 ug/l poikaset hengittivät tiheimpään tahtiin. Ruskuaispussipoikasten kasvu hidastui happamuuden lisääntyessä ja alumiinipitoisuuden kasvaessa (vrt. myös TUUNAINEN ym. 1987). Myös järvivesialtistuksissa todettiin hauen ruskuaispussipoikasten kasvun ja veden happamuuden ja alumiinipitoisuuden välinen yhteys (VUORINEN ym. 1988). Heikompi kasvu johtui ruskuaisen imeytymisen hidastumisesta: happamissa ja etenkin enemmän alumiinia sisältävissä liuoksissa olleilla poikasilla oli ruskuaista eniten käyttämättä testin lopussa. NELSON (1982) totesi happamuuden (pH:t 4,3, 4,6 ja 4,8) aiheuttavan kirjolohen ruskuaispussipoikasten kehittymisen hidastumista, mikä ilmeni hitaampana sydämen sykkeenä ja kasvun hidastumisena. Myös hän päätteli kehityksen hidastumisen johtuvan hitaammasta ruskuaisen assimilaatiosta kudoksiksi. JOHANSSON ja KIHSTRÖM (1975) havaitsivat hauen ruskuaispussipoikasten kasvun ja kehityksen hidastuvan suolahapolla happamiksi tehdyissä vesissä.

Kehityksen hidastuminen happamuus/alumiinialtistuksessa ilmenee myös hauen ruskuaispussipoikasten ja parin päivän ikäisten särjen poikasten hapenkulutuksesta. Vuorokauden altistuksessa pelkkä happamuuskin, mutta etenkin alumiini happamassa liuoksessa aiheutti särjen poikasten hapenkulutuksen vähenemisen. Ryhmistä, joissa hapenkulutus oli tällöin pienin, poikaset kuolivatkin ennen kuudetta altistusvuorokautta. Tällöin vertailuryhmän poikaset kuluttivat hapetta massayksikköä kohti huomattavasti vähemmän kuin viittä vuorokautta aiemmin, mutta pH:ssa 5,25 ja 5,75 poikasten hapenkulutus oli edelleen suurta; alumiinin hapenkulutusta estävä vaikutus oli tällöinkin nähtävissä. Samoin hauen ruskuaispussipoikasilla yhdeksän vuorokauden altistuksen kuluttua hapenkulutus oli pH:n 5,0 "alumiinittomassa" liuoksessa suurempaa kuin vertailuryhmässä. Happamimmissa

alumiinia enemmän sisältävissä liuoksissa hapenkulutus on ilmeisesti ollut hyvin pientä koko altistuksen ajan.

Vanhempien, jo syömisen aloittaneiden särjen ja hauen poikasten hapenkulutus yleensä lisääntyi vuorokauden altistuksessa veden happamuuden aiheuttamien elintoimintojen häiriöiden kompensoimiseksi. Happamissa alumiiniliuoksissa poikaset eivät kuitenkaan kyenneet lisäämään hapenkulutusta niin hyvin kuin "alumiinittomissa" liuoksissa. Vastakuoriutuneilla poikasilla happamuus ja alumiini aiheuttivat suurempia muutoksia hapenkulutukseen kuin vanhemmilla poikasilla. Erittäin suuri alumiinipitoisuus (2000 µg/l) pH:ssa 5 lisäsi juveniilien (300 - 400 g) kirjolohien hapenkulutusta (MALTE 1986).

Kalojen plasman natriumpitoisuuden pieneneminen veden happamuuden ja myös alumiinin vaikutuksesta on todettu sekä laboratorio- että kenttätutkimuksissa (MUNIZ ja LEIVESTAD 1980, WITTERS 1986, LACROIX ja TOWNSEND 1987; ks. myös kohta 3.12.2.). Särjen poikaset kompensoivat lisääntyntä natriumin ulosvirtausta lisäämällä natriuminottoa muissa altistusliuoksissa, mutta pH:n 5,0 alumiinia 200 µg/l sisältävässä liuoksessa ne eivät siihen pystyneet ja kuolivatkin ennen kuudetta altistusvuorokautta. Kuudentena altistusvuorokautena natriuminotto oli osittain estynyt jo lievemmissäkin altistuksissa (pH 5,0, 0 µg Al/l ja pH 5,75, 200 µg Al/l), mutta ilmeisesti pH:n 5,75 alumiinittomassakin liuoksessa särjen poikaset joutuivat kompensoimaan suurentunutta natriumin ulosvirtausta lisäämällä sen sisäänottoa. Hauen ruskuaispussipoikasilla natriumin ulosvirtaus kasvoi sekä happamuuden että alumiinin vaikutuksesta (pH:t 4,0 ja 4,75 ja alumiinipitoisuudet 0 ja 600 µg/l). Toisaalta sekä happamuus että alumiini estivät natriumin sisäänottoa, eivätkä poikaset missään näistä testiliuoksista pystyneet täysin kompensoimaan ulosvirtausta natriumin sisäänottoa lisäämällä. Vastakuoriutuneilla poikasilla ei liene aikaisemmin juuri tutkittu happamuuden ja alumiinin vaikutusta natriuminvaihtoon. Aikuisilla ja juveniileilla kirjolohilla ja puronieriöillä alumiini happamassa vedessä sekä ehkäisi natriumin sisäänottoa että kiihdytti ulosvirtausta (WOOD ja McDONALD 1987). DALZIELin ym. (1986, 1987) tutkimuksissa pH sinänsä ei vaikuttanut 1 - 2-vuotiaiden taimenten natriumin

sisäänottoon, mutta happamuus lisäsi ulosvirtausta ja jo pieni alumiinipitoisuus (n. 54 µg/l) esti natriumin sisään-ottoa pH:ssa 4,0 ja 4,5, mutta ei enää pH:ssa 5,4; alumiini ei vaikuttanut natriumin ulosvirtaukseen.

4.10. Siikojen ja muikun poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

Planktonsiian, järvisiian ja muikun vastakuoriutuneilla poikasilla havaittiin sama ilmiö kuin aikaisemmin planktonsiialla (TUUNAINEN ym. 1987): ne sietivät alhaisempia pH-arvoja silloin, kun veteen oli lisätty vähän alumiinia (100 - 300 µg/l), kuin "alumiinittomissa" testiliuoksissa tai suurissa alumiinipitoisuuksissa. HUTCHINSON ym. (1987) havaitsivat alumiinin pidentävän harmaanieriän ja puronieriän poikasten elinaikaa hyvin happamassa vedessä (pH 3,5 - 4,2). Peledsiika poikkesi selvästi muista siinä, että alumiini ei juurikaan vaikuttanut sen happamuuden sietoon 10 päivän testin aikana. Erot testikalojen välillä eivät olleet kovin suuria. Selvemmin ne tulivat esiin suurissa alumiinipitoisuuksissa, joissa peledsiika ja muikku kestivät happamuutta parhaiten ja planktonsiika ja järvisiika olivat herkimpiä (ks. myös RASK ym. 1988).

4.11. Ahvenen poikasten happamuuden ja alumiinin sieto

Vastakuoriutuneet ahvenen poikaset osoittautuivat varsin happamuutta ja alumiinia kestäviksi, sillä vasta kun pH oli 5,0 tai pienempi alkoi kuolleisuutta esiintyä. Parhaiten happamuutta ja alumiinia kestivät ahvenet, joiden emojen kotijärven (Pieni Lehmälampi) vesi on hapanta (pH n. 4,5) ja siinä on suhteellisen paljon alumiinia (170 µg/l). Keskimäärin huonoiten happamuutta ja alumiinia sietivät lievästi happaman (pH n. 6,2) ja "alumiinittoman" (22 µg/l) Valkean Mustajärven ahvenet. Luonnostaan happamista ruskeavetisistä järvistä olleet aikuiset ahvenet kestivät tappavaa happamuutta paremmin kuin lievästi alkalisista järvistä peräisin olleet ahvenet (RAHEL 1983). Myös eri kantaa olevilla tai-

menilla on todettu happamuuden ja alumiinin sidossa eroja; luonnostaan happaman puron taimenet olivat kestävämpiä kuin happamoitumattoman puron taimenet (ROSSELAND ja SKOGHEIM 1987). Valkeasta Mustajärvestä ja Isosta Valkjärvestä peräisin olleiden aikuisten ahventen veriarvojen perusteella erot happamuudensiedossa ilmenivät vasta pH:ssa 4,5 ja 4,1 (RASK ja VIRTANEN 1986). Tässäkin tutkimuksessa erot näkyivät vasta kun pH oli 4,5 tai pienempi.

4.12. Happamuuden ja alumiinin pitkäaikaisvaikutus emokaloihin

4.12.1. Vaikutukset siian kiduksiin

Alumiinin happamassa vedessä kalojen kiduksiin aiheuttamia muutoksia on tutkittu varsin vähän. Pelkän happamuuden todettiin aiheuttavan lohen ja puronieriän kiduksissa limasolujen ja epiteelisolujen hypertrofiaa sekä liman erityksen lisääntymistä (DAYE ja GARSIDE 1976). Siialla happamassa vedessä alumiinikin aiheutti hypertrofiaa. Myös happamalle jokivedelle (pH 5,8; 216 µg Al/l) keväällä altistuneiden viljeltyjen taimenten kiduksissa esiintyi epiteelisolujen hypertrofiaa, kloridisolujen hyperplasiaa ja liman määrän lisääntymistä (KARLSSON-NORRGREN ym. 1986a). pH:ssa 5,5 alumiinipitoisuuksissa 200 ja 500 µg/l altistettujen taimenten kiduksissa lamellien paisuminen aiheutui kloridisolujen määrän lisääntymisestä lamellien pinnalla (KARLSSON-NORRGREN ym. 1986b). Happamoituneissa järvissä (pH n. 5,5) puronieriöiden kiduksissa esiintyi epiteelin irtoamista, kloridisolujen tuhoutumista ja erilaistumattomien epiteelisolujen hyperplasiaa (CHEVALIER ym. 1985). Tilapialla (Oreochromis mossambicus) 10 - 80 vuorokauden altistus pH:ssa 4,0 lisäsi kidusten limasolujen määrää (WENDELAAR BONGA ym. 1987). Siioilla limasolujen määrä kasvoi jo pH:ssa 5,75 ja alumiini vielä lisäsi niiden määrää pH:ssa 4,75.

Atomiabsorptiospektrofotometrinen määrittely mukaan alumiinia kertyi kalojen kudoksista ja elimistä eniten kiduksiin (BRUMBAUGH ja KANE 1985, LEE ja HARVEY 1986). Alumiinia kertyi pitoisuudessa 1000 µg/l kirjolohen kiduk-

siin pH:n mukaan; pH:ssa 6,8 altistuneilla kaloilla alumiinia ei ollut kiduksissa sen enempää kuin muissa kudoksissa, mutta pH:ssa 5,2 altistuneilla kidusten alumiinipitoisuus oli erittäin suuri (LEE ja HARVEY 1986). Siikojen kiduskudoksessa alumiinia oli enemmän pH:ssa 4,75 kuin pH:ssa 5,75. Tämä saattaa osaltaan selittää alumiinin suuremman myrkyllisyyden happamammassa vedessä; alumiinin kertyminen kiduksiin voi haitata mm. natriumin sisäänottoa (vrt. kohta 3.9.3.). Happamoituneiden järvien puronieriöillä, joilla todettiin kidusvaurioita, myös kidusten alumiinipitoisuudet olivat suuret (CHEVALIER ym. 1985).

4.12.2. Muikkualtistus

Ryhmissä, joissa kalat söivät parhaiten (vertailuryhmä ja "pH 5,25"), kalojen kuntokerroin oli eri näytteenotto-kerroilla keskimäärin suurin. Happamoituneen joen vedelle (pH n. 5; n. 200 µg Al/l) altistamisen havaittiin vähentävän ulkopuoliseen ravintoon siirtyvien lohen poikasten ravinnonottoa, jolloin niiden kasvu hidastui ja ne laihtuivat (LACROIX ym. 1985).

Muikulla happamuus viivästytti ovulaatiota etenkin pH:ssa 4,75 ja alumiini kummassakin testi-pH:ssa voimisti selvästi happamuuden vaikutusta. Myös siialla todettiin kudun viivästyvän sekä happamuuden että alumiinin vaikutuksesta (TUUNAINEN ym. 1987). Puronieriällä ovulaatio viivästyi pelkän happamuuden (pH 5,16 ja 4,48) vaikutuksesta useita viikkoja (TAM ja PAYSON 1986). Happamuuden havaittiin viivästyttävän kirjolohellakin ovulaatiota (WEINER ym. 1986) kokeessa, jossa kalaryhmät tosin olivat pieniä. Muikuilla pH:ssa 4,75 ja alumiinipitoisuudessa 200 µg/l ovulaatiota ei ollut ollenkaan tapahtunut puolella kaloista, silloin kun yli 80 % vertailuryhmän kaloista oli jo kutenut tai aloittanut kudun. Ahvenen kudun on todettu viivästyneen happamoituneissa järvissä, joiden veden alumiinipitoisuus on suuri (ks. kohta 3.5. ja TUUNAINEN ym. 1987). TAMin ja PAYSONin (1986) kokeessa puronieriän mätimunien painoissa ei ollut eroja altistusryhmien välillä. Myöskään muikuilla ei eroja ollut, mutta ryhmässä "pH 4,75 + Al" munien vesipi-

toisuus oli pienin, mikä sekin viittaa ovulaation viivästymiseen tässä ryhmässä. TAM ja PAYSON (1986) eivät havainneet happamuusaltistuksen vaikuttavan mitään puronieriäkoiraiden kutuvalmiuteen. Muikkualtistuksessa todettiin jälleen sama testisten regressoitumisen viivästyminen kuin vastaavissa siika-altistuksissa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987).

Kutukäyttäytymistä happamuus- ja alumiinialtistus ei muuttanut, mutta siirsi sen alkamisajankohtaa. Ahvenenkaan kutukäyttäytyminen ei ilmeisesti ollut häiriintynyt happamoituneessa Hauklammessa, vaikka kutu viivästyi kuukaudella (TUUNAINEN ym. 1987).

Muikkunaaraiden plasman natrium- ja kloridipitoisuus oli pienempi ryhmässä "pH 4,75 + Al" kuin vertailuryhmässä kolmen ja puolen kuukauden altistuksen kuluttua. Koirailta ero oli merkitsevä vasta viiden kuukauden altistuksen kuluttua, kolme viikkoa kudun jälkeen. Happamuus- ja alumiinialtistuksen vaikutus ionitasapainoon on todettu vastaavissa siika-altistuksissa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987) ja useissa muissakin tutkimuksissa (LEE ym. 1983, BARTON ym. 1985, CUNNINGHAM ja SHUTER 1986, SCHERER ym. 1986, WEINER ym. 1986 ja WITTERS 1986). Muikuilla vaikutus tuli näkyviin lähellä kutuaikaa. Myös sukukypsillä kirjolohilla 6 viikon pH:ssa 4,5 altistuksen kuluttua, kutuaikana, plasman natriumpitoisuus oli pienempi kuin vertailukaloilla; viikon altistus ei vielä vaikuttanut (WEINER ym. 1986).

Koirasmuikkujen plasman kalsiumpitoisuus oli pienempi kuin naaraiden, kuten kutuajan lähestyessä vitellogeneesin aikana kaloilla yleensäkin on (LOVE 1970). Naaraiden plasman kalsiumpitoisuuksissa ei ollut merkitseviä eroja ilmeisesti johtuen suurista ryhmien sisäisistä hajonnoista; variaatiokerroin oli syyskuussa 11,7 - 19,0 % ja lokakuussa 22,0 - 47,0 %. Myöskään WEINER ym. (1986) eivät todenneet kirjolohinaarailta plasman kalsiumpitoisuuksissa merkitseviä eroja happamuusaltistuksessa (pH 4,5 - 5,5) kuukautta ennen kutua tai kutuaikana; koirailta sen sijaan kalsiumpitoisuus oli pienentynyt pH:ssa 4,5. WEINERin ym. (1986) tutkimuksessakin naarailta hajonta plasman kalsiumpitoisuuksissa oli suuri; variaatiokerroin oli kuukausi ennen kutua 14,0 - 23,3 % ja kutuaikana 28,1 - 49,0 %. Juveniileilla puronieriöillä tehdyssä kokeessa on todettu, että kalsiumin metabolia ei

muutu happamuusaltistuksessa (pH 5,3; RODGERS 1984). Myöskään juveniilien taimenten (Salmo trutta) kalsiummetaboliaan happamuusaltistus (pH 5,2 - 4,0) ei vaikuttanut, kun kaloja ruokittiin normaalisti (SADLER ja LYNAM 1986). Kuitenkin BEAMISHin ym. (1975) ja BEAMISHin (1976) mukaan happamoituneiden järvien naaraskalojen seerumin kalsiumpitoisuus oli tavallista pienempi, ja monien lajien naaraat eivät olleet laskeneet mätiään normaalina kutuaikana. Happamien järvien Catostomus commersoni -kalan naarailta plasman kalsiumpitoisuus oli pienempi kuin neutraalien järvien naarailta, mutta Lepomis macrochirus -kalalla tällaista eroa ei todettu (WIENER ym. 1985).

Veren glukoosipitoisuudet olivat altistusryhmissä yleensä suuremmat kuin vertailuryhmissä; tosin suurista hajonnoista johtuen erot eivät olleet useinkaan merkitseviä. Kuitenkin ryhmän "pH 4,75 + Al" naarailta veren glukoosipitoisuus oli merkitsevästi suurempi jo kahden kuukauden altistuksen kuluttua, mutta ryhmien "pH 4,75" ja "pH 4,75 + Al" koirailta vasta kudun jälkeen. Vastaavassa siika-altistuksessa veren glukoosipitoisuuden erot olivat kudun jälkeen naarailta selvemmat kuin koirailta (TUUNAINEN ym. 1987). Puronieriöitä happamuudelle (pH 4,48) altistettaessa sekä koiraiden että naaraiden plasman glukoosipitoisuus oli suurempi kuin vertailuryhmässä kahden kuukauden jälkeen ja se pysyi suurempana koko 10 kuukauden altistuksen ajan (TAM ym. 1987). Muikun sukuisella kalalla (Coregonus clupeaformis) plasman glukoosipitoisuus oli suurempi kuin vertailuryhmässä jo kahden viikon pH:ssa 4,4 tai 4,1 altistuksen kuluttua (SCHERER ym. 1986). Juveniilien kirjolohien plasman glukoosipitoisuus oli keskimäärin suuri ja sen varianssi oli merkitsevästi suurempi pH:ssa 4,2 kuin vertailuryhmässä kolmen viikon altistuksen kuluttua (LEE ym. 1983). Muutkin myrkyt ovat aiheuttaneet kalojen veren glukoosipitoisuuden suurenemista ja samalla yksilöiden välisen variaation kasvamista (VUORINEN ja VUORINEN 1984).

TIIVISTELMÄ

Huhtikuussa Etelä-Suomen järvistä mitatut pH-arvot olivat 0 - 0,8 yksikköä pienempiä kuin kesällä mitatut. Myös Tenojoen vesistöalueella todettiin vastaavia sulamisajan pH-minimejä. Huhtikuun vesinäytteiden kalsium- ja kokonaisalumiinipitoisuudet korreloivat merkitsevästi pH:n kanssa.

Kalakantojen rakennetta selvitettiin koekalastuksin 27 järvestä. Selviä happamoitumisen aiheuttamia poikkeamia ei todettu. Merkinnän ja takaisinpyynnin perusteella happamassa ja kirkasvetisessä mutta "alumiinittomassa" pikkujärvessä ahvenkanta oli tiheämpi (1000 kalaa/ha) kuin happamoituneissa alumiinipitoisissa vesissä. Sen sijaan happamassa humusjärvessä ahvenkannan rakenne oli samanlainen kuin happamoituneissa kirkasvetisissä järvissä.

Ahvenen kutu viivästyi selvästi kahdessa järvessä, joiden veden pH oli noin 4,5. Sen sijaan kahdessa järvessä, joissa pH oli 4,5 - 5,0 ja alumiinipitoisuus pieni, kutu ei viivästynyt. Myös mädin kuolleisuus oli ensin mainituissa järvissä suurempi.

Kesän vanhoina istutetut planktonsiian poikaset selviytyivät talven yli kahdessa happamoituneessa (pH noin 4,5) järvessä. Siiat kasvoivat niissä yhtä hyvin kuin vähemmän happamissa järvissä. Kahdessa vielä voimakkaammin happamoituneessa järvessä siiat eivät selviytyneet.

Yksilöllinen merkintä ja takaisinpyynti osoitti, että happamuus ei heikennä rapujen kasvua. Kannan tiheyden ja ravinnon määrän suhde on kasvun kannalta tärkeämpi. Happamassa järvessä sumputettujen rapujen mätimunat kuolivat hautoutumisen loppuvaiheessa tai poikaset kuolivat kuoriutuksessaan.

Hauen ja särjen hedelmöitysvaihe ei ollut tehtyjen kokeiden perusteella kovin herkkä happamuudelle tai alumiinille. Särjen alkiovaihe oli herkkä happamuudelle, mutta hauen ei ollut; hauella kuoriutuminen viivästyi pH:ssa 4,0. Kummallakin lajilla vastakuoriutunut poikanen oli tutkituista kehitysvaiheista herkin ainakin alumiinille. Subletaalivaikutukset poikasiin olivat herkempi happamuuden ja alumiinin vaikutusten ilmentäjä kuin kuolleisuus. Hauen

ruskuaispussipoikasten kehittyminen hidastui happamuuden ja alumiinin vaikutuksesta: sydämen syke ja hengitystaajuus oli harvempaa, kasvu ja ruskuaisen pieneneminen hitaampaa sekä uintiaktiivisuus vähäisempää. Sekä särjen että hauen poikasilla happamuus ja alumiini vaikuttivat hapenkulutukseen ja natriuminvaihtoon.

Vastakuoriutuneista poikasista peledsiika oli järvisiikaa ja planktonsiikaa hiukan herkempi happamuudelle pienissä alumiinipitoisuuksissa. Sen sijaan suurissa alumiinipitoisuuksissa peledsiika ja muikku kestivät happamuutta paremmin kuin järvisiika ja planktonsiika.

Vastakuoriutuneista ahvenenpoikasista parhaiten happamuutta ja alumiinia kestivät ne, joiden emojen kotijärven vesi oli hapanta (pH noin 4,5) ja siinä oli enemmän alumiinia (170 ug/l). Lähes neutraalin ja "alumiinittoman" järven ahventen poikaset olivat herkimpiä.

Altistaminen happamuudelle ja alumiinille aiheutti hypertrofiaa emosiikojen kiduksissa. Myös limasolujen määrä lisääntyi ja oli suurin koeryhmän "pH 4,75 + Al" kiduksissa. Saman ryhmän kalojen kiduskudoksessa oli eniten alumiinia.

Happamuus- ja alumiinialtistus ei muuttanut muikkujen kutukäyttäytymistä, mutta siirsi sen alkamista. Muikuilla ovulaatio viivästyi pelkän happamuudenkin vaikutuksesta, mutta vielä enemmän se viivästyi, jos alumiinia oli lisätty 200 ug/l veteen. Happamuus ja alumiini aiheuttivat kuntoker-toimen pienenemisen. Myös plasman natrium- ja kloridipitoisuudet pienenevät ja veren glukoosipitoisuudet suurenevät; kaikkein eniten ryhmässä "pH 4,75 + Al". Erot olivat selvimmät altistuksen loppupuolella lähellä kutuaikaa.

SUMMARY

In April the pH values of some small lakes in southern Finland were 0 - 0.8 units lower than in summer. Calcium concentration and total aluminium were significantly correlated with pH. Low spring pH's were also recorded in the rivers of the Tenojoki catchment area in northernmost Finland.

The fish status survey was continued by test fishing of 27 lakes. No clear changes in fish stocks due to acidification were observed. According to the marking and recapturing method the density of perch in an acid, clearwater lake with low aluminium clearly exceeded the perch densities in acidified high aluminium lakes. In an acid humic lake the structure of the perch population was similar to acidified clearwater lakes.

The spawning of perch was delayed for 2 - 3 weeks in two lakes with pH 4.5 but not in two other lakes with pH 4.5 - 5.0 and lower aluminium concentrations. Also the mortality of spawned eggs was higher in the first two lakes.

Whitefish of one summer age were introduced to 4 acidified and 2 less acid lakes. They survived the winter in two of the acidified lakes with pH 4.5. The growth of these whitefish was similar to that of fish in less acidic lakes.

Individual marking and recapturing of crayfish showed that acidity does not retard the growth of crayfish. The relation of population density to food availability seems to be more important. Eggs died at the end of their incubation or at hatching when egg bearing females were held in cages in an acidified lake.

According to our experiments the fertilization of pike and roach eggs was not sensitive to acidity or aluminium. Roach embryos were sensitive to acidity but pike embryos were not; the hatching of pike eggs was delayed at pH 4.0. The newly hatched fry were the most sensitive of the early stages of both species, at least to aluminium. Sublethal effects on fry were more sensitive indicators of acidity and aluminium stress than mortality. The development of pike sac fry was retarded by acidity and aluminium: the heart and respiratory rates were lower, the growth of fry

and their yolk absorption were slower, and swimming activity decreased. Acidity and aluminium affected the oxygen consumption and sodium exchange of fry of both roach and pike.

The fry of peled whitefish (Coregonus peled) were more sensitive to acidity at low aluminium concentrations than the fry of lake whitefish (Coregonus wartmanni) or plankton whitefish (Coregonus pallasii). At higher aluminium concentrations peled whitefish and vendace were more tolerant to acidity than the other two whitefish forms.

Exposure of perch fry to low pH and aluminium showed that fry originating from an acid (pH 4.5) high aluminium (170 µg/l) lake were most tolerant. Fry from a circumneutral low aluminium lake were most sensitive.

Exposure to acidity and aluminium caused hypertrophy in the gills of adult whitefish. The number of slime cells also increased and was highest in the gills of the test group "pH 4.75 + Al". Fish from the same group had the highest aluminium content in their gill tissue.

Exposure to acidity and aluminium did not change the spawning behaviour of vendace, but its onset was delayed. Ovulation was delayed due to acidity, and more so when 200 µg/l aluminium was added to the water. The condition factor of vendace decreased due to acidity and aluminium. Plasma sodium and chloride concentrations also decreased, and the blood glucose concentrations increased, most clearly in the test group "pH 4.75 + Al". These changes were most pronounced towards the end of the exposure, near the spawning time.

KIRJALLISUUS

- Abrahamsson, S. 1965. A method of marking crayfish Astacus astacus Linne in population studies. *Oikos* 16, s. 228-231.
- Appelberg, M. 1984. Early development of the crayfish Astacus astacus L. in acid water. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, s. 48 - 59.
- Barton, B. A., Weiner, G. S. & Schreck, C. B. 1985. Effect of prior acid exposure on physiological responses of juvenile rainbow trout (Salmo gairdneri) to acute handling stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 710 - 717.
- Beamish, R. J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. *Water Air Soil Pollut.* 6, s. 501 - 514.
- 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.
- Brumbaugh, W. G. & Kane, D. A. 1985. Variability of aluminum concentrations in organs and whole bodies of smallmouth bass (Micropterus dolomieu). *Env. Sci. Technol.* 19, s. 828 - 831.
- Carrick, T. R. 1979. The effect of acid water on the hatching of salmonid eggs. *J. Fish Biol.* 14, s. 165 - 172.
- Chevalier, G. Gauthier, L. & Moreau, G. 1985. Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, Salvelinus fontinalis, from acidified lakes. *Can. J. Zool.* 63, s. 2062 - 2070.
- Cunningham, G. L. & Shuter, B. J. 1986. Interaction of low pH and starvation on body weight and composition of young-of-year smallmouth bass (Micropterus dolomieu). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, s. 869 - 876.
- Dalziel, T. R. K., Morris, R. & Brown, D. J. A. 1986. The effects of low pH, low calcium concentrations and elevated aluminium concentrations on sodium fluxes in brown trout, Salmo trutta L. *Water Air Soil Pollut.* 30, s. 569 - 577.
- Dalziel, T. R. K., Morris, R. & Brown, D. J. A. 1987. Sodium uptake inhibition in brown trout, Salmo trutta exposed to elevated aluminium concentrations at low pH. Teoks-

- sa: Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Toim. H. Witters & O. Vanderborcht. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. s. 421 - 434.
- Daye, P. G. & Garside, E. T. 1976. Histopathologic changes in surficial tissues of brook trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. Can. J. Zool. 54, s. 2140 - 2155.
- Eddy, F. B. & Talbot, C. 1985. Sodium balance in eggs and dechorionated embryos of the atlantic salmon Salmo salar L. exposed to zinc, aluminium and acid waters. Comp. Biochem. Physiol. 81C, s. 259 - 266.
- 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. AVI Publishing Company, Westport, Conn.
- Guma'a, S. A. 1978. The effects of temperature on the development and mortality of eggs of perch, Perca fluviatilis. Freshwat. Biol. 8, s. 221 - 227.
- Havas, M. 1986. A hematoxylin staining technique to locate sites of aluminum binding in aquatic plants and animals. Water Air Soil Pollut. 30, s. 735 - 741.
- Hokanson, K. E. F. & Kleiner, C. F. 1974. Effects of constant and rising temperatures on survival and developmental rates of embryonic and larval yellow perch, Perca flavescens (Mitchill). Teoksessa: The early life history of fish. Toim. J. H. S. Blaxter. Heidelberg. s. 437 - 448.
- Hutchinson, N. J., Holtze, K. E., Munro, J. R. & Pawson, T. W. 1987. Lethal responses of salmonid early life stages to H⁺ and Al in dilute waters. Teoksessa: Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Toim. H. Witters & O. Vanderborcht. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. s. 201 - 218.
- Johansson, N. & Kihlström, J. E. 1975. Pikes (Esox lucius L.) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching. Environmental Research 9, s. 12-17.

- Johansson, N., Runn, P. & Sohtell, M. 1981. Perivitelline pH of salmonide eggs in relation to ambient pH. *Water Res. Bull.* 17, s. 994 - 999.
- Jones, D. H. 1982. The spawning of perch (Perca fluviatilis L.) in Loch Leven, Kinross, Scotland. *Fish. Mgmt.* 13, s. 139 - 151.
- Järvenpää, T. & Railo, E. 1984. Kyrönjoessa vuosina 1981 ja 1982 sumputettujen rapujen fysiologisesta tilasta. Vesihallituksen tiedotus 247A, s. 65 - 90.
- Karlsson-Norrgren, L., Dickson, W., Ljungberg, O. & Runn, P. 1986a. Acid water and aluminium exposure: gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout, Salmo trutta L. *J. Fish Diseases* 9, s. 1 - 9.
- Karlsson-Norrgren, L., Björklund, I., W., Ljungberg, O. & Runn, P. 1986b. Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, Salmo trutta L. *J. Fish Diseases* 9, s. 11 - 25.
- Kauppi, P., Kenttämies, K., Oikarinen, S. & Valli, R. 1987. Happamoituminen Suomessa. Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön happamoitumisprojektin yleiskatsaus. Ympäristöministeriö, ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto. Sarja A, 57. 97 s.
- Lacroix, G. L., Gordon, D. J. & Johnston, D. J. 1985. Effects of low environmental pH on the survival, growth, and ionic composition of postemergent Atlantic salmon (Salmo salar). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 768 - 775.
- Lacroix, G. L. & Townsend, D. R. 1987. Responses of juvenile atlantic salmon to episodic increases in the acidity of some rivers of Nova Scotia, Canada. Teoksessa: Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Toim. H. Witters & O. Vanderborcht. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. s. 297 - 307.
- Lappalainen, A. 1987. Happamoitumisen vaikutuksista pienten metsäjärvien ahvenpopulaatioihin Etelä-Suomessa. Pro gradu -tutkielma, Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. 66 s.
- 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, 231 - 239.

- LaZerte, B. D. 1984. Forms of aqueous aluminium in acidified catchments of central Ontario: A methodological analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, s. 766 - 776.
- Lee, R. M., Gerking, S. D. & Jezierska, B. 1983. Electrolyte balance and energy mobilization in acid-stressed rainbow trout, Salmo gairdneri, and their relation to reproductive success. *Env. Biol. Fish.* 8, s. 115 - 123.
- Lee, C. & Harvey, H. H. 1986. Localization of aluminum in tissues of fish. *Water Air Soil Pollut.* 30, s. 649-655.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I. P. & Snekvik, E. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. Teoksessa: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. Toim. F. H. Braekke. SNSF Res. Rep. 6/76, s. 86 - 111.
- Love, R. M. 1970. The chemical biology of fishes. London, New York. 547 s.
- Malte, H. 1986. Effects of aluminium in hard, acid water on metabolic rate, blood gas tensions and ionic status in the rainbow trout. *J. Fish Biol.* 29, s. 187 - 198.
- Muniz, I. P. & Leivestad, H. 1980. Acidification - effects on fresh water fish. Teoksessa: Ecological impact of acid precipitation. Toim. D. Drabløs & A. Tollan. SNSF-project, Oslo-Ås. s. 84 - 92.
- Murungi, J. I. & Robinson, J. W. 1987. Synergistic effects of pH and aluminium concentrations on the life expectancy of tilapia (Mozambica) fingerlings. *J. Env. Sci. Health* 22A, s. 391 - 395.
- Nelson, J. A. 1982. Physiological observations on developing rainbow trout, Salmo gairdneri (Richardson), exposed to low pH and varied calcium ion concentrations. *J. Fish Biol.* 20, s. 359 - 372.
- Niemelä, E. & Vilhunen, J. 1987. Utsjoen tunturivesien kalakantojen käyttö ja hoitosuunnitelma. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. 187 s. (moniste)
- Nikolsky, G. V. 1963. The ecology of fishes. London, Academic press. 352 s.
- Peterson, R. H., Daye, P. G. & Metcalfe, J. L. 1980. Inhibi-

- tion of Atlantic salmon (Salmo salar) hatching at low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, s. 770 - 774.
- Pruuki, V. 1982. Peledsiian (Coregonus peled Gmelin) ja planktonsiian (Coregonus muksun Pallas) kantojen arviointi ja istutusten kannattavuus kahdessa eteläsuomalaisessa pienjärvessä. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, limnologian laitos. 55 s.
- Pruuki, V., Pursiainen, M. & Westman, K. 1983. Vähäarvoisten kalojen tehostetusta pyynnistä ja pyynnin vaikutuksista kalastoon Evon kalastuskoeaseman pienjärvissä. Suomen kalastuslehti 90, s. 60 - 65.
- Pursiainen, M., Järvenpää, T., Westman, K., Tikka, J., Kuittinen, E. & Louhimo, J. 1984. Kyrönjoen vesistöalueen rapukantojen tila ja nykyiset ravuntuotantoedellytykset. Vesihallituksen tiedotus 247 A, s. 33 - 64.
- Pursiainen, M., Saarela, M. & Westman, K. 1987. A model for moulting and growth of the noble crayfish Astacus astacus in an oligotrophic lake. Pap. Seventh Int. Symp. Freshwater Crayfish. Lausanne, Switzerland, painossa.
- Pätilä, A. 1984. Pohjois-Espoon järvien happamoitumisherkkyys 1984. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 8/84. 30 s. + 6 liitettä.
- Rahel, F. J. 1983. Population differences in acid tolerance between yellow perch, Perca flavescens, from naturally acidic and alkaline lakes. Can. J. Zool. 61, s. 147-152.
- Raitaniemi, J. 1987. Ahvenen, Perca fluviatilis (L.), kasvusta ja kasvuun vaikuttavista tekijöistä Etelä-Suomen happamoituneissa pikkujärvissä. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, eläintieteen laitos. 69 s.
- 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. 1983. The effect of low pH on perch, Perca fluviatilis L. I. Effects of low pH on the development of eggs of perch. Ann. Zool. Fennici 20, s. 73 - 76.
- Rask, M. 1984. The effect of low pH on perch, Perca fluviatilis L. III. The perch population in a small, acidic,

- extremely humic forest lake. Ann. Zool. Fennici 21, s. 15 - 22.
- Rask, M. & Arvola, L. 1985. The biomass and production of pike, perch and whitefish in two small forest lakes in southern Finland. Ann. Zool. Fennici 22, s. 129 - 136.
- Rask, M., Heinänen, A., Salonen, K., Arvola, L., Bergström, I., Liukkonen, M. & Ojala, A. 1986. The limnology of a small, naturally acidic, highly humic forest lake. Arch. Hydrobiol. 106, s. 351 - 371.
- Rask, M. & Virtanen, E. 1986. Responses of perch, Perca fluviatilis L., from an acidic and a neutral lake to acidic water. Water Air Soil Pollut. 30, s. 537 - 543.
- Rask, M., Vuorinen, M. & Vuorinen, P.J. 1988. Whitefish stocking: an alternative in mitigating acidification effects? Finnish Fish. Res. 9 (painossa).
- 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.
- Rodgers, D. W. 1984. Ambient pH and calcium concentration as modifiers of growth and calcium dynamics of brook trout, Salvelinus fontinalis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, s. 1774 - 1780.
- Rosseland, B. O. & Skogheim, O. K. 1987. Differences in sensitivity to acidic soft water among strains of brown trout (Salmo trutta L.). Teoksessa: Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Toim. H. Witters & O. Vanderborght. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. s. 255 - 264.
- Runn, P., Johansson, N. & Milbrink, G. 1977. Some effects of low pH on the hatchability of eggs of Perch, Perca fluviatilis L. Zoon 5, s. 115 - 125.
- Sadler, K. & Lynam, S. 1986. Some effects of low pH and calcium on the growth and tissue mineral content of yearling brown trout, Salmo trutta. J. Fish Biol. 29, s. 313 - 324.

- 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.
- Sprague, J. B. 1969. Measurement of pollutant toxicity to fish. I. Bioassay methods for acute toxicity. Water Research 3, s. 793 - 821.
- Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. Ann. Zool. Fennici 8, s. 406 - 421.
- Tam, W. H., Birkett, L., Makaran, R., Payson, P. D., Whitney, D. K. & Yu, C. K.-C. 1987. Modification of carbohydrate metabolism and liver vitellogenic function in brook trout (Salvelinus fontinalis) by exposure to low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44, s. 630 - 635.
- 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.
- Tesch, F. W. 1971. Age and growth. Teoksessa: Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP handbook 3. Toim. W. E. Ricker. Oxford/Edinburgh, s. 98-130.
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch Perca fluviatilis Linnaeus, 1758 and Perca flavescens Mitchill, 1814. FAO Fisheries Synopsis 113. Rome. 138 s.
- Traaen, T. S. 1985. Forsuring av innsjoer på Jarfjordfjellet Ost-Finmark. Norsk institut for vannforskning. 7 s. (käsikirjoitus)
- Tuunainen, P., Vuorinen, P., Rask, M., Järvenpää, T. & Vuorinen, M. 1986. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin - raportti vuodelta 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. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 67, s. 1 - 72.
- Tuurala, H. & Oikari, A. 1976. Histologisen tekniikan kurssi (Eläintiede, fysiologinen linja). Helsingin yliopisto,

- eläintieteen laitos, fysiologian osasto. Helsinki. 87 s. (moniste).
- Vuorinen, P. J., Rask, M., Vuorinen, M. & Raitaniemi, J. 1987. Espoon järvien happamoitumistutkimus 1987 - vaikutukset kaloihin. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 2/88. 23 s.
- Vuorinen, M. & Vuorinen, P. J. 1984. Sublethal effects of an organobromine slimeicide on starving brown trout (Salmo trutta m. lacustris L.). Finnish Fish. Res. 5, s. 23 - 30.
- Vuorinen, P. J. & Vuorinen, M. 1985. Effects of bleached kraft mill effluent on reproduction of brown trout (Salmo trutta L.) on a restricted diet. Finnish Fish. Res. 6, s. 92 - 105.
- Weiner, G. S., Schreck, C. B. & Hiram W. L. 1986. Effects of low pH on reproduction of rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 115, s. 75 - 82.
- Wendelaar Bonga, S. E., Flik, G. & Balm, P. H. M. 1987. Physiological adaptation to acid stress in fish. Teoksessa: Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. Toim. H. Witters & O. Vanderborght, s. 243 - 254.
- Westman, K., Pursiainen, M., Nylund, V. & Järvenpää, T. 1985. Raputaloudelliset tarkkailu- ja velvoitetutkimukset. Tavoitteet, menetelmät ja toteutus. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 33, s. 207 - 265.
- Wiener, J. G. Jacobson, R. A., Schmidt, P. S. & Heines, P. R. 1985. Serum calcium concentrations in white sucker, Catostomus commersoni Lacepède, and bluegill, Lepomis macrochirus Rafinesque, in northern Wisconsin lakes: relation to pH and waterborne calcium. J. Fish Biol. 27, s. 699 - 709.
- Witters, H. E. 1986. Acute acid exposure of rainbow trout, Salmo gairdneri Richardson: effects of aluminium and calcium on ion balance and haematology. Aquatic Toxicology 8, s. 197 - 210.
- Wood, C. M. & McDonald, D. G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. Teoksessa: Ecophysiology

of acid stress in aquatic organisms. International symposium, 13 - 16 January 1987, Antwerp, Belgium. Toim. H. Witters & O. Vanderborght, s. 399 - 410.

Ågren, C. 1987. European environmentalists: drastic emission cuts essential. Acid Magazine 1/1987, s. 16 - 17.

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUA JULKAISUJA

- No 68. HEIKINHEIMO-SCHMID, O., NENONEN, M., LIEKONEN, E. ja HUUSKO, A.: Kalastus Kemijärvessä vuonna 1980. s. 1—42.
HEIKINHEIMO-SCHMID, O.: Kalastus Kemijärvessä vuonna 1982. s. 43—82.
PARTANEN, H.: Selvitys Kemijärven kalan markkinoinnista. s. 83—111.
NENONEN, M.: Selvitys Kemijärven kaloissa esiintyvistä haju- ja makuvirheistä. s. 113—147.
TIKKANEN, P. ja HELSTEN, S.: Muikun kutualueista ja mädin selviytymisestä Kemijärvessä vuosina 1982—1985. s. 149—173.
HUUSKO, A. ja KARTTUNEN, V.: Kalanpoikasten esiintymisestä Kemijärvessä vuonna 1985. s. 175—194.
HUUSKO, A.: Siian ja ahvenen ravinnosta Kemijärvessä. s. 195—222.
HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja HUUSKO, A.: Kalojen vaellus Kemijärvestä alavirtaan. s. 223—251. Helsinki 1987.
- No 69. HEIKINHEIMO-SCHMID, O. ja HUUSKO, A.: Kemijärven kalatalouden nykytila ja ehdotukset kalakantojen hoitotoimenpiteiksi. Helsinki 1987. 212 s.
- No 70. AHLFORS, P., KUMMU, P. ja WESTMAN, K.: Karppi Suomessa — Katsaus viljely- ja istutustoimintaan 1951—1981. s. 1—22.
AHONEN, M.: Kalkituksen, lannoituksen ja istutustiheyden vaikutukset Inarin luonnonravintolammikoiden siianpoikastuot-
toon vuosina 1976—1983. s. 23—45.
KALLIO-NYBERG, I. ja PRUUKI, V.: Tornionjoen lohikannan kutunousu ja monimuotoisuus. s. 47—74.
SARJAMO, H.: Jerisjärven kalastus ja siikakannat vuosina 1978—1982. s. 75—104. Helsinki 1987.
- No 71. HONKASALO, L. ja JOKIKOKKO, E.: Uittoperkaukset ja perattujen jokien kunnostus kalatalouden kannalta. s. 1—45.
JUTILA, E.: Lohenpoikastuotannon ja kalansaaliiden kehitys Simojoessa koskien kunnostuksen jälkeen vuosina 1982—1985. s. 47—96.
KÄNNÖ, S.: Kalakannan kehitys Rovaniemen maalaiskunnan Kuohunkijossa koskien kunnostuksen jälkeen. s. 97—132.
JOKIKOKKO, E.: Taimenmäärät Suomussalmen Piispa- ja Mustajoen kunnostetuissa koskissa vuosina 1978—1985. s. 133—166.
JUTILA, E.: Taimenen poikastuotanto, kalastus ja saaliit Mäntyharjun reitin Punsankoskessa kunnostuksen jälkeen vuosina 1978—1985. s. 167—206.
PURSIAINEN, M., KUITTINEN, E., KANNEL, R. ja LOUHIMO, J.: Rapukannan kotiuttaminen kunnostettuun Tiilikanjo-
keen. s. 207—234. Helsinki 1987.
- No 72. AHVONEN, A.: Vaskiveden ja Toisveden kalakanta-arviot sekä suositus kalastuksen järjestämiseksi. Helsinki 1987. 54 s.
- No 73. Laukaan keskuskalanviljelylaitoksella vuosina 1978—1984 tehtyjä tutkimuksia. Helsinki 1987. 275 s.
- No 74. NATIONAL CONTRIBUTIONS ON SUSPENDED SOLIDS FROM LAND-BASED FISH FARMS: Papers presented at the
first session on the EIFAC Working Party on Fish Farm Effluents. The Hague, Netherlands, 22-30 May and 1 June 1987. Edited
by M. Pursiainen. Helsinki 1988. 93 pp.
- No 75. VALKEAJÄRVI, P., BAGGE, P., ERONEN, T., HAKKARI, L., KÄRKKÄINEN, P. ja MÄKINEN, T.: Rautalammin reitin
koskien kalastusta ja erityisesti taimenen poikastuotannosta vuosina 1978—1984. (On the fish stocks of the rapids in the
Rautalampi watercourse, especially the densities of brown trout juveniles, in 1978—1984.) s. 1—22.
ROMAKKANIEMI, A. ja PRUUKI, V.: Könkämäen taimenkantojen tila ja hoitomahdollisuudet. (The status of the brown
trout stocks of the Könkämäeno River, northern Finland, and proposals for management.) s. 23—64. Helsinki 1988.
- No 76. KOLARI, I.: Etelä-Saimaalle istutettujen merkittyjen järvi- ja lampien istutustulokset. (Results of stocking with brown trout
(*Salmo trutta m. lacustris* L.) in the southern part of Lake Saimaa according to tag returns). Helsinki 1988. 69 s.
- No 77. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1988. (Programme for the
Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1988). Helsinki 1988. 135 s.
- No 78. HONKASALO, L. ja MANKKI, J.: Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistöissä Nokian alapuolella vuonna 1984.
(Recreational and subsistence fisheries in the River Kokemäenjoki and in Lakes Kulovesi and Rautavesi in 1984). Helsinki 1988.
123 s.
- No 79. BÖHLING, P.: Ahvenen (*Perca fluviatilis* L.) kasvu ja kasvuun vaikuttavat tekijät Suomen rannikkoalueella. (The growth of
perch (*Perca fluviatilis* L.) and the factors affecting it in Finnish coastal waters). Helsinki 1988. 96 s.
- No 80. MUTENIA, A. ja VIHERVUORI, A.: Ammatikalastuksen kannattavuuden kehitys Inarijärvellä vuosina 1976—1985. (The
profitability of the professional fishery in Lake Inari in 1976—1985). s. 1—30.
PALOMÄKI, R.: Selvitys kalojen ravintoeläinten siirtoistutuksista Inarijärveen. (Transplantation of fish prey animals to Lake
Inari). s. 31—79. Helsinki 1988.
- No 81. TOLONEN, J.: Ankeriaan ikä, sukupuolijakaumat ja kasvu eräissä eteläsuomalaisissa järvisissä. (Age, sex ratio and growth of
the eel (*Anguilla anguilla* L.) in some lakes in southern Finland). Helsinki 1988. 106 s.
- No 82. Järvikalastussymposiumi, 5.—6.11.1987 Kerimäki. (Symposium on Lake Fishery, 5.—6.11.1987, Kerimäki). Toim. (ed.) A.
Lappalainen ja T. Paananen. Helsinki 1988. 89 s.
- No 83. HONKASALO, L. ja PENNANEN, J.T.: Kalatalouden ja vesistön käytön kehitys Kokemäenjoen vesistöissä Nokian
alapuolella. (The development of fisheries and other ways of making use of the Kokemäenjoki watercourse downstreams of the
town of Nokia). Helsinki 1988. 104 s.

SISÄLTÖ — CONTENTS

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P.J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. ja VUORINEN, M.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. English summary: Effects of acidic deposition on fish, Report 1987. 103 s.

ISBN 951-8914-16-8
ISSN 0358-4623
Helsinki 1989
Yliopistopaino