SUOMEN KALATALOUS

1991 No 57

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS KIRJASTO

ISSN 0085–6940

SUOMEN KALATALOUS

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Kalantutkimusosasto
Kalanviljelyosasto

Vastaava toimittaja: Kai Westman

Toimittajat: Liisa Honkasalo ja Oili Vuorimies

Toimituskunnan muut jäsenet: Eero Aro, Lauri Koli, Kari Lagerspetz, Raimo Parmanne, Jorma Toivonen ja Pekka Tuunainen.

Käsikirjoitukset lähetetään toimittajille.

Jakelu- ja vaihtopyynnöt osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston tietopalvelulle, PL 202, 00151 Helsinki.

Suomen Kalatalous on jatkoa seuraaville sarjoille: "Suomen Kalatalous" (niteet 1–9, 11–12, 14–15) ja "Suomen kalatalous — Finlands fiskerier" (niteet 10, 13, 18–45).

Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research" ja "Kalatutkimuksia — Fiskundersökningar"

SUOMEN KALATALOUS

Finnish Game and Fisheries Research Institute
Fisheries Division
Aquaculture Division

Chief editor: Kai Westman

Editors: Liisa Honkasalo and Oili Vuorimies

Other members of the Editorial Board: Eero Aro, Lauri Koli, Kari Lagerspetz, Raimo Parmanne, Jorma Toivonen ja Pekka Tuunainen.

Exchange: The journal will be distributed on the basis of exchange. All correspondence should be sent to Finnish Game and Fisheries Research Institute, Fisheries Division, Information Service, P.O.Box 202, SF–00151 Helsinki, Finland.

This journal is a continuation of the former series: "Suomen Kalatalous" (vols. 1–9, 11–12, 14–15) and "Suomen kalatalous — Finlands fiskerier" (vols. 10, 13, 18–45).

The other publications of the Fisheries Division are "Finnish Fisheries Research" and "Kalatutkimuksia — Fiskundersökningar"

Indexed in Biosis Previews, Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts

All rights reserved.

Suomen Kalatalous 57, s. 1–44. 1991

E. Niemelä

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS KIRJASTO

Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti

PEKKA TUUNAINEN[1], PEKKA J. VUORINEN[1], MARTTI RASK[2], TEUVO JÄRVENPÄÄ[1], MARJA VUORINEN[1], EERO NIEMELÄ[1], ANTTI LAPPALAINEN[1], SEPPO PEURANEN[1] ja JARI RAITANIEMI[1]

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M., NIEMELÄ, E., LAPPALAINEN, A., PEURANEN, S. ja RAITANIEMI, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen Kalatalous 57. s. 1– 44.

Tutkitut järvet sijaitsevat leveyspiirin 66° eteläpuolella. Happamoitumiselle alttiissa pienissä järvissä veden pH oli keväällä juuri ennen jäiden lähtöä keskimäärin 0,5 yksikköä pienempi (ka. 5,0; vaihteluväli 4,2–6,0) kuin kesällä. Järvien veden alumiinipitoisuus (0–581 $\mu g\ l^{-1}$) oli keskimäärin sitä suurempi mitä pienempi pH oli, poikkeuksena hiekkaisten harjualueiden järvet, joissa alumiinipitoisuus oli pieni hyvin happamissakin vesissä. Myös veden kalsiumpitoisuus oli pieni happamissa vesissä. Tenojoen ja Luttojoen vesistöissä todettiin kevättulvan aikana veden pH:n ja alkaliteetin pieneneminen.

Altistuskokeissa pelkkä happamuuskin (pH 4,75), mutta etenkin alumiini (100–200 $\mu g\ l^{-1}$) ja hapan vesi yhdessä viivästyttivät sekä muikun että siian ovulaatiota ja testisten palautumista kutuajan jälkeen. Samoin happamoituneiden järvien ahventen kutu ja testisten palautuminen viivästyi eniten happamimmissa järvissä, joiden vedessä oli runsaasti alumiinia. Happamuudelle altistettujen siikojen ja muikkujen samoin kuin happamoituneisiin järviin istutettujen siikojen ionisäätely oli häiriytynyt. Myös veren sokeripitoisuuden suureneminen ilmaisi kalojen rasittumista. Alumiini vahvisti happamuuden vaikutusta. Happamoituneista järvistä pyydetyillä ahvenilla ei todettu yhtä selviä muutoksia veri- ja plasmasuureissa. Happamuudelle ja etenkin happamuudelle ja alumiinille altistettujen siikojen kidusepiteeli, joka on tärkeä paitsi hengityskaasujen vaihdossa myös ionisäätelyssä, oli turvonnut. Sen sijaan happamoituneiden järvien ahventen kidusepiteeli ei ollut turvonnut. Alumiinia sitoutui kaikkien lajien kidusepiteeliin happamassa vedessä. Sitoutuneen alumiinin määrä riippui veden pH:sta ja alumiinipitoisuudesta.

Hedelmöityminen ei ollut kovin herkkä happamuudelle. Happamuus kuitenkin pienensi hedelmöitymisprosenttia.

Hauen alkiovaihe kesti hyvin happamuutta. Poikasia kuoriutui järviveteen tehdyissä liuoksissa jopa pH:ssa 4,0. Särjen varhainen alkiovaihe sen sijaan oli herkkä happamuudelle. Särjen poikasia kuoriutui pH:ssa 5,0 alumiinittomassa vedessä vain vähän ja alumiiniliuoksessa ei ollenkaan; kuoriutumistulos huononi jo pH:ssa 5,75. Synteettiseen veteen, jonka kalsiumpitoisuus oli pieni ja josta puuttui mm. orgaaninen aines, tehdyissä testiliuoksissa särjen kuoriutumistulokset olivat vielä huonompia. Lahnan alkiot olivat jokseenkin yhtä herkkiä kuin särjen alkiot. Vaellussiian alkiot olivat kestävämpiä kuin särjen mutta herkempiä kuin hauen alkiot. Veden suuri alumiinipitoisuus huononsi kaikkien lajien kuoriutumistulosta.

[1] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, PL 202, 00151 Helsinki

[2] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalastuskoeasema, 16970 Evo

Vastakuoriutuneet poikaset olivat alumiinille herkempiä kuin alkiot, mutta happamuusherkkyydessä niiden välillä ei ollut niin selviä eroja. Lisäksi vastakuoriutuneet planktonsiian poikaset olivat herkempiä happamuudelle ja alumiinille kuin kesänvanhat poikaset. Vastakuoriutuneina altistettujen eri kalalajien poikasten herkkyys happamuudelle ja alumiinille oli: särki > kuha > planktonsiika ≈ ahven > hauki. Eri siikakaloista vaellussiika oli herkin happamuudelle. Myös kalakantojen välillä oli eroja herkkyydessä: pitkälle happamoituneista järvistä pyydettyjen ahventen poikaset olivat kestävämpiä kuin lähes neutraalin järven ahventen poikaset.

Happamuus- ja alumiinialtistuksessa vastakuoriutuneiden poikasten ruskuaisen imeytyminen, kasvu ja kehitys hidastuivat ja uintiaktiivisuus väheni. Kehitys hidastui erityisen selvästi hauella, vaikka sen kuolleisuus oli vähäistä jopa pH:ssa 4,0. Alumiini hidasti kasvua ja vähensi uintiaktiivisuutta hauella ainakin vielä pH:ssa 5,0 ja särjellä pH:ssa 5,75. Happamuus- ja alumiinialtistus aiheutti poikasten ionisäätelyn häiriytymisen. Särjen poikaset menettivät vuorokaudessa natriumioneja synteettisessä vedessä pH:ssa 5,25 alumiinipitoisuudessa 50 $\mu g\ l^{-1}$ saman verran kuin pH:ssa 5,75 alumiinipitoisuudessa 250 $\mu g\ l^{-1}$; alumiini vaikutti ionipitoisuuksiin jopa pH:ssa 6,8. Myös pH 5,25 sinänsä vähensi ionipitoisuuksia.

Se, miten kalat kestävät happamoituvaa vettä, riippuu paitsi pH:sta ja alumiinipitoisuudesta myös muusta veden laadusta, kuten kalsiumpitoisuudesta.

Happamoitumisen vaikutuksia kalakantoihin tutkittiin vuosina 1985–1987 koekalastamalla Etelä- ja Keski-Suomen happamoitumisherkillä alueilla 80 järveä. Koekalastussaaliit vaihtelivat huomattavasti järvien välillä: muutamat järvet olivat happamoituneet lähes kalattomiksi, mutta myös suurimmat saaliit saatiin happamoituneista järvistä. Järvissä, joiden kalat olivat lähes hävinneet happamoitumisen vuoksi, veden alumiinipitoisuudet olivat suurimmat. Happamoituneista järvistä saatiin yhtä tai kahta kalalajia, muista järvistä 3–5. Happamoitumisen vaikutus ahven-ja särkikantojen rakenteeseen näkyi useissa järvissä nuorten kalojen puuttumisena, mikä johtuu lisääntymisen epäonnistumisesta useina vuosina peräkkäin. Näistä järvistä saadut kalat olivat isoja ja vanhoja ja niiden lukumäärä oli pieni.

Kolmen vuoden kuluttua 20 järven kalakantojen rakennetta tutkittiin uudestaan. Useimpien järvien ahvenkantojen rakenne oli samantyyppinen kuin kolme vuotta aikaisemmin. Joissakin järvissä lisääntyminen ei ollut edelleenkään onnistunut ja kannat olivat häviämässä. Särkeä ei enää saatu neljästä järvestä, joista vielä kolme vuotta aikaisemmin oli saatu isoja ja vanhoja yksilöitä.

Useissa järvissä, joiden kalakantojen havaittiin taantuneen happamoitumisen vuoksi, varsinkin ahventen kasvu oli ollut nopeampaa kuin vähemmän happamoituneissa järvissä. Syynä oli ilmeisesti kannan harvenemisesta johtuva ravintokilpailun vähentyminen. Fysiologisen rasituksen ohella myös ekosysteemin rakenteen ja toiminnan muutokset vaikuttavat kalojen elinolosuhteisiin happamoituvissa vesissä.

Alustavan laskelman mukaan tutkimusalueen niiden kalakantojen määrä, joiden rakenteeseen happamoituminen on vaikuttanut, on 1 000–2 000. Näistä noin 500 on arvion mukaan hävinnyt kokonaan. Ne olivat enimmäkseen pienten järvien särkikantoja.

Koekalastusten yhteydessä tehdyt havainnot onnistuneista planktonsiikaistutuksista sangen happamiin vesiin viittaavat siihen, että planktonsiika voisi olla varsin hyvä hoitokala happamoituviin vesiin. Kesänvanhojen planktonsiikojen koeistutukset eri asteisesti happamoituneisiin järviin osoittivat samaa. Planktonsiian todettiin selviytyneen jopa järvessä, jonka pH on lähes jatkuvasti < 5,0 ja kokonaisalumiinipitoisuus keskimäärin > 100 $\mu g\ l^{-1}$.

Vuonna 1989 tutkittujen kaksi tai kolme vuotta aikaisemmin kalkittujen järvien koekalastussaaliit ja kalakantojen rakenne olivat enimmäkseen samantyyppiset kuin ennen kalkitusta. Eräistä järvistä, joiden särkikannan lisääntyminen oli aiemmin epäonnistunut happamoitumisen vuoksi, saatiin ikäryhmän 1+ kaloja, mikä osoitti särjen lisääntymisen onnistuneen kalkituksen jälkeen.

Happamoituneiden vesien rapukannat olivat harvoja. Pisimmälle happamoituneista järvistä saatiin saaliiksi lähes pelkästään kookkaita, vanhoja yksilöitä. Tämän osoitettiin johtuvan rapujen lisääntymishäiriöistä. Järvissä, joiden pH oli laskenut pysyvästi alle kuuden, suuri osa rapujen mätimunista kuoli emojen pyrstön alle haudonnan loppuvaiheessa. Myös elävinä kuoriutuneiden poikasten kuolleisuus oli suuri pian kuoriutumisen jälkeen, ja vain pieni osa poikasista selviytyi itsenäisiksi toisen vaiheen poikasiksi. Kehittyvien alkioiden kuolinsyy lienee ionitasapainon häiriytyminen, sillä myös sukukypsien rapujen hemolymfan natrium-

pitoisuuden ja osmolaalisuuden voitiin osoittaa pienenevän happamoituneimmissa vesissä tehdyissä sumputuskokeissa.

Rapujen lisääntyminen onnistui paremmin virtaavassa vedessä kuin yläpuolisessa happamassa järvessä. Täplärapu näytti sietävän happamoitumista hieman rapua paremmin. Happamoitumisen ei voitu osoittaa vaikuttavan rapujen kasvuun.

Happamoitumishaitoista kärsivien rapuvesien määrää ei voida arvioida kerätyn aineiston perusteella. Haitan merkitystä lisää kuitenkin se, että useilla runsaan laskeuman alueilla rapukannat ovat säilyneet muilta ihmisen toiminnoista aiheutuneilta haittavaikutuksilta ja rapurutolta ainoastaan pienvesissä, joita happamoituminen ensisijaisesti uhkaa.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M., NIEMELÄ, E., LAPPALAINEN, A., PEURANEN, S. och RAITANIEMI, J. 1991. Effekterna av surt nedfall på fisk och kräftor. Slutrapport. Suomen Kalatalous 57. s. 1–44.

De undersökta sjöarna ligger söder om breddgraden 66°. I försurningskänsliga små sjöar var vattnets pH våren just före islossningen i medeltal 0,5 enheter lägre (meddeltal 5,0; variationsvidd 4,2–6,0) än på sommaren. Sjövattnets aluminiumhalt (0–581 µg l^{-1}) var i medeltal större ju lägre pH-värdet var, med undantag för sjöar i sandiga åsområden där aluminiumhalten var låg också i mycket sura sjöar. I sura vatten var också kalciumhalten låg. I Tana älv och Luttojoki, samt i deras bifloder, konstaterades sänkt pH och alkalitet under vårflödet.

Experimentellt konstaterades att enbart surhet (pH 4,75), men särskilt aluminium (100–200 µg l^{-1}) i surt vatten, hos både sik och siklöja fördröjde ovulationen och testes' återhämtning efter lektiden. Också beträffande abborre fördröjdes ovulationen och testes' återhämtning mest i sura sjöar med hög aluminiumhalt i vattnet. Hos sik och siklöja som utsatts för surt vatten fann man störningar i jonbalansen, vilket även konstaterades hos sikar som planterats ut i sura sjöar. Fiskens stress kunde också ses i en höjning av blodsockerhalten. Aluminiet förstärkte surhetens effekt. Hos abborrar fångade i försurade sjöar fann man inte lika klara blod- och plasmaförändringar. Hos sikar som utsatts för surt vatten, och speciellt hos dem som dessutom utsatts för aluminium, var gälepitelet, som är viktigt både för andning och jonreglering, svullet. Hos abborrar i försurade sjöar var gälepitelet dock inte svullet. Hos alla arter förekom en bindning av aluminium till gälepitelet i surt vatten. Mängden berodde på vattnets pH och aluminiumhalt.

Befruktningen var inte särskilt känslig för försurning. Surheten minskade dock befruktningsprocenten.

Gäddans embryonalstadier tålde försurning väl. I lösningar gjorda på sjövatten kläcktes yngel t.o.m. vid pH 4,0. Mörtens tidiga embryonalstadier var däremot försurningskänsliga. Vid pH 5,0 kläcktes endast få mörtyngel i aluminiumfritt vatten, och inga alls i lösningar innehållande aluminium. Kläckningsresultatet försämrades redan vid pH 5,75. I syntetiskt vatten med låg kalciumhalt och avsaknad av bl.a. organiskt material var mörtens kläckningsresultat ännu sämre. Braxenembryon var ungefär lika känsliga som mörtembryon. Embryon av vandringssik var tåligare än mörtembryon, men känsligare än gäddembryon. En hög halt av aluminium i vattnet försämrade kläckningsresultatet hos samtliga arter.

De nykläckta ynglen var känsligare för aluminium än embryonen, men beträffande surhetskänslighet uppvisade de inte stora skillnader. De nykläckta ynglen var dessutom känsligare för surhet och aluminium än en sommar gamla yngel. Hos nykläckta yngel som utsattes för surhet och aluminium var känsligheten hos olika arter följande: mört > gös > planktonsik ≈ abbore > gädda. Av de olika sikfiskarna var vandringssiken den mest surhetskänsliga. Skillnader i känslighet kunde iakttas också mellan olika bestånd av samma art: abborrar fångade i hårt försurade sjöar producerade mindre känsliga yngel än abborrar från en nästan neutral sjö.

Hos de nykläckta yngel som utsatts för surhet och aluminium blev absorberingen av gulesäcken, tillväxten och utvecklingen långsammare, och simaktiviteten minskade. Fördröjningen av utvecklingen var tydligast hos gäddan fastän ynglens överlevnad var hög ända ner till t.o.m. pH 4,0. Aluminiet fördröjde tillväxten och minskade simaktiviteten hos gäddor, åtminstone ännu vid pH 5,0 och hos mörtar vid pH 5,75. Surhet och aluminium störde ynglens jonbalans. Mörtynglen förlorade i syntetiskt vatten vid pH 5,25 och aluminiumhalten 50 µg l^{-1} på ett dygn lika mycket natriumjoner som vid pH 5,75 med aluminiumhalten 250 µg l^{-1}; aluminiet påverkade jonhalterna redan vid pH 6,8. pH 5,25 påverkade redan i sig jonhalterna.

Fiskens tålighet för försurat vatten påverkas, förutom av pH och aluminium, också av andra vattenkvalitetsfaktorer, t.ex. kalciumhalten.

Försurningens effekter på fiskbestånden undersöktes åren 1985–1987 genom provfiske i 80 sjöar i försurningskänsliga områden i södra och mellersta Finland. Fångsterna varierade kraftigt mellan olika sjöar: vissa var så försurade att fisken nästan försvunnit, men å andra sidan togs också de största fångsterna ur försurade sjöar. I de sjöar där fiskbeståndet lidit mest skada uppmättes också de högsta aluminiumhalterna. I de försurade sjöarna bestod fångsten av 1–2 fiskarter, i de andra av 3–5. I flera sjöar saknades unga abborrar och mörtar, vilket beror på att förökningen under flera år misslyckats på grund av försurningen. I dessa sjöar bestod fångsten av ett fåtal stora gamla fiskar.

Efter tre år undersöktes fiskbeståndens struktur på nytt i 20 sjöar. I de flesta av dessa var abborrbestånden av samma typ som tre år tidigare. I en del sjöar höll fisken på att försvinna till följd av fortsatt misslyckad förökning. Mörten saknades i fångsten från fyra sjöar, i vilka man ännu tre år tidigare fångat stora gamla exemplar.

I flera sjöar, vars fiskbestånd minskat på grund av försurning, iakttogs en försnabbad tillväxt hos abborren. Orsaken är uppenbarligen en minskad näringskonkurrens. Försurningen påverkar fiskens levnadsförhållanden, förutom som direkt fysiologisk stress, också i form av förändringar i ekosystemens struktur och funktion.

Enligt en preliminär beräkning har försurningen hittills påverkat 1 000–2 000 fiskbestånd. Av dessa har 500 helt utplånats och i de flesta fall är det frågan om mörtbestånd i små sjöar.

I samband med provfisket observerades också lyckade utplanteringar av planktonsik i t.o.m. kraftigt försurade vatten. Planktonsiken kunde vara en tillgång att räkna med för fiskevården i försurade vattendrag. Försök att plantera ut en sommar gamla planktonsikyngel i vattendrag av olika försurningsgrad har också varit framgångsrika. Planktonsiken konstaterades klara sig t.o.m. i en sjö vars pH nästan kontinuerligt låg under 5,0, och totala aluminiumhalt i medeltal överskred 100 µg l^{-1}.

År 1989 undersöktes sjöar, kalkade två eller tre år tidigare, genom provfiske. Fiskbeståndens struktur var i huvudsak densamma som före kalkningen. I vissa sjöar, där mörtens förökning tidigare misslyckats på grund av försurning, fångades nu även mört av åldersgruppen 1+, vilket visar att mörtens förökning lyckats efter kalkningen.

Kräftbestånden i försurade sjöar var glesa. I de suraste sjöarna fångades så gott som enbart stora gamla exemplar. Detta beror på störningar i förökningen. I sjöar vars pH kontinuerligt sjunkit under sex, dog en stor del av romkornen under moderns stjärt i slutet av embryonalutvecklingen. Också bland de yngel som kläcktes var dödligheten stor under tiden närmast efter kläckningen. Bara en liten del av ynglen uppnådde det självständiga andra yngelstadiet. Dödsorsaken för embryonen torde vara en störning av jonbalansen, eftersom man också hos könsmogna kräftor kunde konstatera en minskning av hemolymfans natriumhalt och osmolalitet i sumpförsök i de mest försurade vattnen.

Kräftans förökning lyckades bättre i rinnande vatten än i sjöarna ovanom dessa. Signalkräftan verkade tåla försurningen något bättre än den inhemska arten. Försurningen kunde inte konstateras påverka kräftornas tillväxt.

Antalet kräftsjöar som lider av försurning kan inte uppskattas på basen av detta material. I och med att försurningen i första hand drabbar mindre vattendrag, ökas dess betydelse dock av att kräftbestånden i de områden som mottar det största nedfallet, i allmänhet bevarats just i små vattendrag, eftersom dessa fått vara i fred för övriga av människan förorsakade skador samt kräftpest.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M., NIEMELÄ, E., LAPPALAINEN, A., PEURANEN, S. and RAITANIEMI, J. 1991. Effects of acid deposition on fish and crayfish. Final report. Suomen Kalatalous 57. s. 1–44 .

The studied lakes are situated of south of the latiude 66°. The mean pH of the water in small, acid-sensitive lakes was 0,5 pH units lower in the spring, just before the break-up of the ice (mean pH 5.0, range 4.2–6.0), than in the summer. The aluminium concentration in the lake water (0–581 $\mu g\ l^{-1}$) correlated negatively with the pH except in lakes in sandy pine forest areas, where the aluminium concentrations were remarkably low despite the low pH. The calcium concentrations were low in acidic waters. In the Tenojoki and Luttojoki river systems, the water pH and alkalinity were lowered during the spring flooding.

In both vendace (*Coregonus albula*) and whitefish (*C. wartmanni sensu* Svärdson 1979) exposed in the laboratory to acid water (pH 4.75), especially with added aluminium (100–200 $\mu g\ l^{-1}$), ovulation and regression of the testes after spawning were delayed. Similarly, perch (*Perca fluviatilis*) spawned late and the regression of the testes was most delayed in acidified lakes with a high aluminium concentration. Whitefish and vendace exposed to acid water and whitefish (*C. pallasi* Valenciennes) caught in acidified lakes showed impaired ion regulation. Stress was also indicated in these fish by an elevated blood sugar level. Aluminium exacerbated the effect of acidity. Changes in blood and plasma parameters were not equally clear in perch caught in acidified lakes. In whitefish and vendace exposed to acid water, especially in combination with aluminium, the gill epithelium, vital for gas exchange and ion regulation, was hypertrophied. In perch from acidified lakes, on the other hand, the gills showed no hypertrophy. Aluminium accumulated in the gill epithelium of all the fish species studied. The accumulation increased with decreasing pH and increasing aluminium concentration of the water.

Fertilization of the fish eggs was not markedly sensitive to acid water, but acidity decreased the fertilization percentage.

Embryos of pike (*Esox lucius*) tolerated acidity well. The fry hatched even at pH 4.0 in test solutions made with lake water. On the other hand, the early embryonic stages of roach (*Rutilus rutilus*) were sensitive to acidity. The hatching success was somewhat impaired even at pH 5.75. Only a few fry hatched at pH 5.0 if the water contained no aluminium, and no fry hatched when aluminium was added. The hatching success of roach was even lower when tests were carried out in synthetic water containing little calcium and no organic material or silicic compounds. The embryos of bream (*Abramis brama*) were about as acid-sensitive as those of roach. The acid tolerance of whitefish (*C. lavaretus*) embryos lay between that of roach and pike. In all the species studied, the hatching success was lower in waters with added aluminium.

Newly hatched fry were more sensitive to aluminium than embryos, but the difference in their sensitivity to acidity was not so clear. Moreover, newly hatched fry of whitefish (*C. pallasi* Valenciennes) were more sensitive to acid water and aluminium than one-summer-old fry. The different species had the following ranking for the sensitivity of newly hatched fry to acidity and aluminium: roach > pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) > whitefish (*C. pallasi* Valenciennes) ≈ perch > pike. Of the different coregonids, *C. lavaretus* was the most sensitive. There were also differences between fish stocks in respect to sensitivity: fry of perch caught in highly acidified lakes were more tolerant than fry of perch caught in a nearly neutral lake.

In newly hatched fry exposed to acidity and aluminium, absorption of the yolk, growth and development were retarded, and swimming activity was decreased. Development was especially clearly retarded in pike fry, despite their low mortality even at pH 4.0. Aluminium retarded growth and decreased swimming activity in pike even at pH 5.0 and in roach even at pH 5.75. Acid water and aluminium impaired ion regulation in fry. In roach fry the loss of sodium ions during one-day exposure in synthetic water at pH 5.25 with an aluminium level of 50 $\mu g\ l^{-1}$ equalled that at pH 5.75 with an aluminium level of 250 $\mu g\ l^{-1}$. Aluminium affected the total ion content even at pH 6.8 and pH 5.25 alone also reduced the ion content.

The tolerance of acidified water by fish is not only dependent on pH and aluminium, but is also affected by factors such as the calcium content of the water.

A survey of the effects of acidification on the fish stocks of small Finnish lakes was conducted during 1985–1987 by test fishing in 80 lakes. Most of the lakes were located in the

acid-sensitive regions of southern and central Finland. The catches with gill nets varied widely among the lakes. Some of the lakes seemed to have lost almost all their fish due to acidification, but the largest catches were obtained from lakes that have suffered acidification. The lakes with almost no fish had the highest concentrations of aluminium. The acidified lakes had 1–2 fish species, whereas the number of species in other lakes was 3–5. Many acidified lakes lacked young roach and perch. This is the consequence of failures in reproduction in several consecutive years. In such lakes the catches consisted of a few large old fish.

Three years later the structure of the fish stocks was examined again in 20 lakes. In most lakes, the structure of the perch population was similar to that three years earlier. In some lakes the reproductive failures had continued and the populations could be expected to disappear in the near future. Roach were absent from four lakes where some large old specimens had been caught three years earlier.

In many lakes where the fish populations had declined because of acidification, the growth of roach and especially perch was more rapid than in more neutral lakes. This was most probably due to the decreased competition for food among the remaining fish. In addition to experiencing physiological stress, the fish in waters undergoing acidification are affected by changes in the structure and functioning of the aquatic ecosystem.

The number of fish populations in the study area whose structure has been affected by airborne acidification was provisionally estimated at 1 000–2 000. The number of these that have completely disappeared was estimated at about 500. The latter have mostly been roach populations in small lakes.

Preliminary observations on stocking acidified lakes with one-summer-old whitefish (*Coregonus pallasi* Valenciennes) suggest that this would be a suitable fish for the management of such lakes. This species survived even in a lake with pH < 5.0 and a total aluminium concentration of >100 $\mu g\ l^{-1}$.

In 1989 the structure of the fish populations was examined in lakes that had been limed 2 to 3 years earlier. In most lakes the structure of the perch populations was found to be similar to that before liming. In some acidified lakes where the sparse roach populations had failed to reproduce, the appearance of 1+ roach in the catches in 1989 indicated that they reproduced successfully after the liming.

The crayfish populations in acidified waters were sparse. In the most acidified lakes only large, old individuals could be caught. This was shown to be a consequence of disturbances in the reproduction. In lakes where the pH stayed below six, a large number of the eggs died under the tail of the females at the end of the incubation. Among the young that hatched, the mortality rate was high soon after hatching and only a few of them achieved the independent second stage. The actual cause of death was most probably failure to maintain the internal ionic balance. In adult crayfish held in net cages in the most acidified lakes, the haemolymph sodium content and osmolality were shown to be reduced.

The reproduction of crayfish was more successful in a stream than in the lake above that stream. The American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) seemed to tolerate the acidification of the water slightly better than the endemic crayfish (*Astacus astacus*). Acidification could not be shown to affect the growth rate of crayfish.

The number of the crayfish populations affected by acidification could not be evaluated in this study. However, the seriousness of the injurious effects of the acidification on crayfish populations is increased by the fact that in several areas with heavy acid deposition, the crayfish populations have been able to avoid other environmental changes and the crayfish plague only in the small bodies of water that are now chiefly threatened by acidification.

Sisällys

I. Johdanto ... 7
II. Vedenlaatu ... 8
III. Happamuuden ja alumiinin vaikutukset kaloihin ... 9
1. Emokalat ... 10
1.1. Vaikutukset gonadeihin ja kutuvalmiuteen ... 10
1.2. Vaikutukset veriarvoihin ja kasvuun ... 11
1.3. Vaikutukset kiduksiin ... 12
2. Hedelmöityminen ... 13
3. Alkionkehitys ... 14
4. Poikaset ... 16
5. Lajien herkkyyserot ... 19
IV. Happamoitumisen vaikutukset kalakantoihin ... 21
1. Kalakantojen rakenne happamuudeltaan erilaisissa järvissä ... 21
2. Muutokset happamoituneiden järvien kalakannoissa kolmen vuoden aikana . 26
3. Kalakantojen harventumisen vaikutus kalojen kasvuun ... 27
4. Happamoitumisen kalakantavaikutusten laajuuden arviointi ... 28
V. Happamoitumisen vaikutukset rapuihin ... 32
1. Rapukantojen koko ja rakenne sekä rapujen kasvu ... 32
2. Rapujen lisääntymishäiriöt happamissa vesissä ... 34
3. Muita rapukantojen taantumiseen vaikuttavia syitä ... 34
4. Happamoitumisesta aiheutuneiden raputaloudellisten vahinkojen laajuus . 35
VI. Happamoitumishaittojen lievittäminen ... 35
1. Siikaistutukset ... 35
2. Kalkitukset ... 36
VII. Johtopäätökset ... 37
1. Yleiset päätelmät tutkimuksen tuloksista ... 37
2. HAPROn yleissuunnitelman tavoitteiden toteutuminen ... 39
3. Tutkimustarpeet tulevaisuudessa ... 39
Kiitokset ... 39
Kirjallisuus ... 40

I. Johdanto

Tutkimus "Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin" oli osa vuosina 1985–1989 maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön tuella toteutettua Happamoitumisprojektia (HAPRO). Tutkimuksessa selvitettiin, missä määrin happamoituminen on vaikuttanut kala- ja rapukantoihin sekä tutkittiin kokeellisesti eri kalalajien ja niiden kehitysvaiheiden herkkyyttä happamoitumiselle. Lisäksi käynnistettiin tutkimukset happamoitumisen kalataloudellisten vaikutusten selvittämiseksi ja happamoitumisen kalastohaittojen lievittämiseksi.

HAPROn yleissuunnitelmassa (HAPRO 1985) sen tavoitteisiin oli kirjattu seuraavat neljä tehtävää:

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

Kun HAPROn kala- ja rapukantatutkimukset käynnistettiin vuonna 1985, ei happaman laskeuman aiheuttamia haittoja kaloille tai ravuille ollut osoitettu Suomen järvissä. Vuosikymmenen alkupuoliskolla oli tehty useita paikallisia ja laajempiakin happamoitumisselvityksiä (Pätilä 1982, 1984, Tikka 1984, Helminen 1984, Oravainen 1983, Kämäri

1984), joista eräissä oli mainintoja paikallisten asukkaiden havaitsemista kalojen häviämisistä (HELMINEN 1984, TIKKA 1984). Ruotsissa ja Norjassa happamoitumisen kalakantavaikutusten selvittäminen oli aloitettu vuosikymmentä aikaisemmin (mm. OVERREIN ym. 1980, JOHANSSON ja NYBERG 1981). Jo tuolloin arvioitiin kummassakin maassa olleen tuhansia järviä ja jokia, joiden kalakantoihin happamoituminen on vaikuttanut. Koska happamoitumisen haitat Etelä-Skandinaviassa ovat kohdistuneet suurelta osin virtaavien vesien lohikaloihin ja koska mm. veden ominaisuudet, ilmasto-olot ja laskeuma poikkeavat Suomen vastaavista, Ruotsin ja Norjan tutkimustuloksia ei voida soveltaa suoraan Suomeen. Skandinavian lisäksi happamoitumisen tiedetään vaikuttaneen kalakantoihin ainakin USA:ssa (SCHOFIELD 1976), Kanadassa (BEAMISH ja HARVEY 1972, WATT ym. 1983), Hollannissa (LEUVEN ja OYEN 1987), Iso-Britanniassa (TURNPENNY ym. 1987), Ranskassa (MASSABUAU ym. 1987) ja Saksan Liittotasavallassa (FISCHER-SCHERL ym. 1986).

Happamoitumiseen liittyy paitsi veden happamuuden kasvaminen myös muita haitallisia muutoksia: esimerkiksi veden alumiinipitoisuuden suureneminen. Kuitenkaan happamuuden ja alumiinin vaikutuksia kalojen tai rapujen lisääntymiseen ei ollut aikaisemmin juurikaan tutkittu. Happamoitumisen vaikutusmekanismeista moniin meillä tärkeisiin kalalajeihin on ollut kaikkiaankin niukasti tietoja.

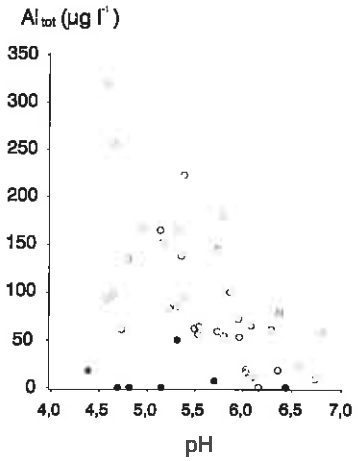
Happamoituneita vesiä on kalkittu yleisesti haittojen lievittämiseksi, erityisesti Ruotsissa (NYBERG ja THØRNELØF 1988). Suomessa on tehty jonkin verran kalkituskokeita (SILVO ja WEPPLING 1989). Koska suuri osa kalkituksista on tehty ilman kalakantojen tai muun vesiekosysteemin perus- ja seurantatutkimuksia, niistä kertynyt biologinen tieto on vähäistä.

Tämä kirjoitus on yhteenveto HAPROn tuella tehdyistä kala- ja rapututkimuksista. Kirjoituksessa on pyritty keskittymään tärkeimpiin tuloksiin ja johtopäätöksiin; yksityiskohtaisemmat menetelmäkuvaukset, vesianalyysitaulukot, koekalastus- ja koeravustussaaliit yms. on esitetty julkaisuissa ja vuosiraporteissa (TUUNAINEN ym. 1986, 1987, 1988, 1989, 1990). Kala- ja rapukantatutkimuksia tehtiin enimmäkseen maan eteläosissa, koska happamoittava laskeuma on ollut siellä suurin (KAUPPI ym. 1987) eikä Kuolan päästöistä ollut vielä tietoja.

II. Vedenlaatu

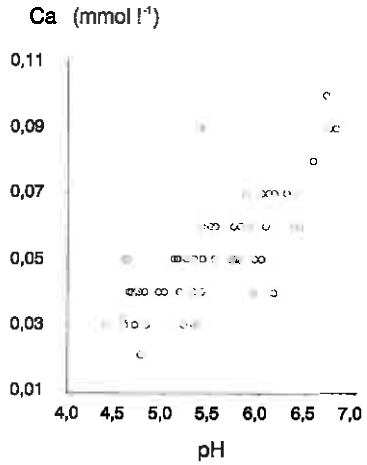
Koekalastus- ja koeravustushavaintojen tulkitsemiseksi otettiin aina pyyntien yhteydessä vesinäytteet, ja koska lumien sulamisvesien arveltiin aiheuttavan kalojen ja rapujen selviytymiselle kriittisen ajanjakson, kerättiin tutkimusjärvistä vesinäytteet myös lumien sulamisen aikaan juuri ennen jäiden lähtöä (TUUNAINEN ym. 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, VUORINEN ym., käsikirjoitus a). Vesinäytteistä analysoitiin laboratoriossa pH, alkaliteetti, johtokyky, väri, kokonaiskovuus ja kemiallinen hapentarve sekä kalsium-, rauta- ja alumiinipitoisuus (TUUNAINEN ym. 1986). Lisäksi määritettiin alumiinin eri muotojen esiintymistä LAZERTEN (1984) menetelmän mukaan. Tenojoen ja Luttojoen vesistöissä selvitettiin alustavasti kevättulvanaikaisia vedenlaadun muutoksia (TUUNAINEN ym. 1989, 1990).

Kuten aikaisemminkin on osoitettu (DICKSON 1975), pienten kirkasvetisten järvien vedessä on keskimäärin sitä enemmän alumiinia mitä happamampaa vesi on (kuva 1). Poikkeuksellisesti hiekkaisten harjualueiden järvissä alumiinipitoisuus oli happamissakin vesissä pieni (VUORINEN ym., käsikirjoitus a). Myös kaloille myrkyllisimpinä pidettyjen alumiinin muotojen, lähinnä epäorgaanisten alumiiniyhdisteiden (alumiini-ioni, hydroksidi- ja fluoridikompleksit; DRISCOLL ym. 1980, BAKER ja SCHOFIELD 1982) pitoisuudet kasvavat happamoitumiselle herkkien järvien vedessä pH:n pienetessä (TUUNAINEN ym. 1987). Ainakin tällaisissa järvissä veden labiilin alumiinin pitoisuus (Al_{lab}) korreloi erittäin merkitsevästi alumiinin kokonaispitoisuuden (Al_{tot}) kanssa (VUORINEN ym., käsikirjoitus a). Lumien sulamisen aikaan labiilin alumiinin osuus kokonaisalumiinista on ollut 19–70 % (TUUNAINEN ym. 1987, 1988). Happamoitumisen myötä veden kalsiumpitoisuus pienenee (kuva 2), mikä myös on kalojen



Kuva 1. Veden kokonaisalumiinipitoisuuden riippuvuus pH:sta järvien pintavedessä kesäkerrostuneisuuden aikana. Tummennetut ympyrät kuvaavat arvoja järvissä, joiden valuma-alue on hiekkaista kangasmaata.

Fig. 1. Correlation between total aluminium concentration and pH of surface water in lakes during thermal stratification in summer. The shaded symbols represent values from lakes with drainage areas in sandy pine forest.



Kuva 2. Veden kalsiumpitoisuuden riippuvuus pH:sta järvien pintavedessä kesäkerrostuneisuuden aikana.

Fig. 2. Correlation between calcium concentration and pH of surface water in lakes during thermal stratification in summer.

kannalta haitallista, koska kalsium ilmeisesti vähentää happamuuden vaikutusta sekä aikuisiin kaloihin (Wood ja McDonald 1987) että kalojen varhaisiin kehitysvaiheisiin (Brown ja Lynam 1981, Tuunainen ym. 1990).

Tenojoen vesistön havaintopaikkojen keskimääräinen veden pH oli kevättulvan aikana selvästi pienempi kuin myöhemmin keväällä (Tuunainen ym. 1989). Luttojoenkin vesistössä todettiin selvä lumien sulamisvesien aiheuttama veden puskurointikyvyn aleneminen (Tuunainen ym. 1990).

III. Happamuuden ja alumiinin vaikutukset kaloihin

Happamoitumisen vaikutusmekanismien selvittämiseksi ja happamoituvien vesien hoitotoimien perusteeksi tutkittiin happamuuden ja alumiinin vaikutusta kalojen lisääntymiseen. Lisääntymisen onnistumisesta riippuu kalakannan säilyminen. Lisääntymiseen luetaan tässä sukusolujen kehittyminen emokalassa, kutu, mädin hedelmöityminen, alkionkehitys sekä ruskuaispussipoikasten kehittyminen. Näissä elämänkierron vaiheissa tutkittiin paitsi kuolleisuutta myös subletaaleja muutoksia. Tutkittavina lajeina olivat meillä yleiset pienissä järvissä esiintyvät lajit, joiden kantoja happamoituminen voi uhata, mutta joiden kestävyyttä happamoitumiselle ei ole muualla juuri tutkittu. Tutkittuja lajeja olivat siika (*Coregonus sp.*), muikku (*C. albula*), ahven (*Perca fluviatilis*), hauki (*Esox lucius*), kuha (*Stizostedion lucioperca*), särki (*Rutilus rutilus*) ja lahna (*Abramis brama*). Myös eri siikamuotojen poikasten herkkyyttä sekä happamuudeltaan erilaisista järvistä peräisin olevien ahventen poikasten herkkyyttä verrattiin. Vertailut tehtiin vastakuoriutuneilla poikasilla. Laboratoriokokeiden tulosten ja kenttähavaintojen yhdistämiseksi tutkittiin myös happamoituneiden järvien emokaloja. Seuraavassa esitetyt alumiinipitoisuudet ovat kokonaisalumiinipitoisuuksia (Al = Al$_{tot}$). Kaloille myrkyllisenä pidetyn, labiilin

alumiinin (Al_{lab}) osuus kokonaisalumiinista on testiliuoksissa ollut keskimäärin noin 54 %.

1. Emokalat

Emokala-altistuksia happamuudelle ja alumiinille tehtiin järvikutuisella siialla (*C. wartmanni sensu* Svärdson 1979; TUUNAINEN ym. 1986, VUORINEN ym. 1990) sekä muikulla (TUUNAINEN ym. 1988). Lisäksi tutkittiin eriasteisesti happamoituneiden järvien ahvenia (TUUNAINEN ym. 1989) ja happamoituneisiin järviin istutettuja planktonsiikoja (*C. pallasi* Valenciennes 1848; TUUNAINEN ym. 1990) kutuajan tienoilla.

1.1. Vaikutukset gonadeihin ja kutuvalmiuteen

Sukukypsiä järvikutuisia siikoja (*C. wartmanni*) ja muikkuja altistettiin happamuudelle ja alumiinille (taulukko 1) noin neljän kuukauden ajan ennen kutuaikaa (TUUNAINEN ym. 1986, 1988, VUORINEN ym. 1990). Altistus pelkälle happamuudellekin viivästytti sekä siian (kuva 3) että muikun ovulaatiota, mutta alumiini happamassa vedessä viivästytti sitä vielä enemmän (TUUNAINEN ym. 1986, 1988, VUORINEN ym. 1990). Kutukäyttäytymiseen happamuus-alumiinialtistus ei vaikuttanut muuten kuin lykkäämällä sen käynnistymistä. Happamuudelle ja alumiinille altistetuilla koirailla testisten palautuminen kudun jälkeen viivästyi; testisten suhteellinen paino oli suurin ja maiti juoksevaa vielä muutamia viikkoja normaalin kutuajan jälkeen happamimmissa oloissa alumiinille altistetuilla siioilla ja muikuilla (TUUNAINEN ym. 1986, 1988, VUORINEN ym. 1990). Happamoituneessa järvessäkin planktonsiikakoiraiden kutuvalmius oli jäljessä vertailujärveen nähden (TUUNAINEN ym. 1990). Myös ahventen kutu viivästyi happamoituneissa järvissä (RASK ym. 1990), joiden veden pH ja alumiinipitoisuus vastasivat suunnilleen laboratorioaltistusten pH:ta 4,75 ja alumiinipitoisuutta 100–200 $\mu g\ l^{-1}$ (taulukko 1). Hauklammessa (pH 4,1–4,9 ja Al 219–581 $\mu g\ l^{-1}$) ahven-

Taulukko 1. Emokalojen altistuksissa käytettyjen testiliuosten ja niiden järvien, joiden emokaloja on tutkittu, vesien ominaisuudet. Viitteet: 1. TUUNAINEN ym. 1986, 2. VUORINEN ym. 1990, 3. TUUNAINEN ym. 1988, 4. RASK ym. 1990 ja 5. TUUNAINEN ym. 1990.

Table 1. Properties of the water in the lakes where adult fish were sampled and in the tests performed with adult fish in the laboratory. References: 1. TUUNAINEN et al. 1986, 2. VUORINEN et al. 1990, 3. TUUNAINEN et al. 1988, 4. RASK et al. 1990 and 5. TUUNAINEN et al. 1990.

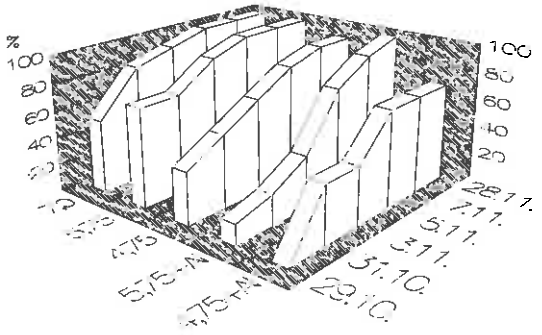
Laji *Species*	pH	Al_{tot} $\mu g\ l^{-1}$	Al_{lab} $\mu g\ l^{-1}$	Johtokyky *Cond.* $mS\ m^{-1}$	Ca $mmol\ l^{-1}$	Viite *Reference*
Siika[1] *Whitefish*[1]	6,0–5,0	0 ; 100[a]	–	–	–	1
Siika[1] *Whitefish*[1]	5,75–4,75	0 ; 150[a]	3–96	7,9–8,8	0,22–0,23	2
Muikku[1] *Vendace*[1]	5,25–4,75	0 ; 200[a]	–	–	–	3
Ahven[2] *Perch*[2]	5,1–4,3	0–193	0–106[b]	1,5–3,9	0,01–0,04	4
Siika[2] *Whitefish*[2]	5,2–4,8	28–271[b]	16–125[b]	1,7–2,4	0,03–0,03	5

[1] Laboratorioaltistus. *Exposure in the laboratory.*

[2] Kenttäkoe: näytteenotto järvellä. *Sampled in the lake.*

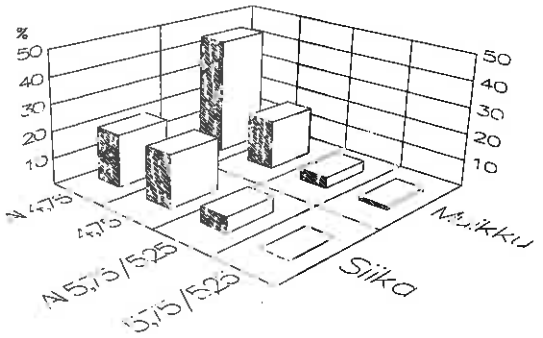
[a] Nimelliset pitoisuudet. *Nominal concentrations.*

[b] Tulokset on poimittu projektin vesianalyysitiedostosta. *Results are taken from the water analysis file of the fisheries project of HAPRO.*



Kuva 3. Neljän kuukauden ajan happamuudelle (pH 4,75 tai 5,75) tai happamuudelle ja alumiinille (150 µg Al l^{-1}) altistettujen siikanaaraiden (*Coregonus wartmanni sensu* Svärdson 1979) kutuvalmiuden kehittyminen. Kuteneiden ja kutuvalmiiden naaraiden osuus (%) kunkin ryhmän naaraista on esitetty eräinä kutuajan päivinä loka-marraskuussa.

Fig. 3. Ovulation of whitefish (Coregonus wartmanni sensu Svärdson 1979 = siika) females exposed to low pH (pH 4.75 or 5.75) or low pH and aluminium (150 µg Al l^{-1}) for four months. The percentage of the females ovulating during the spawning time in October–November is shown.



Kuva 4. Plasman kloridipitoisuuden pieneneminen suhteessa vertailuryhmään siikakoirailla (*Coregonus wartmanni sensu* Svärdson 1979) pH:ssa 5,75 ja 4,75 alumiinipitoisuudessa (Al) 0 ja 150 µg l^{-1} ja muikkukoirailla pH:ssa 5,25 ja 4,75 alumiinipitoisuudessa 0 ja 200 µg l^{-1}. Näytteet oli otettu noin neljä kuukautta altistetuista kaloista kutuajan jälkeen.

Fig. 4. Percentage decrease of the plasma chloride concentration in comparison with the control group in male whitefish (Coregonus wartmanni sensu Svärdson 1979 = siika) at pH 5.75 and 4.75 and in vendace (= muikku) at pH 5.25 and 4.75 with or without added aluminium (0 or 150 µg Al l^{-1} for whitefish, and 0 or 200 µg Al l^{-1} for vendace). The fish were sampled after the spawning season, about four months after the beginning of the exposure.

ten kutu viivästyi jopa kuukaudella (TUUNAINEN ym. 1987). Isoon Lehmälampeen (pH 4,3–4,8 ja Al 77–271 µg l^{-1}) istutetuilla planktonsiioilla mädin kypsyminen oli myöhässä ja osalla jopa pysähtynyt (TUUNAINEN ym. 1990). Mädin laatuun happamuussalumiinialtistus ei vaikuttanut ainakaan kovin selvästi: jos mäti kypsyi, se oli hedelmöityskelpoista ja mädistä kehittyi normaaleja poikasia (TUUNAINEN ym. 1986, 1987). Veden happamuuden on todettu viivästyttävän ovulaatiota myös puronieriällä (*Salvelinus fontinalis*; TAM ja PAYSON 1986) ja kirjolohella (*Salmo gairdneri*; WEINER ym. 1986).

Kudun viivästyminen etenkin kevätkutuisilla kaloilla lienee eräs syy, joka voi olla osasyynä happamoituneiden järvien kalakantojen taantumiseen. Keväällä vedet lämpiävät nopeasti, jolloin kudun viivästyminen voi johtaa alkionkehityksen epäonnistumiseen liian lämpimissä vesissä. Jos poikasia kuitenkin kuoriutuu, niiden kasvukausi jää lyhyemmäksi ja pienempien ja heikompien poikasten selviytyminen talven yli on epävarmempaa kuin normaalisti kuoriutuneiden poikasten. Poikaset voivat myös kuoriutua ravintokierron kannalta epäsuotuisaan aikaan, jolloin ne ehkä eivät selviä edes kesän yli. Ovulaation viivästyminen ja testisten palautumisen viivästyminen saattavat vaikuttaa myös sukusolujen kehittymiseen seuraavaa lisääntymiskautta varten.

1.2. Vaikutukset veriarvoihin ja kasvuun

Emosiioista kudosnäytteet otettiin noin neljän kuukauden happamuudelle/alumiinille altistuksen kuluttua, kolmisen viikkoa kudun loppumisesta (TUUNAINEN ym. 1986, VUORINEN ym. 1990) ja emomuikuista kahden, kolmen ja neljän kuukauden kuluttua altistuksen aloittamisesta, viimeisen kerran kudun jälkeen (TUUNAINEN ym. 1988).

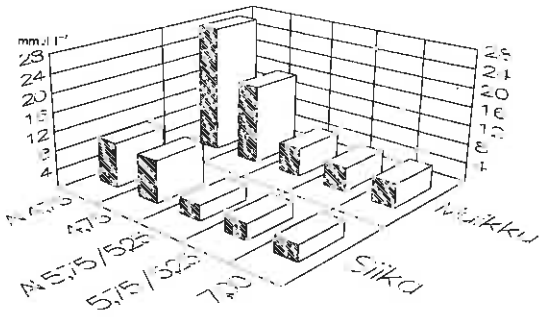
Sekä muikuilla että siioilla plasman natrium- ja kloridipitoisuus (kuva 4) olivat happamuusaltistuksessa huomattavasti pienemmät kuin vertailukaloilla. Alumiini vahvisti happamuuden vaikutusta (TUUNAINEN ym. 1986, 1988, VUORINEN ym. 1990). Plasman natrium- ja kloridi-ionien pitoisuuksien pieneneminen on lohen sukuisilla kaloilla yleisesti to-

dettu vaste happamuudelle (esim. LEIVESTAD ja MUNIZ 1976, MUNIZ ja LEIVESTAD 1980) ja alumiini vahvistaa tätä vaikutusta (WOOD 1989). WOOD ja McDONALDin (1987) mukaan plasman ionien menetys on tärkein syy kalojen kuolemiseen happamassa vedessä; heidän mukaansa noin 35 %:in väheneminen aiheuttaa kalojen menehtymisen lyhytaikaisessa altistuksessa. Happamoituneessa Isossa Lehmälammessakin siioilla plasman natrium- ja kloridipitoisuus olivat pienemmät kuin vertailujärven siioilla; ero oli noin 15 %. Sen sijaan eri asteisesti happamoituneiden järvien ahventen plasman ionipitoisuuksissa ei ollut yhtä selviä eroja (VUORINEN ym., käsikirjoitus b).

Ionien menetyksestä huolimatta siiat olivat kasvaneet hyvin Isossa Lehmälammessa (kohta VI.1.) ja olivat huomattavan lihavia. Siiat olivat kuitenkin hyvin hidasliikkeisiä (TUUNAINEN ym. 1990). Happamuudelle ja erityisesti happamuudelle ja alumiinille laboratoriossa altistetut siikanaaraat kasvoivat huonommin kuin vertailuryhmän naaraat (VUORINEN ym. 1990). Myös puronieriän kasvu heikkeni happamuusaltistuksessa (TAM ja PAYSON 1986) ja erityisen selvästi se huononi alumiinin vaikutuksesta happamassa vedessä (MOUNT ym. 1988a,b). Happamoituneiden järvien ja laboratorioaltistusten kalojen kasvutietojen vertaamista vaikeuttaa se, että luonnon vesissä kasvuun vaikuttavat veden laadun lisäksi monet muutkin tekijät (kohta IV.3.).

Veren glukoosipitoisuuden suurenemisen on osoitettu kaloilla ilmaisevan yleensä stressiä (WEDEMEYER ja McLEAY 1981). Muikut ja siiat ilmeisestikin kärsivät happamuus- ja happamuus-alumiinialtistuksesta, koska niiden veren glukoosipitoisuus oli suurentunut (TUUNAINEN ym. 1988, VUORINEN ym. 1990). Tässäkin tapauksessa alumiini voimisti happamuuden vaikutusta (kuva 5). Suurentunut veren glukoosipitoisuus saattoi kuitenkin liittyä myös veren osmoottisen tasapainon säilyttämiseen, kun plasman ionisäätely oli häiriintynyt (McDONALD 1983, SCHERER ym. 1986).

Siika- ja muikkunaaraat olivat koiraita herkempiä happamuus- ja alumiinialtistukselle, mikä ilmeni naaraiden pienempinä plasman ionipitoisuuksina ja suurempana veren glukoosipitoisuuden kasvamisena (TUUNAINEN ym. 1986, 1988, VUORINEN ym. 1990). Happamimman alumiinialtistuksen siikanaaraat myös kasvoivat vähiten. Altistukset tehtiin kutemaan valmistautuvilla kaloilla ja naarailla mädin tuottaminen vaatii huomattavasti energiaa. Naaraiden lisääntymistoimintojen aiheuttama fysiologinen rasitus selittänee niiden suuremman herkkyyden happamoitumiselle.



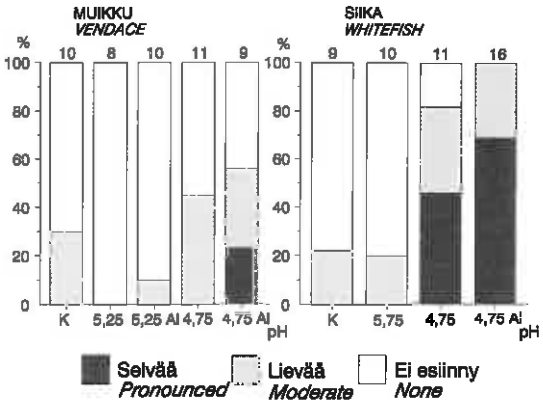
Kuva 5. Veren glukoosipitoisuus noin neljä kuukautta pH:lle 5,75 tai 4,75 ja alumiinipitoisuudelle (Al) 0 tai 150 µg Al l^{-1} altistetuilla siikakoirailla (*Coregonus wartmanni sensu* Svärdson 1979) ja pH:lle 5,25 tai 4,25 ja alumiinipitoisuudelle 0 tai 200 µg l^{-1} altistetuilla muikkukoirailla.

Fig. 5. Blood glucose concentration in whitefish (Coregonus wartmanni sensu Svärdson 1979 = siika) after four months' exposure to pH 5.75 and 4.75 with or without added aluminium (0 or 150 µg Al l^{-1}), and in vendace (= muikku) exposed to pH 5.25 and 4.75 with or without added aluminium (0 or 200 µg Al l^{-1}).

1.3. Vaikutukset kiduksiin

Happamuudelle ja alumiinille altistettujen emosiikojen ja -muikkujen sekä eri asteisesti happamoituneista järvistä pyydettyjen ahventen kidusten mahdollisia rakennemuutoksia tutkittiin histologisesti parafiini- ja muovileikkeistä. Lisäksi parafiinileikkeitä värjättiin limasolujen ja alumiinin osoittamiseksi.

Siian (TUUNAINEN ym. 1987) ja muikun (TUUNAINEN ym. 1988) kiduksissa alumiinin ja happamuuden aiheuttama lamellien tyviosan epiteelin hypertrofisuus (turvotus), joka oli pahinta happamimmassa vedessä (pH 4,75) alumiinille altistettaessa (kuva 6), viittaa ionisäätelyn kannalta keskeisten solujen, "kloridisolujen", koon ja/tai määrän suurenemiseen. Happamuuden ja/tai alumiinin aikaansaamaa lamel-



Kuva 6. Hypertrofian esiintyminen (% tutkituista yksilöistä) siian (*Coregonus wartmanni sensu* Svärdson 1979) ja muikun kiduslamellien tyviosissa eri altistuksissa. Pylvään päällä tutkittujen yksilöiden lukumäärä. Al tarkoittaa alumiinipitoisuutta, joka siika-altistuksessa oli 150 ja muikkualtistuksessa 200 µg Al l^{-1}.

Fig. 6. Percentage occurrence of hypertrophy in the lamellae of whitefish (Coregonus wartmanni sensu Svärdson 1979) and vendace exposed to water of low pH or low pH plus aluminium. The numbers of fish studied are shown above the columns. Al indicates an aluminium concentration of 150 µg l^{-1} in the whitefish test and 200 µg l^{-1} in the vendace test.

lien turvotusta on havaittu joillain muillakin lohensukuisilla kaloilla (Chevalier ym. 1985, Karlsson-Norrgren ym. 1986a, 1986b, Youson ja Neville 1987). Happamoituneiden järvien ahventen kiduksissa ei sen sijaan havaittu rakenteellisia muutoksia (Vuorinen ym., käsikirjoitus b). Myöskään Nikinmaa ym. (1990) eivät havainneet happaman järven (pH 4,4, Al 50 µg l^{-1}) ahventen kiduksissa muutoksia lukuunottamatta kloridisolujen kuopakkeita.

Pitkäaikaisessa altistuksessa alumiinia sitoutui sekä siikojen että muikkujen kidusepiteeliin. Alumiinin sitoutuminen happamuudelle ja alumiinille altistettujen lohensukuisten kalojen kiduksiin on todettu myös atomiabsorptiospektrofotometrisesti (Brumbaugh ja Kane 1985, Karlsson-Norrgren ym. 1986b) sekä röntgendiffraktiolla (Youson ja Neville 1987). Alumiinia sitoutui muikun kidusepiteeliin suunnilleen saman verran sekä pH:ssa 4,75 että pH:ssa 5,25. Sen sijaan pH:ssa 4,75 alumiinia sitoutui siian kidusepiteeliin huomattavasti enemmän kuin pH:ssa 5,75. Myös ahvenen kidusepiteeliin sitoutui alumiinia eniten happamassa järvessä (pH 4,3–4,8), jonka vedessä oli paljon alumiinia (Al 83–254 µg l^{-1}), mutta myös sellaisessa happamassa järvessä (pH 4,6–4,8), jonka veden alumiinipitoisuus oli pieni (Al 16–51 µg l^{-1}) (Vuorinen ym., käsikirjoitus b).

Liman erityksen on todettu lisääntyneen kaloilla pelkän happamuuden (Daye ja Garside 1976), mutta etenkin alumiinin vaikutuksesta (McCahon ym. 1987, Dietrich ja Schlatter 1989). Siian ja muikun kiduksista laskettujen limasolujen määrät eivät kuitenkaan poikenneet tilastollisesti merkitsevästi eri altistusten välillä (Tuunainen 1988, Vuorinen 1990). Ahvenella limasolujen määrä oli lisääntynyt vain hieman kaikkein happamimmassa ja eniten alumiinia sisältävässä järvessä (Vuorinen ym., käsikirjoitus b). Liman on osoitettu pystyvän sitomaan alumiinia ja siten estämään sen sitoutumista kiduksiin (McCahon ym. 1987). Siian, muikun ja ahvenen pitkäaikainen altistuminen alumiinille happamassa vedessä näytti kuitenkin aina johtavan alumiinin sitoutumiseen kidusepiteeliin.

Alumiinin tarkkaa vaikutustapaa kiduksissa ei tunneta, mutta sen on osoitettu lisäävän epiteelin ioniläpäisevyyttä happamassa vedessä. Lisäksi happamuus ja alumiini voivat aiheuttaa kidusepiteelin turpoamista ja lisätä liman erittymistä vaikeuttaen kaasujen vaihtoa (vrt. Wood ja McDonald 1987). Veriarvoista päätellen happamuudelle ja alumiinille altistetut siiat ja muikut saattoivat kärsiä ionisäätelyn häiriintymisen lisäksi hapen saannin vaikeutumisesta (Tuunainen ym. 1988, Vuorinen ym. 1990). Hapen saannin vaikeutumiseen viittaavia oireita oli myös eri asteisesti happamoituneista järvistä pyydetyissä siioissa (Tuunainen ym. 1990) ja ahvenissa (Vuorinen ym., käsikirjoitus b).

2. Hedelmöityminen

Happamoitumisen vaikutusta hedelmöitymiseen tutkittiin hauella (Tuunainen ym. 1987, 1988), särjellä (Tuunainen ym. 1988, 1990), lahnalla (Tuunainen ym. 1990) ja vaellussiialla (*C. lavaretus*; Tuunainen ym. 1989).

Hedelmöityminen ei näytä olevan kovin herkkä happamuudelle. Happamammassa vedessä kuin pH 4,0 useimpien kalalajien hedelmöityminen epäon-

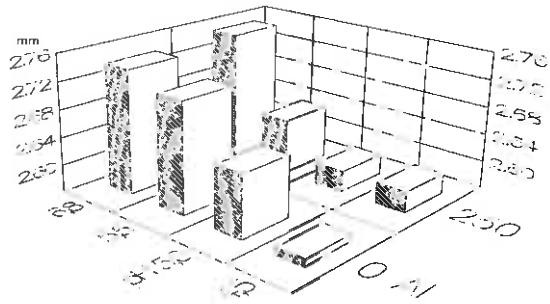
nistuu (PETERSON ym. 1982). Vaellussiian maiti denaturoitui täysin pH:ssa 3,5 (TUUNAINEN ym. 1989). Useiden kalalajien siittiöiden liikkumisajan on osoitettu lyhenevän veden happamuuden kasvaessa (HUDD ym. 1984). Vaikka hedelmöitymistä voi tapahtua melko happamassakin, hedelmöitymisprosentti on kuitenkin ilmeisesti sitä pienempi mitä happamampaa vesi on. Tämä osoitettiin vaellussiialla, jolla pH:ssa 4,0 ei munia juuri hedelmöitynyt ja vielä pH:ssa 5,0 hedelmöityvyys oli vähäisempää kuin pH:ssa 6,8. Myös alumiini näytti heikentävän vaellussiian hedelmöitymistulosta. Tässä voi olla kyse myös siitä, että alumiini toimiessaan puskurina, on estänyt hedelmöitymisveden pH:n nousua, sillä mäti ja maiti pyrkivät nostamaan testiveden pH:ta. Hyvin vahvasti puskuroidussa liuoksessa useiden kalalajien hedelmöityminen ja alkukehitys olivatkin erittäin herkkiä happamuudelle (GILLET ja ROUBAUD 1986).

Happamuuden on todettu vähentävän mm. lohen, kirjolohen ja puronieriän mätimunien turpoamista eli hedelmöitymisen jälkeistä vedenottoa (PETERSON ja MARTIN-ROBICHAUD 1982, ROMBOUGH ja JENSEN 1985, ST-PIERRE ja MOREAU 1987). Veden happamuus ja alumiini vähensivät myös vaellussiian mätimunien turpoamista (kuva 7). Mitä vähemmän muna oli turvonnut sitä sameampi sen kuori oli ja sitä pienempi oli perivitelliiniontelo, jossa alkio kehittyy (TUUNAINEN ym. 1989). Lahnankin mätimunien turpoamista happamuus vähensi, mutta vaikutus ei ilmennyt yhtä selvästi kuin vaellussiialla (TUUNAINEN ym. 1990).

3. Alkionkehitys

Happamuuden ja alumiinin vaikutusta alkioihin tutkittiin hauella (TUUNAINEN ym. 1987, 1988), särjellä (TUUNAINEN ym. 1988, 1990), vaellussiialla (TUUNAINEN ym. 1989) ja lahnalla (TUUNAINEN ym. 1990).

Särjen alkioita altistettiin sekä järviveteen (TUUNAINEN ym. 1988) että synteettiseen veteen (TUUNAINEN ym. 1990) tehdyissä liuoksissa. Järviveden kalsiumpitoisuus oli 3,5-kertainen ja magnesiumpitoisuus 2,5-kertainen synteettisen veden vastaaviin pitoisuuksiin nähden. Synteettisen veden tärkeimpien

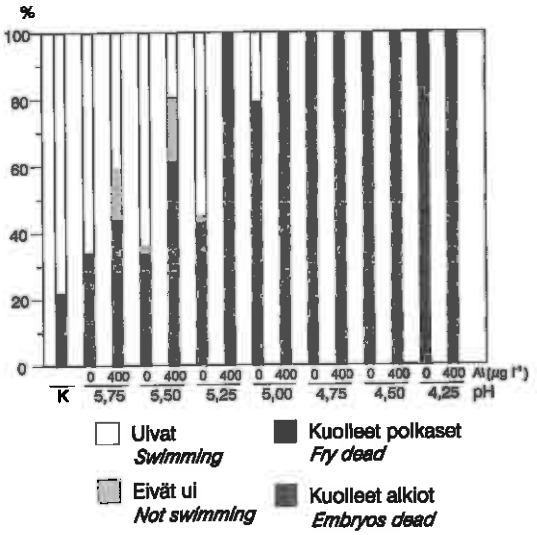


Kuva 7. Vaellussiian munien halkaisija silloin kun mäti oli hedelmöitetty ja turvotettu testiliuoksissa, joiden pH oli 4,5, 5,0, 5,5 tai 6,8 ja alumiinipitoisuus (Al) 0 tai 250 µg l^{-1}.

Fig. 7. Diameter of whitefish (Coregonus lavaretus) eggs fertilized and incubated in test water at pH 4.5, 5.0, 5.5 or 6.8 and an aluminium concentration (Al) of 0 or 250 µg l^{-1}.

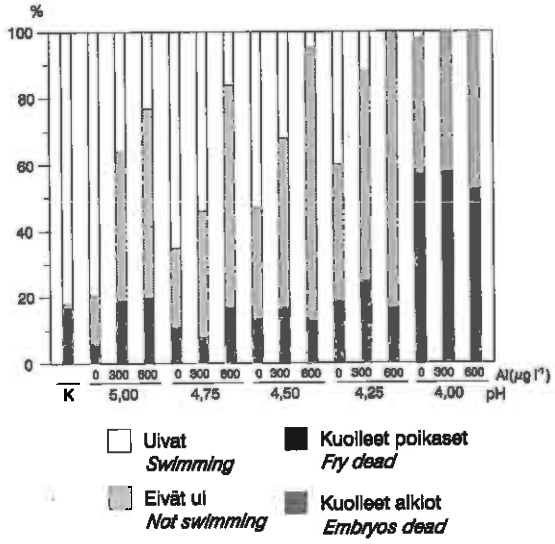
ionien pitoisuudet vastasivat happamoituneiden järvien veden ionien pitoisuuksia; synteettisestä vedestä kuitenkin puuttui esimerkiksi orgaaninen aines ja pii. Särjen varhainen alkiovaihe oli herkkä happamuudelle; poikasia ei kuoriutunut pH:ssa < 5,0. Alkioiden herkkyyteen happamuudelle vaikuttivat myös muut vedenlaatutekijät, sillä järviveteen tehdyissä testiliuoksissa särjen poikasia kuoriutui jonkin verran jopa pH:ssa 5,0 alumiinittomassa vedessä (kuva 8) (TUUNAINEN ym. 1988), mutta synteettiseen veteen tehdyissä liuoksissa ei elinkelpoisia poikasia kuoriutunut edes pH:ssa 5,5 (TUUNAINEN ym. 1990). Särjen kuoriutumistulos oli järviveteenkin tehdyissä testiliuoksissa jopa pH:ssa 5,75 huonompi kuin vertailuryhmässä (pH 6,8). Suuri alumiinipitoisuus (400 µg l^{-1}) lisäsi alkioiden kuolleisuutta; pienin alumiiniveden pH, jossa poikasia kuoriutui järviveteen tehdyissä liuoksissa, oli 5,25 (kuva 8) (TUUNAINEN ym. 1988). Lahnan alkio oli jokseenkin yhtä herkkä happamuudelle kuin särjen alkio (TUUNAINEN ym. 1990). Särjen kuoriutuminen ei viivästynyt testiliuoksissa; pikemminkin se hiukan aikaistui alumiiniliuoksissa.

Hauen alkiovaihe kesti hyvin happamuutta samoin kuin on todettu taimenen ja lohenkin alkioista (CARRICK 1979). Alkiota ympäröivän perivitelliininesteen pH oli lohella ja taimenella suurempi kuin ympäröivän veden pH (JOHANSSON ym. 1981). Ilmeisesti hauenkin alkio pystyy hyvin puskuroimaan perivitelliininestettä. Alkionkehitys oli normaalia jopa pH:ssa 4,0 silloinkin, kun veteen oli lisätty



Kuva 8. Särjen alkioiden ja poikasten kuolleisuus sekä uivien ja uimattomien poikasten osuus noin 10 vuorokautta kuoriutumisajankohdan jälkeen. Mäti oli hedelmöitetty vertailuvedessä ja haudottiin happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan (0 tai 400 µg l^{-1}) erilaisissa testivesissä, joissa myös poikaset koko ajan olivat. K = vertailuvesi; pH 6,8.

Fig. 8. Mortality of roach embryos and fry, and the proportions of swimming and non-swimming fry 10 days after hatching. The eggs were fertilized in control water and incubated in test water (made with lake water) with different pHs and aluminium concentrations (0 or 400 µg l^{-1}), in which the fry were also kept. K = control; pH 6.8.

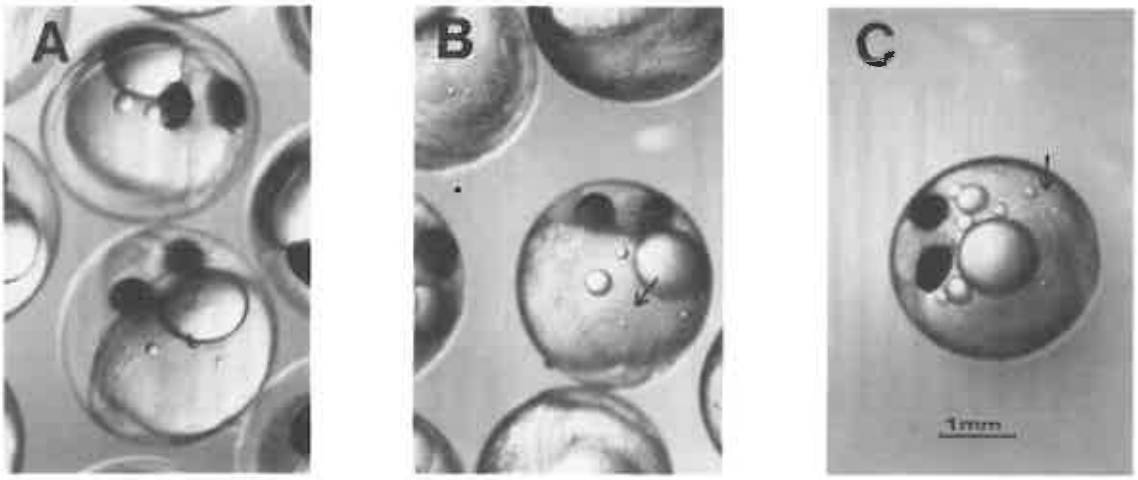


Kuva 9. Hauen alkioiden ja poikasten kuolleisuus sekä uivien ja uimattomien poikasten osuus ensimmäisenä päivänä, jolloin kaikki normaalit vertailuryhmän poikaset uivat. Mäti oli hedelmöitetty vertailuvedessä ja haudottiin happamuudeltaan ja alumiinipitoisuudeltaan erilaisissa testivesissä, joissa myös poikaset koko ajan olivat. K = vertailuvesi; pH 6,8.

Fig. 9. Mortality of pike embryos and fry, and the proportions of swimming and non-swimming fry on the first day on which all the control fry were swimming. The eggs were fertilized in the control water and incubated in test water (made with lake water) with different pHs and aluminium concentrations, in which the fry were also kept. K = control; pH 6.8.

alumiinia (Tuunainen ym. 1987, 1988). Tässä pH:ssa kuoriutuminen kuitenkin viivästyi ja osittain estyi, joten poikasia kuoriutui vähemmän (kuva 9). Jonkin verran kuoriutuminen viivästyi vielä pH:ssa 4,5; enemmän se viivästyi suuremmissa alumiinipitoisuuksissa (Tuunainen ym. 1987). Kuoriutumisen viivästymisen ja estymisen on päätelty johtuvan kuoriutumisentsyymin aktiivisuuden vähenemisestä happamassa vedessä (Runn ym. 1977).

Hauen kuoriutumisen viivästymisen osoitettiin johtuvan altistumisesta happamuudelle kuoriutumisaikaan eikä aikaisemmalla haudonta-pH:lla ollut siihen vaikutusta (Tuunainen ym. 1987). Happamuuden aiheuttamaa kuoriutumisen viivästymistä ja estymistä onkin todettu lajeilla (ahven; Runn ym. 1977, Rask 1983b, Hudd ym. 1984, hauki; Tuunainen ym. 1987 ja lohi; Peterson ym. 1980), joiden alkiovaihe kestää happamuutta selvästi paremmin kuin särjen alkio. Happamuuden on todettu vähentävän vaellussiian (Tuunainen ym. 1989) ja lohen (Peterson ja Martin-Robichaud 1983) alkioiden liikkumista. Vaellussiian alkiot eivät liikkuneet lainkaan pH:ssa 4,5 ja pH:ssa 5,0 ne liikkuivat vain harvakseen. Näytti jopa siltä, että ne eivät olisi pystyneetkään liikkumaan, koska perivitelliiniontelo oli jäänyt pieneksi (kuva 10). Alkion liikkumisella saattaa olla tärkeä merkitys alkion ja perivitelliininesteen ja toisaalta perivitelliininesteen ja ympäröivän veden välisessä hapen ja aineenvaihduntatuotteiden siirtymisessä. Happamissa liuoksissa vaellussiian alkioiden ympärille kertyi sakkaa, jollaista ei ollut vertailuryhmän munissa. Alkioiden liikkumatto-



Kuva 10. Vaellussiian munia alkioineen (260 päiväastetta) kuvattuna ruskuaisen eli vatsan puolelta kokeesta, jossa mäti oli hedelmöitetty, turvotettu ja haudotettu synteettiseen veteen tehdyissä testiliuoksissa. pH:ssa 6,8 (A) normaalisti turvonneita munia. Perivitelliinitila, jossa alkio kehittyy, on suuri ja munan kuori kirkas. pH:ssa 5,0 (B) ja 4,5 (C) munat ovat pienempiä ja alkiot ovat — varsinkin pH:ssa 4,5 — litistyneinä kuoren ja ruskuaisen väliin (vrt. alkioiden päitä). Perivitelliininesteessä on sakkaa, alkioiden takaruumis on epänormaalisti taipunut (nuoli) ja alkiot ovat heikommin kehittyneitä kuin pH:ssa 6,8.

Fig. 10. Whitefish (Coregonus lavaretus) eggs with embryos (260 day-degrees, °C) in an experiment in which the eggs were fertilized and incubated in test water. Normally swelled eggs at pH 6.8 (A). The space where the embryo develops (perivitelline space) appears large and the chorion translucent. At pH 5.0 (B) and 4.5 (C) the eggs are smaller and the embryos — especially at pH 4.5 — are compressed between the yolk and the chorion (cf. heads of embryos). The perivitelline fluid contains deposits, the caudal end of the body is abnormally bent (arrows) and the embryos are less developed than at pH 6.8.

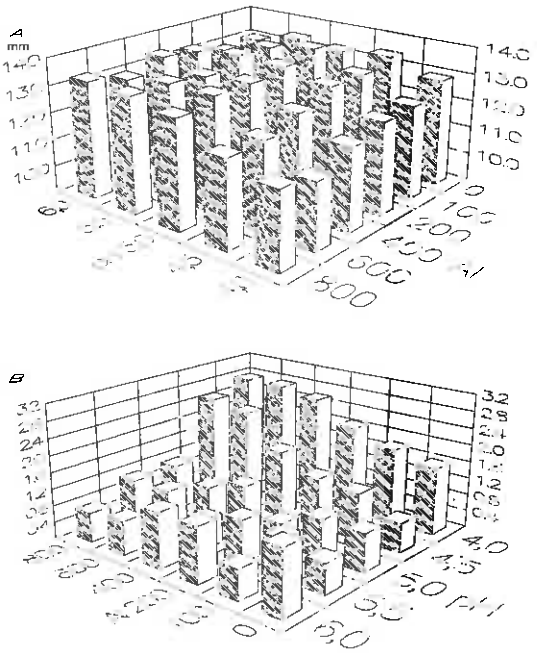
muuskin voi vaikuttaa kuoriutumisen viivästymiseen ja estymiseen. Vaellussiian poikasia ei kuoriutunut synteettisessä vedessä pH:ssa 5,0 eikä myöskään pH:ssa 5,5, jos veteen oli lisätty alumiinia 250 $\mu g\ l^{-1}$.

4. Poikaset

Happamuuden ja alumiinin vaikutusta vastakuoriutuneisiin poikasiin tutkittiin hauella, särjellä, muikulla, kuhalla ja ahvenella sekä plankton-, vaellus- ja peledsiialla (*C. peled*) sekä järvikutuisella siialla (*C. wartmanni*). Planktonsiialla tutkittiin vaikutusta myös kesänvanhoihin poikasiin.

Heti kuoriutumisen jälkeen hauen poikasten kuolleisuus oli vain pH:ssa 4,0 selvästi suurempaa kuin vertailuryhmässä (Tuunainen ym. 1987, 1988). Särjen poikaset eivät olleet kuolleisuuden perusteella pelkälle happamuudelle sen herkempiä kuin alkiot, mutta alumiinille ne olivat herkempiä (Tuunainen ym. 1988). Happamuus ja alumiini viivästyttivät sekä hauen että särjen poikasten uimaan lähtemistä (kuvat 8 ja 9). Hauen poikasten kehittymistä seurattiin tarkemmin: happamuudelle ja alumiinille altistaminen hidasti poikasten ruskuaisen imeytymistä ja vähensi niiden kasvua (kuva 11). Alumiinin ja happamuuden todettiin vähentävän kaikkien tutkittujen lajien vastakuoriutuneina altistettujen poikasten uintiaktiivisuutta (Tuunainen ym. 1987, 1988, 1990). Alumiini vähensi särjen poikasten uintiaktiivisuutta jopa pH:ssa 5,75 (kuva 8) ja hauen poikasten uintiaktiivisuutta ainakin vielä pH:ssa 5,0 (kuva 9).

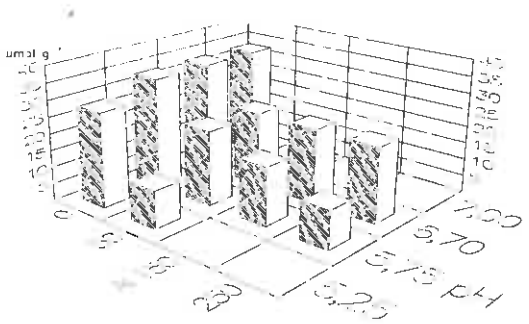
Vastakuoriutuneiden poikasten passiivisuus altistettaessa happamuudelle, ja erityisesti altistettaessa happamuudelle ja alumiinille, johtuu ilmeisesti ionitasapainon häiriöistä. Särjen poikaset menettivät vuorokaudessa natriumioneja synteettisessä vedessä pH:ssa 5,25 alumiinipitoisuudessa 50 $\mu g\ l^{-1}$ saman verran kuin pH:ssa 5,75 alumiinipitoisuudessa 250 $\mu g\ l^{-1}$ (kuva 12) (Tuunainen ym. 1990). Ionitasapainon häiriön seurauksena ruskuaispussipoikasten kehitys hidastuu, mikä näkyi hauella hapenkulutuksen



Kuva 11. Happamuudeltaan (pH) ja alumiinipitoisuudeltaan (Al, µg l^{-1}) erilaisissa testiliuoksissa kuoriutuneiden ja altistuneiden hauen poikasten A) pituus ja B) ruskuaispussin koko (0 = ei ruskuaista – 3 = runsaasti ruskuaista) silloin, kun vertailuryhmän poikaset alkoivat uida.

Fig. 11. A) Body length and B) size of yolk sac (0 = no yolk – 3 = abundant yolk) of pike fry hatched in test water with different pHs and aluminium concentrations (Al, µg l^{-1}) at the time when the fry in the control group started to swim.

vähenemisenä, sydämen sykkeen ja hengitysliikkeiden harvenemisena sekä ruskuaisen imeytymisen ja poikasen kasvun hidastumisena (TUUNAINEN ym. 1988). Hauen poikasten kiduksissa oli pH-arvoissa 4,25–5,00 alumiinipitoisuuksissa ≥ 300 µg l^{-1} kellertävää sakkaa, joka ilmeisesti muodostui kidusten limasta ja alumiinista. Sakka saattoi estää poikasten hapensaantia. Ruskuaisen imeytymisen ja kasvun hidastuminen happamuuden ja alumiinin vaikutuksesta todettiin myös siialla ja särjellä (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1990). Kehityksen hidastuminen ilmeni tutkituista lajeista erityisen selvästi hauella — ehkä sen vuoksi, että hauella on suurin ruskuaispussi, jolloin ruskuaispussivaihe kestää kauan ja toisaalta hauki kestää altistusta kauan. Hauen kehityksen hidastuminen on havaittu myös altis-



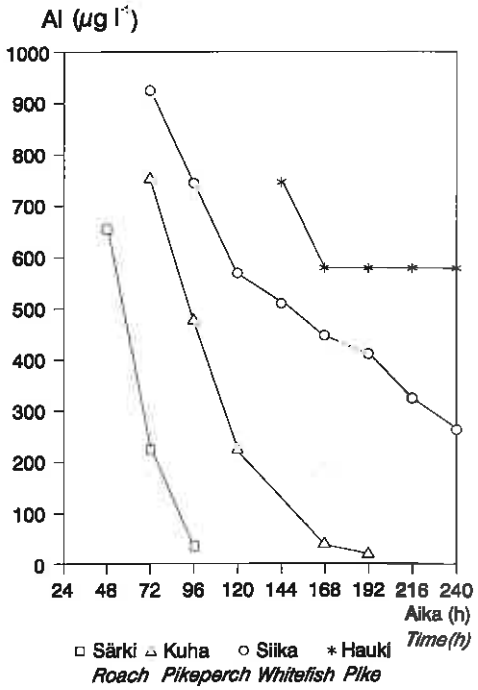
Kuva 12. Vuorokauden ajan pH:ssa 5,25, 5,75 ja 6,7 alumiinille (0, 50, 150 ja 250 µg l^{-1}) synteettisessä vedessä altistettujen vastakuoriutuneiden särjen poikasten kokonaisnatriumpitoisuus. Vertailuryhmä (pH 7, Al 0 µg l^{-1}) oli ionivaihdetulla vedellä 1:1 laimennetussa vesijohtovedessä.

Fig. 12. Total body sodium content of roach fry exposed for a day directly after hatching to pH 5.25, 5.75 and 6.7 and to aluminium (0, 50, 150 and 250 µg l^{-1}). The control group (pH 7, Al 0 µg l^{-1}) was kept in tap-water diluted 1:1 with ion-exchanged water.

tettaessa vastakuoriutuneita poikasia happamoituneiden järvien vedelle (SIPPONEN 1978, VUORINEN ym. 1988). Pituuskasvu korreloi hyvin testiveden pH:n pienenemisen ja alumiinipitoisuuden suurenemisen kanssa, eli se ilmensi hyvin järvien veden laatua (VUORINEN ym. 1988). Alumiini vaikutti synergistisesti happamuuden kanssa myös vastakuoriutuneiden puronieriän poikasten kasvuun, kehittymiseen ja liikkumisaktiivisuuteen (CLEVELAND ym. 1986). pH 4,5 jo sinänsä hidasti puronieriän poikasten kasvua ja kehittymistä ja vähensi niiden liikkumista; ne mm. ottivat ravintoa vain satunnaisesti. Jos alumiinia lisättiin 300 µg l^{-1}, nämä vaikutukset havaittiin jo pH:ssa 5,5 (CLEVELAND ym. 1986). Luonnossa tällaiset poikaset ovat myös alttiita predaatiolle; passiiviset poikaset todennäköisesti menehtyvät ennen pitkää.

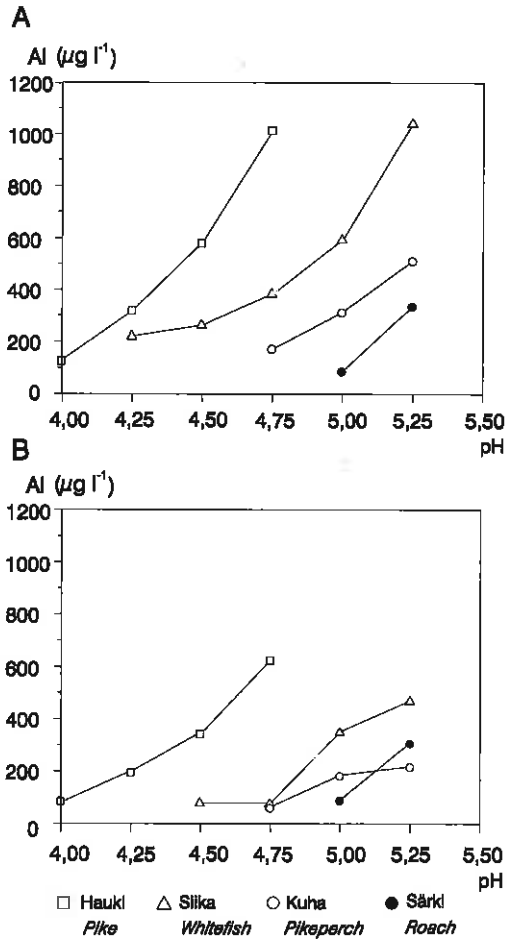
Planktonsiian vastakuoriutuneet poikaset olivat herkempiä happamuudelle ja alumiinille kuin kesänvanhat poikaset (TUUNAINEN ym. 1986, 1987). Myös puronieriän vastakuoriutuneet poikaset olivat herkempiä alumiinille happamassa vedessä kuin vanhemmat poikaset (CLEVELAND ym. 1986).

Lyhytaikaisesti poikaset — varsinkin kestävämpien lajien poikaset — voivat kestää happamassa vedessä huomattavasti suurempia alumiinipitoisuuksia kuin pitkäaikaisessa altistuksessa (kuva 13). Poi-



Kuva 13. Altistusajan vaikutus eri kalalajien vastakuoriutuneiden poikasten alumiinin sietoon. Alumiinipitoisuudet, joissa puolet poikasista oli kuollut, kunakin testivuorokautena pH:ssa 4,5 kymmenen vuorokautta kestäneen testin aikana. Siikamuoto oli planktonsiika.

Fig. 13. Effect of exposure time on aluminium tolerance of fish fry. The aluminium concentrations at which half of the fry died during 10-day exposure at pH 4.5. The whitefish was Coregonus pallasi Valenciennes.

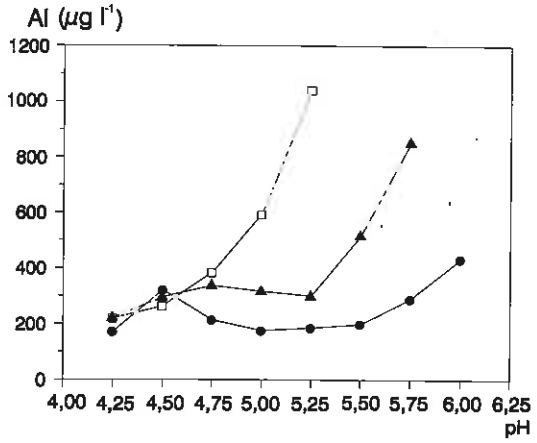


Kuva 14. A) Alumiinipitoisuudet happamuudeitaan erilaisissa testiliuoksissa, joissa puolet vastakuoriutuneista poikasista kuoli 10 vuorokaudessa. B) Alumiinipitoisuudet happamuudeitaan erilaisssa testiliuoksissa, joissa puolet vastakuoriutuneista poikasista oli kuollut tai makasi kyljellään 10 vuorokauden kulattua testin aloittamisesta. Siikamuoto oli planktonsiika.

Fig. 14. A) The aluminium concentrations at which half of the newly hatched fry died at different pHs in 10-day exposure. B) The aluminium concentration at which half of the fry died or remained lying on the bottom 10 days after the beginning of exposure. The whitefish was Coregonus pallasi Valenciennes.

kasiin vaikuttavat kuitenkin jo akuutisti tappavia pitoisuuksia paljon pienemmät pitoisuudet. Kymmenen vuorokauden testissä särjellä ei ollut eroa tappavan ja uintiaktiivisuuteen vaikuttavan alumiinipitoisuuden välillä, mutta happamoitumista paremmin kestävillä hauella ja siialla näissä oli suuri ero (kuva 14). Vastakuoriutuneiden poikasten selviytymistä happamoituneissa vesistöissä onkin luotettavinta arvioida subletaalivaikutusten perusteella. Lyhytaikaisesta happamuudelle ja alumiinille altistumisesta selviytymistä kuvannee kyllä letaalitestikin.

Happamoituvien vesien haitallisuus kaloille johtuu vetyioni- ja alumiinipitoisuuden kasvusta, mutta myös muut vedenlaatutekijät vaikuttavat. Alumiini oli planktonsiialle pH:ta 4,75 suuremmissa pH-arvoissa myrkyllisempää synteettiseen veteen kuin järviveteen tehdyissä liuoksissa (kuva 15). Synteet-



Kuva 15. Alumiinin letaali pitoisuus eri pH-arvoissa vastakuoriutuneille planktonsiian poikasille järviveteen (□, Ca 0,11–0,14 mmol l^{-1}) ja synteettiseen veteen (▲, Ca 0,01–0,04 mmol l^{-1}) tehdyissä liuoksissa sekä vaellussiian vastakuoriutuneille poikasille synteettiseen veteen tehdyissä liuoksissa (●). Testiaika oli 10 vuorokautta.

Fig. 15. The lethal concentration of aluminium as a function of pH for newly hatched fry of Coregonus pallasi Valenciennes, in test water made with lake water (□, Ca 0.11–0.14 mmol l^{-1}) and synthetic water (▲, Ca 0.01–0.04 mmol l^{-1}), and for newly hatched fry of C. lavaretus, in test water made with synthetic water (●). The exposure time was 10 days.

tisessä vedessä kalsiumpitoisuus oli noin 3,5 kertaa pienempi (0,034 mmol l^{-1}) kuin järvivedessä ja siinä ei ollut orgaanista ainetta (TUUNAINEN ym. 1990). Taimenellekin alumiini oli myrkyllisempää silloin, kun veden kalsiumpitoisuus oli pieni (READER ym. 1988). Orgaanisella aineella on merkitystä happamoituvan veden myrkyllisyyteen; humuksinen hapan vesi oli kirjolohelle vähemmän myrkyllistä kuin vain vähän humusta sisältävä vesi (HULSMAN ym. 1983). Veden laatutekijät vaikuttavat alumiinin kemiaan ja siten myrkyllisyyteen (DRISCOLL ym. 1980). Kuitenkin myrkyllisenä pidetyn labiilin alumiinin pitoisuus oli jopa pienempi synteettiseen veteen tehdyissä liuoksissa kuin järviveteen tehdyissä liuoksissa; tästä huolimatta synteettisessä vedessä alumiini oli myrkyllisempää.

5. Lajien herkkyyserot

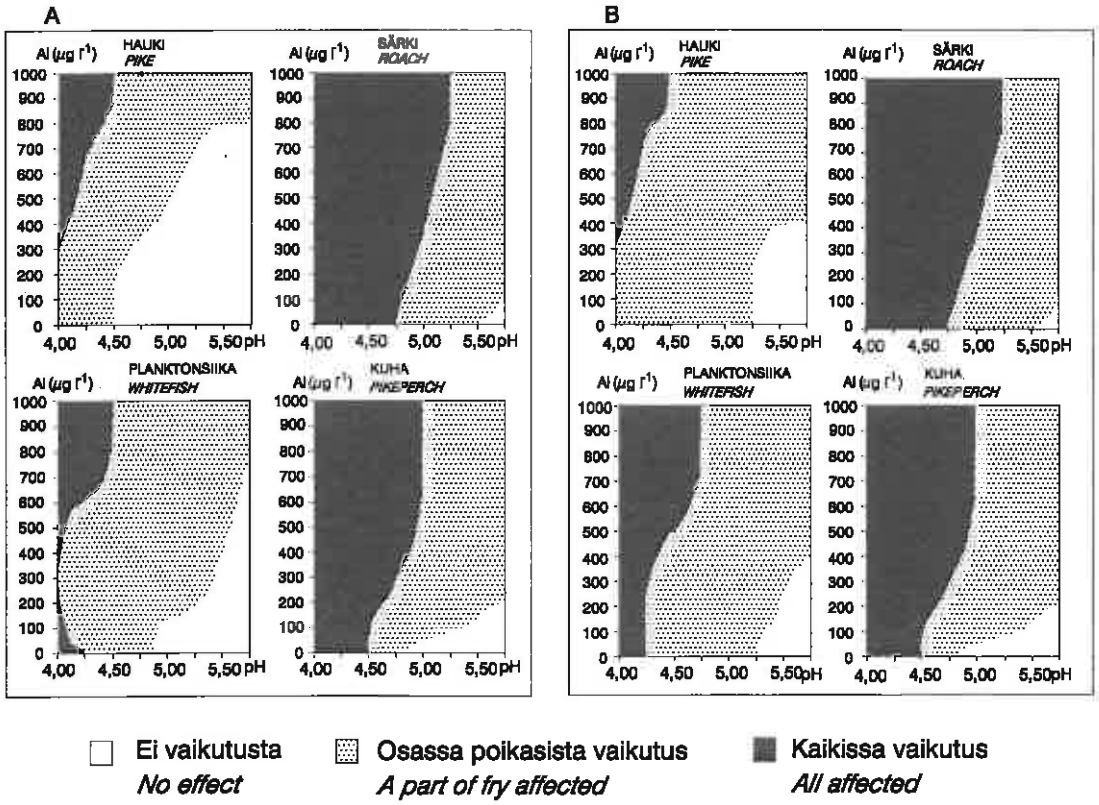
Lajien herkkyysjärjestys happamuudelle ja alumiinille oli vastakuoriutuneiden poikasten kuolleisuuden ja uintiaktiivisuuden mukaan: särki > kuha > planktonsiika ≈ ahven > hauki (kuva 14) (TUUNAINEN ym. 1987, VUORINEN 1987). Yleensä testi kesti 10 vuorokautta. Ahvenella se kesti lyhemmän ajan, mutta ahvenen herkkyys oli suunnilleen sama kuin planktonsiian herkkyys. Muiden siikakalojen: muikku, järvikutuinen siika, peledsiika ja vaellussiika, herkkyyttä verrattiin planktonsiian herkkyyteen. Ahvenella tutkittiin lisäksi neljästä happamuudeltaan erilaisesta järvestä peräisin olevien kantojen herkkyyseroja. Lajivertailut tehtiin järviveteen tehdyillä liuoksilla, joiden kalsiumpitoisuus oli 0,11–0,12 mmol l^{-1}.

Poikaset kestivät happamuutta sitä paremmin mitä pienempi testiveden alumiinipitoisuus oli (kuvat 14 ja 16). Tämä päti pääsääntöisesti kaikkien tutkittujen lajien poikasiin (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1990).

Suurin osa hauista (TUUNAINEN ym. 1987) pysyi elossa 10 vuorokauden testin ajan pienissä alumiinipitoisuuksissa (Al ≤ 100 µg l^{-1}) silloinkin, kun pH oli < 4,5 (kuva 16). Uintiaktiivisuuden perusteella hauen poikasille jokseenkin haitaton pH oli > 5,25, ainakin silloin kun alumiinipitoisuus oli ≤ 300 µg l^{-1}.

Happamuutta kestivät parhaiten ne ahvenen poikaset, jotka olivat peräisin happamoituneimmasta järvestä: jonkin verran näitä poikasia säilyi hengissä testin ajan jopa pH:ssa 4,0. Happamuudelle herkimpiä olivat vähiten happamasta järvestä peräisin olevat ahvenet: pH 4,0 oli niille kuten kahden muunkin järven ahvenille letaali, mutta kuolleisuus oli suurta pH:n 4,25 pienimmissäkin alumiinipitoisuuksissa (TUUNAINEN ym. 1988). Alumiini lisäsi kaikkien ahvenkantojen poikasten happamuusherkkyyttä. Esimerkiksi pH:ssa 4,75 alumiinipitoisuudessa > 200 µg l^{-1} kaikista neljästä järvestä peräisin olevien ahventen uintiaktiivisuus väheni huomattavasti.

Planktonsiialle (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1990) pH ≤ 4,25 oli tappava; poikaset kestivät kuitenkin paremmin alhaista pH:ta silloin, kun vedessä oli pieniä pitoisuuksia alumiinia (kuva 16). Vaikka pH:ssa 5,25 merkittävää kuolleisuutta oli vain suuremmissa alumiinipitoisuuksissa, ilmenivät vaikutukset uintiaktiivisuuteen tässä pH:ssa selvästi jo alumiinipitoisuudessa 200 µg l^{-1}. Vielä pH:ssa 5,5 ilmeni vaikutuksia uintiaktiivisuuteen. Järvikutui-



Kuva 16. Happamuuden ja alumiinipitoisuuden myrkyllisyysrajat hauen, särjen, planktonsiian ja kuhan poikasille (A) kuolleisuuden ja (B) uintiaktiivisuuden perusteella. Poikasia oli altistettu happamuudelle ja alumiinille järviveteen (kalsiumia noin 4,6 mg l^{-1} = 0,115 mmol l^{-1}) tehdyissä liuoksissa kymmenen vuorokautta.

Fig. 16. The toxic limit values for acidity and aluminium according to A) mortality and B) swimming activity in pike, roach, whitefish (Coregonus pallasi Valenciennes) and pike-perch fry. The fry were exposed for 10 days to acidity and aluminium in test water made with lake water (calcium 4.6 mg l^{-1} = 0.115 mmol l^{-1}).

sen siian (Tuunainen ym. 1988) herkkyys happamuudelle ja alumiinille oli suunnilleen samanlainen kuin planktonsiian herkkyys. Myöskään muikun (Tuunainen ym. 1988) herkkyys happamuudelle ei poikennut paljoa planktonsiian herkkyydestä. Peledsiika (Tuunainen ym. 1988) sen sijaan poikkesi selvästi planktonsiiasta niin, että uintiaktiivisuuden perusteella se oli huomattavasti herkempi happamuudelle kuin planktonsiika eikä alumiinipitoisuudella ollut kovinkaan paljon merkitystä silloin, kun pH oli < 5,0. Letaali pH oli ≤ 4,25, mutta vaikutus alumiinittomassa vedessä uintiaktiivisuuteen loppui vasta pH:ssa 5,5. Tässä pH:ssa alumiini vielä selvästi vähensi uintiaktiivisuutta. Vaellussiika oli herkempi happamuudelle ja alumiinille kuin planktonsiika (Tuunainen ym. 1990).

Kuhalle (Tuunainen ym. 1987) pH ≤ 4,5 oli tappava, samoin pH 4,75 silloin, kun alumiinipitoisuus oli > 200 µg l^{-1}, mutta alumiinittomassakin liuoksessa esiintyi kuolleisuutta (kuva 16). Vielä pH:ssa 5,25 kuolleisuus oli suurta suurissa alumiinipitoisuuksissa. Kuolleisuuteen ja uintiaktiivisuuteen vaikuttavien arvojen välillä ei ollut juuri eroa.

Särjelle (Tuunainen ym. 1987, 1988) pH 5 oli jokseenkin letaali, jos alumiinipitoisuus oli > 100 µg l^{-1} (kuva 16). Kuolleisuus oli suurta pH:ssa 5,25,

kun alumiinipitoisuus oli ≥ 200 µg l^{-1}. pH 5,75 oli jokseenkin haitaton kuolleisuuden ja uintiaktiivisuuden perusteella. Tappavien ja uintiaktiivisuuteen vaikuttavien arvojen välillä ei ollut eroa. Kuitenkin pH 5,25 jo sinällään vähensi särjen poikasten kasvua; samoin alumiini pitoisuutena 50 µg l^{-1} pH:ssa 5,50 ja pitoisuutena 100 µg l^{-1} pH:ssa 5,75 vähensi kasvua. Kasvun heikkeneminen ilmaisee häiriöitä elintoiminnoissa ja voi vähentää poikasten selviytymismahdollisuuksia luonnonvesissä.

Vedenlaatuerojen ja erilaisten testaustapojen vuoksi on vaikea verrata muualla tehtyjen testien perusteella lajien herkkyyttä happamuudelle ja alumiinille. Karkeaa vertailua voi kuitenkin esittää. Granden ym. (1978) mukaan eräiden lohensukuisten kalojen herkkyysjärjestys happamoitumiselle on kirjolohi > lohi > taimen > puronieriä. Heidänkin mukaansa muun muassa kantojen väliset erot aiheuttavat kuitenkin vaihtelua. Lohen poikaset näyttivät olevan herkempiä (Fivelstad ja Leivestad 1984) kuin herkimmän siikamuodon, vaellussiian poikaset (Tuunainen ym. 1990).

Alumiinilla on selvä myrkkyvaikutus happamoituvissa vesissä, ja sen myrkyllisyys riippuu pH:sta. Alumiinin ja vetyionien myrkyllisyyden lisäksi happamoituvissa vesissä vaikuttavat veden muutkin laatutekijät ja näiden tekijöiden merkitys voi olla eri kalalajeille erilainen. Siten on mahdotonta ilmoittaa tarkkoja tappavan ja haitattoman pH:n ja alumiinipitoisuuden raja-arvoja. Happamoitumiselle herkkien vesistöjen veden laatu muuttuu laskeuman vaikutuksesta kuitenkin yleensä samansuuntaisesti, vaikka esimerkiksi valuma-alueen laadulla on suuri merkitys vesistön veden laadun muutoksille (Vuorinen ym., käsikirjoitus a). Suuntaa-antavia raja-arvoja tällaisistä vesistä voidaan siten antaa. Tappavat ja haitattomat pH-arvot ja alumiinipitoisuudet voivat olla aivan toiset humusjärvissä tai alunamailta valuvien vesien vuoksi happamissa vesistöissä kuin laskeuman vuoksi happamoituvissa kirkkaissa vesissä.

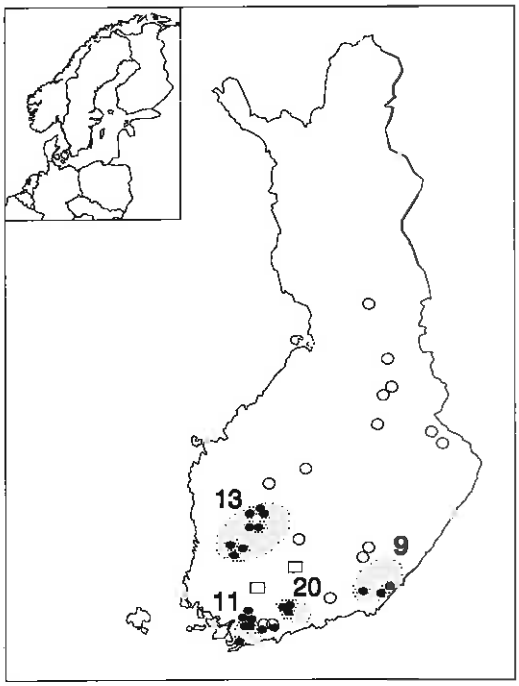
Kalalaji ei häviä happamoituvasta vedestä heti, kun sille haitallinen pH-arvo alittuu tai alumiinipitoisuus ylittyy, vaan häviäminen on vähittäistä. Ensiksi kuolevat herkimpien kehitysvaiheiden herkimmät yksilöt, mutta sitten happamoituminen vaikuttaa ilmeisesti samanaikaisesti useissa elämänkierron vaiheissa. Näin kalapopulaatio harvenee happamoitumisen edetessä.

IV. Happamoitumisen vaikutukset kalakantoihin

Kalakantatutkimusten perusaineiston muodostivat 80 järveä (kuva 17), joista kalanäytteet kerättiin koeverkkosarjalla vuosina 1985–1987 (Rask ym. 1986, Tuunainen ym. 1986, 1987, 1988). Järviä valittaessa huomiota kiinnitettiin niiden happamoitumisherkkyyteen ja mukaan otettiin mm. noin 20 sellaista järveä, joiden tiedetään happamoituneen laskeuman vaikutuksesta viimeisten vuosikymmenten aikana (Tolonen ja Jaakkola 1983, Simola ym. 1985, Tolonen ym. 1986, Huttunen ym. 1990). Kalakantatutkimusten alkuvaiheessa happamoitumisen vaikutuksista tehtiin kirjallinen tiedustelu kalastus-, kalatalous- ja vesi- ja ympäristöpiireille sekä vesiensuojeluyhdistyksille (Tuunainen ym. 1987). Vastauksien perusteella saatiin uusia tutkimuskohteita, mm. Oulun läänin alueelta muutamia hyvin karuja, lähes puskurikyvyttömiä ja siten hyvin happamoitumisherkkiä järviä (Tuunainen ym. 1988). Tutkittujen järvien pinta-ala oli 1–194 ha ja koekalastusten yhteydessä kesällä otettujen näytteiden perusteella veden pH oli 4,4–7,6 (taulukko 2). Kesäkerrostuneisuuden aikana kokonaisalumiinipitoisuus oli 5–219 µg l^{-1} ja labiilin alumiinin pitoisuus 0–111 µg l^{-1} (Vuorinen ym., käsikirjoitus a).

1. Kalakantojen rakenne happamuudeltaan erilaisissa järvissä

Kalakantojen rakenteen kuvaamisessa käytettiin mm. seuraavia suureita: kokonaissaaliista kalojen yhteispaino, lukumäärä ja lajiluku sekä yksittäisistä kalalajeista keskipituus, -paino ja -ikä sekä kasvunopeus.



Kuva 17. Koekalastetut ja -ravustetut järvet. Koeravustetut vedet, joista useimmat myös koekalastettiin, on osoitettu pisteillä. Kalakantatutkimusten tärkeimmät alueet on varjostettu ja näillä alueilla koekalastettujen järvien määrä on ilmoitettu numeroilla. Ympyrät tarkoittavat yksittäisiä koekalastettuja järviä ja neliöt alueita, joilla useimmat neutraaleista vertailujärvistä sijaitsevat.

Fig. 17. The lakes examined by test fishing and crayfish catching. The lakes tested for crayfish, most of which were also tested for fish, are marked with dots. The most important research areas are shaded and the numbers of lakes tested for fish in these areas are shown. Individual lakes where test fishing was done are represented by circles and the squares show the areas where most of the neutral reference lakes are situated.

Taulukko 2. Kalakantatutkimusten kohdejärvien ominaisuuksia. Veden ominaisuudet on mitattu koekalastusten yhteydessä ja keväällä juuri ennen jäiden lähtöä otetuista näytteistä.

Table 2. Some characteristics of the studied lakes and their water. The water samples were taken in summer when test fishings were carried out and in spring just before the break-up of the ice.

Ominaisuus *Characteristic*	Keskiarvo *Mean*	Vaihteluväli *Range*
Pinta-ala, ha *Area, ha*	22	1–194
Korkeus meren pinnasta, m *Height above sea level, m*	97	16–218
pH *pH*	5,4	4,1–7,6
Alkaliteetti, mmol l^{-1} *Alkalinity, mmol l^{-1}*	0,03	0–0,54
Sähkönjohtavuus, mS m^{-1} *Conductivity, mS m^{-1}*	3,4	0,8–10,9
Väriluku *Colour*	36	0–250
Kalsium, mmol l^{-1} *Calcium, mmol l^{-1}*	0,06	0–0,41
Alumiini, kok., µg l^{-1} *Aluminium (total), µg l^{-1}*	124	0–526
Alumiini, lab., µg l^{-1} *Aluminium (labile), µg l^{-1}*	57	0–292

Koekalastussaaliiden kokonaispainot ja kalojen yksilömäärät vaihtelivat huomattavasti järvien välillä. Muutamat eteläranniko järvet ovat happamoituneet lähes kalattomiksi (Rask ym. 1986, Tuunainen ym. 1986, Lappalainen ym. 1988, Raitaniemi ym. 1988), mutta toisaalta myös suurimmat verkkosarjasaaliit saatiin varsin happamista järvistä (Tuunainen ym. 1986, Raitaniemi ym. 1988). Kalalajien määrän ja veden happamuuden välillä oli selvä yhteys: happamimmista järvistä (pH < 5,0) saatiin yhtä tai kahta lajia, mutta lähempänä neutraalia olevista järvistä (pH > 6,0) yleensä 3–5 lajia. Veden ominaisuuksien lisäksi järvien kalayhteisön rakenteeseen vaikuttavat myös mm. järven koko ja yhteydet muihin vesistöihin (vrt. Tonn ym. 1990). Tutkittujen järvien yleisimmät kalalajit olivat ahven, jota saatiin lähes kaikista järvistä sekä särki, hauki ja kiiski, joita saatiin suunnilleen joka toisesta järvestä (taulukko 3). Monien järvien ahven- ja särkisaaliit olivat lukumääräisesti riittävän suuria kuvaamaan kyseisten lajien kantojen rakennetta.

Happamoitumisen vaikutus ahven- ja särkikantojen rakenteeseen oli nähtävissä siten, että happamoituneissa järvissä kalat olivat keskimäärin isompia (kuva 18) kuin lähempänä neutraalia olevissa järvissä (Tuunainen ym. 1987, Raitaniemi ym. 1988, Rask 1989a). Myös kalakantojen ikärakenteet olivat vastaavasti erilaisia (kuva 19); happamien järvien kalat

Taulukko 3. Eri kalalajien esiintymistaajuus (%) 80 järvessä koekalastusten perusteella sekä kunkin lajin saaliin yhteispaino (g) verkkosarjaa kohti. Siiat olivat enimmäkseen istutettua planktonsiikaa; vain kahdessa järvessä on alkuperäinen siikakanta. Myös kuhat (yhdessä järvessä) ja taimenet (kahdessa järvessä) olivat istutettuja.

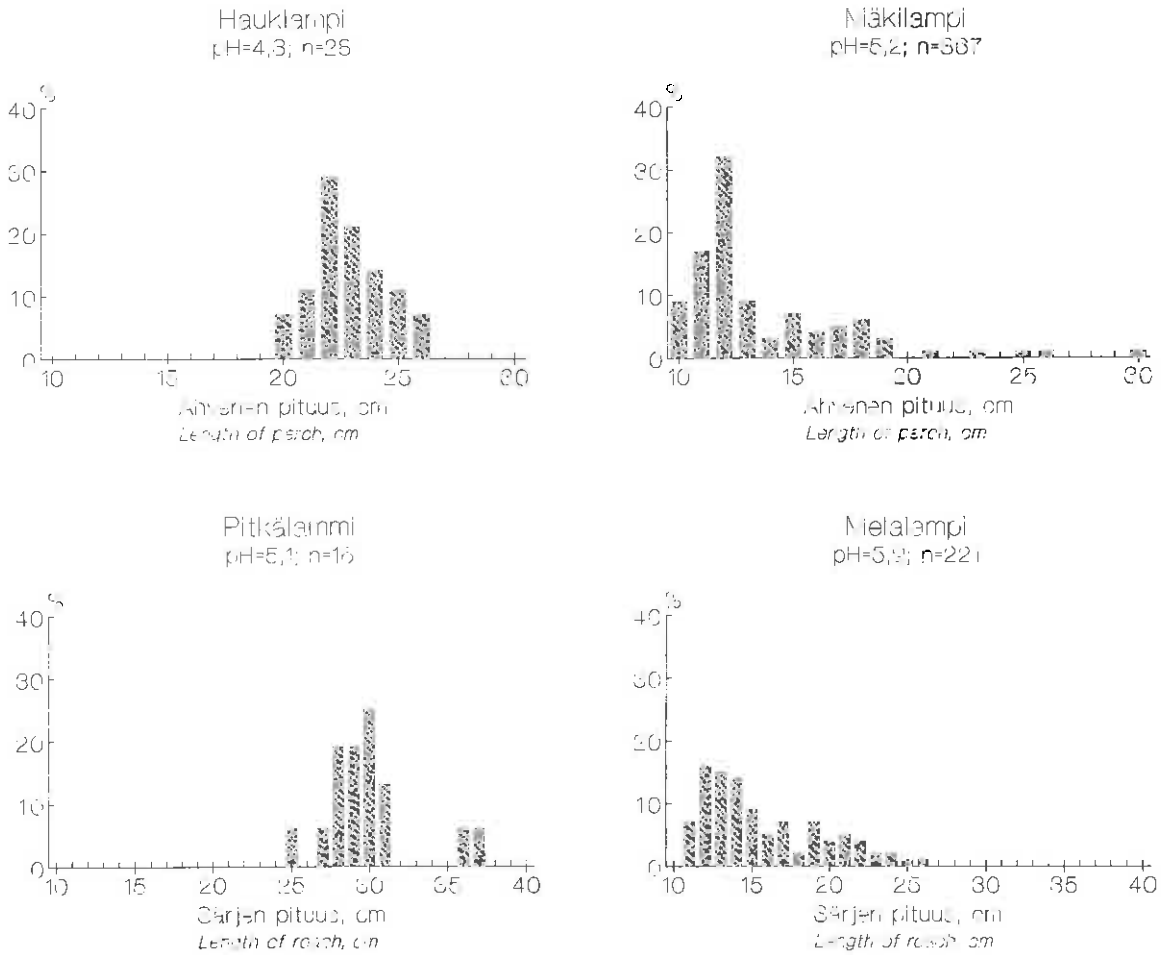
Table 3. The frequency of different fish species (%) in 80 lakes according to test fishing and the weight of the catch of each species (g/series of nets). The whitefish are mostly stocked Coregonus pallasi Valenciennes; only two lakes have an original reproducing whitefish population. The pike-perch (in one lake) and trout (two lakes) had also been stocked.

Kalalaji —*Species*	%	Yhteispaino (g) *Total weight*	
		Keskiarvo *Mean*	Vaihteluväli *Range*
Ahven — *Perca fluviatilis*	96	4 803	213–31 809
Kiiski — *Gymnocephalus cernuus*	49	318	8–1 780
Hauki — *Esox lucius*	44	946	100–3 801
Särki — *Rutilus rutilus*	40	4 875	20–12 482
Siika — *Coregonus sp.*	23	1 523	124–12 167
Lahna — *Abramis brama*	5	1 608	696–2 295
Sorva — *Scardinius erythrophthalmus*	3	531	21–1 041
Salakka — *Alburnus alburnus*	3	47	21–72
Muikku — *Coregonus albula*	3	663	161–1 951
Taimen — *Salmo trutta*	3	3 238	1 212–5 264
Ruutana — *Carassius carassius*	1	326	
Made — *Lota lota*	1	673	237–1 297
Kuha — *Stizostedion lucioperca*	1	196	128–264

olivat keskimäärin vanhempia kuin neutraalien järvien kalat (Tuunainen ym. 1986, Lappalainen ym. 1988, Raitaniemi ym. 1988). Koska verkkokoekalastus antaa lähinnä suhteellisen kuvan kalojen runsaudesta järvissä, havainnot eräiden voimakkaasti happamoituneiden järvien ahvenkantojen taantumisesta varmistettiin merkintä- ja takaisinpyyntitutkimuksilla (Lappalainen ym. 1988, Rask 1989b). Näissä tutkimuksissa osoitettiin ahvenkantojen olevan selvästi harvempia voimakkaasti happamoituneissa järvissä kuin vähemmän happamissa järvissä (taulukko 4).

Syy havaittuihin muutoksiin kalakantojen rakenteessa sekä kantojen taantumiseen on se, että happamoituminen vaikuttaa yleensä ensimmäiseksi kalojen lisääntymiseen (kohta III., Craig ja Baksi 1977, Runn ym. 1977, Peterson ym. 1980, Rask 1984, Weiner ym. 1986, Vuorinen ym. 1990). Kun lisääntyminen häiriintyy, nuorten ja pienten kalojen osuus vähenee, mikä johtaa kalakannan ikääntymiseen (Bengtsson ym. 1980, Rosseland ym. 1980, Eriksson ym. 1983, Lappalainen ym. 1988, Raitaniemi ym. 1988). Jos lisääntyminen on täysin estynyt monien vuosien ajan, kalakanta häviää kokonaan. Ahvenen mädin kuolleisuuden todettiin happamoituneissa järvissä olevan poikkeuksellisen suuri, enimmillään jopa 100 % (kuva 20) (Lappalainen ym. 1988). Kahdessa järvessä havaittiin myös aikuisten ahventen kuolemista kudun jälkeen (Lappalainen 1987, Nikinmaa ym. 1990), mahdollisesti happamoitumisen, kuturasituksen ja lämpötilan kohoamisen yhteisvaikutuksen vuoksi.

Ahven, kiiski ja hauki kestävät varsin voimakasta happamoitumista: ne pystyvät lisääntymään — ainakin sen verran, että niukat kannat säilyvät — vesissä, joiden pH on jopa jatkuvasti alle 5,0 (Rask ja Tuunainen 1990). Särki on huomattavasti herkempi (kohdat III.3., III.4. ja III.5., Almer ym. 1974, Vuorinen ym. 1988). Sen kantojen rakenne alkaa muuttua selvästi jo pH-alueella 5,5–6,0 (Rask 1987,

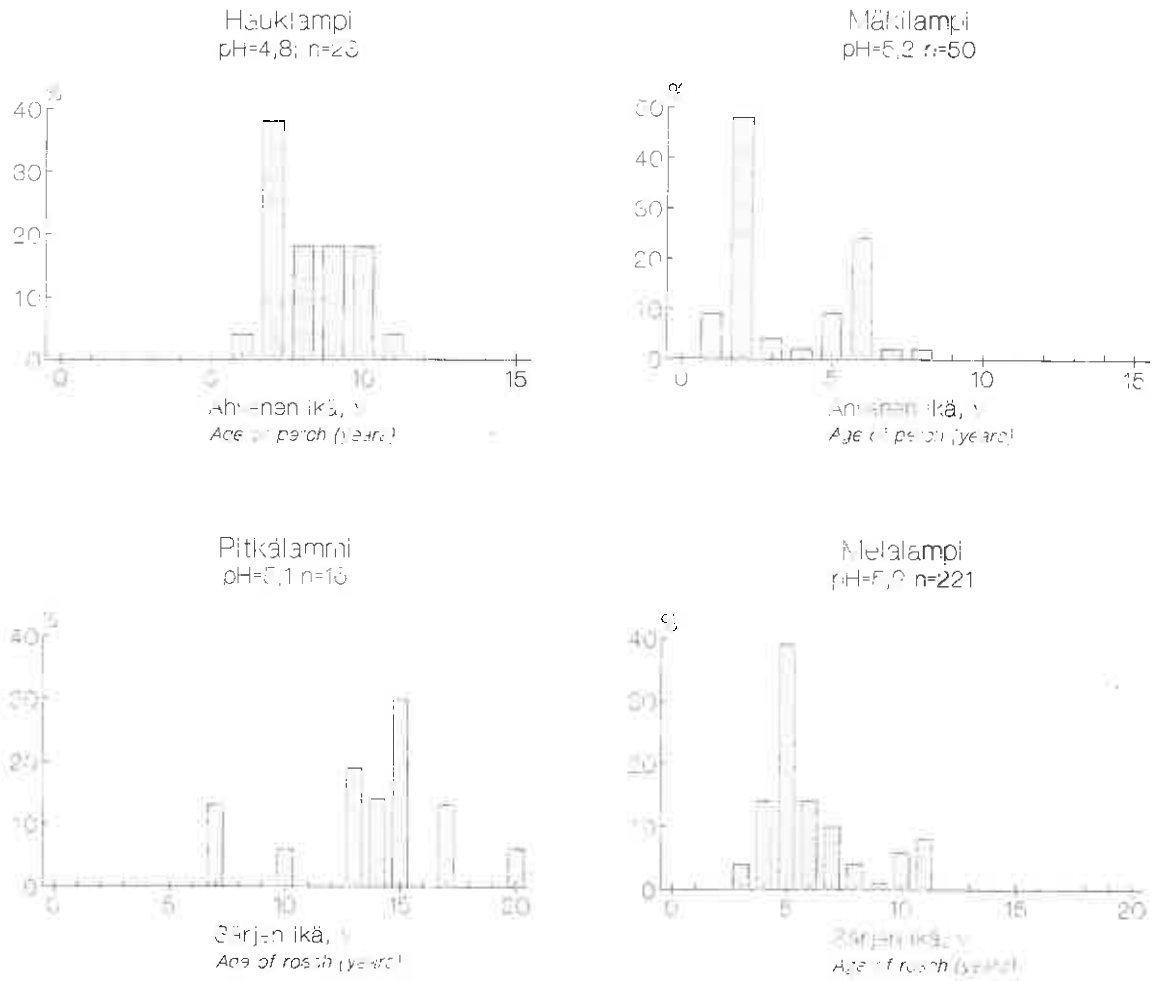


Kuva 18. Ahvenen ja särjen pituusjakaumia eri asteisesti happamoituneissa järvissä. Vasemmalla järviä, joissa kalojen lisääntyminen on estynyt happamoitumisen vuoksi ja jäljellä on vain vähän ja isoja yksilöitä. Oikealla järviä, joiden ahvenet ja särjet lisääntyvät normaalisti: verkkosarjasaaliit olivat runsaat ja kalat enimmäkseen pieniä.

Fig. 18. Length distributions of perch and roach in lakes at different stages of acidification. At left lakes in which the reproduction of fish is unsuccessful because of acidification, and only large old individuals are left. The perch and roach of the lakes at right reproduce normally: the catches of the net series were large and the fish were mostly small.

TUUNAINEN ym. 1989). Siten särki soveltuu yleisistä kalalajeista parhaiten happamoitumisen osoittajaksi (RASK 1989a, TUUNAINEN ym. 1989).

Vesien happamoitumisen vaikutukset kaloihin riippuvat happamuuden (pH) lisäksi myös muista veden ominaisuuksista kuten elektrolyyttipitoisuudesta (OVERREIN ym. 1980) ja alumiinipitoisuudesta (kohta III., BAKER ja SCHOFIELD 1982). Happamoitumisen yhteydessä vesien alumiinipitoisuudet yleensä suurenevat (kohta II., DICKSON 1975, VUORINEN ym., käsikirjoitus a). Myös kalakantatutkimuksissa alumiinin myrkyllisyys kaloille (BAKER ja SCHOFIELD 1982, HENRIKSEN ym. 1984, VUORINEN ym. 1990) oli havaittavissa. Järvissä, joiden särki- tai ahvenkannat ovat häviämässä ja joissa näiden lajien koekalastussaalis koostui muutamasta isosta ja vanhasta yksilöstä, myös alumiinipitoisuudet olivat suurimmat (kuva 21). Toisaalta eräistä hyvin happamista järvis-



Kuva 19. Ahvenen ja särjen ikäjakaumat kuvan 18 esimerkkijärvissä. Happamoitumisen vaikutus Hauklammen ahvenkantaan ja Pitkälammin särkikantaan näkyy kalojen korkeana keski-ikänä ja nuorimpien ikäryhmien puuttumisena.

Fig. 19. Age distributions of perch and roach in the same lakes as in Fig. 18. The effects of acidification on the populations of perch in L. Hauklampi and roach in L. Pitkälammi can be seen in the high mean age and lack of young age groups.

tä, joiden veden alumiinipitoisuus oli pieni, saatiin enimmäkseen pieniä ja nuoria ahvenia. Kannan rakenteen (kuva 22) ja lukumääräisesti runsaiden saaliiden perusteella arvioituna ahven lisääntyy näissä järvissä jokseenkin normaalisti (RASK ja TUUNAINEN 1990). Myös vedessä olevan liuenneen orgaanisen aineksen määrällä (mm. humus) on merkitystä, sillä se sitoo kaloille myrkyllisiä epäorgaanisia alumiiniyhdisteitä, minkä vuoksi kalat kestävät happamoitumista ja siihen liittyvää alumiinipitoisuuden nousua paremmin humuspitoisissa kuin kirkkaissa vesissä (HENRIKSEN ym. 1989).

Ahvenkannoissa vaikutukset, nuorten ikäryhmien puuttuminen ja vastaava keski-iän ja -koon suurentuminen, näkyivät pH-alueella 4,5–5,0 ja särjellä pH:ssa 5,0–6,0, erityisesti järvissä, joiden alumiinipitoisuus on suuri. Koska ihmiset useimmiten tuntevat särjen, sen väheneminen ja katoaminen järven kalalajistosta on epäilemättä yksi parhaista jokamiehen happamoitumisindikaattoreista.

Taulukko 4. Ahventen tiheys, biomassa, keski-ikä ja keskipituus 12 pienessä eri asteisesti happamoituneessa metsäjärvessä merkinnän ja takaisinpyynnin perusteella arvioituna. Lähteet: Vähä Valkjärvi, Iso Majaslampi, Pieni Lehmälampi, Hauklampi, Ruuttanajärvi, Iso Mustajärvi (LAPPALAINEN ym. 1988); Karhujärvi, Pikku-Kaita (RASK 1989b); Horkkajärvi, Alinen Mustajärvi (RASK ja ARVOLA 1985); Tavilampi (RASK ym. 1985); Nimetön (RASK 1983).

Table 4.The density, biomass, mean age and mean length of perch in 12 small forest lakes at different stages of acidification. The mark-recapture method was used. References: L. Vähä Valkjärvi, L. Iso Majaslampi, L. Pieni Lehmälampi, L. Hauklampi, L. Ruuttanajärvi, L. Iso Mustajärvi (LAPPALAINEN et al. 1988); L. Karhujärvi, L. Pikku-Kaita (RASK 1989b); L. Horkkajärvi, L. Alinen Mustajärvi (RASK and ARVOLA 1985); L. Tavilampi (RASK et al. 1985); L. Nimetön (RASK 1983).

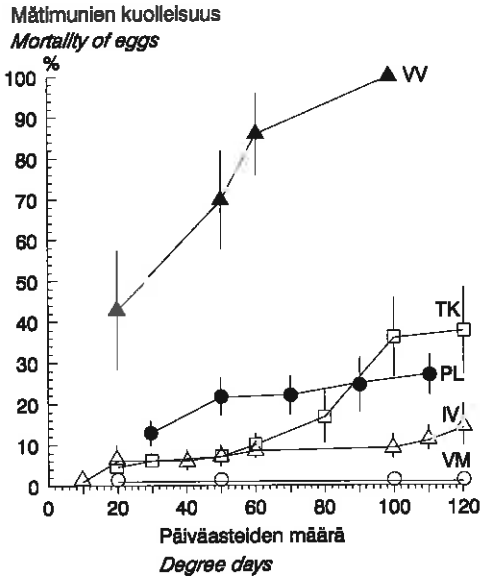
Järvi *Lake*	pH	Tiheys (yks/ha) *Density* *(ind./hectare)*	Biomassa (kg/ha) *Biomass* *(kg/hectare)*	Keski-ikä (v) *Mean age* *(years)*	Keski-pituus (cm) *Mean length* *(cm)*
Vähä Valkjärvi	4,3–4,9	150	11	6	18
Iso Majaslampi	4,4–4,6	0	0	7	34
Karhujärvi	4,3–4,6	150	14	5	21
Pikku-Kaita	4,3–4,6	1 020	20	2	13
Pieni Lehmälampi	4,3–4,9	260	14	4	17
Hauklampi	4,2–4,8	6	1	8	25
Horkkajärvi	4,6–6,3	1 240	21	4	12
Alinen Mustajärvi	5,0–5,8	2 700	37	3	10
Tavilampi	5,1–5,9	550	12	4	13
Nimetön	4,7–6,5	530	17	4	15
Ruuttanajärvi	4,9–6,5	3 360	52	4	12
Iso Mustajärvi	5,9–6,5	1 430	20	3	11

2. Muutokset happamoituneiden järvien kalakannoissa kolmen vuoden aikana

Happamoitumisen kalakantavaikutusten kehittymistä tutkittiin koekalastamalla kolmen vuoden jälkeen 20 vuosina 1985–1987 tutkituista järvistä (TUUNAINEN ym. 1989, 1990, RASK 1990). Kohteiksi valittiin järviä, joiden ahven- tai särkikantojen rakenteessa oli havaittu happamoitumisen aiheuttamia muutoksia aikaisemmissa koekalastuksissa tai joissa muutoksia oli odotettavissa veden ominaisuuksien perusteella. Koekalastussaaliit happamimmissa järvissä olivat keskimäärin pienempiä kuin kolme vuotta aikaisemmin (TUUNAINEN ym. 1989, 1990). Tämä lienee johtunut enimmäkseen verkkosaaliille tyypillisestä suuresta vaihtelusta ja kalapopulaatioiden normaalista dynamiikasta.

Ahvenkantojen rakenne oli useimmissa järvissä samantyyppinen kuin kolme vuotta aikaisemmin (kuva 23). Eräissä happamoituneimmissa järvissä lajin lisääntyminen ei ollut edelleenkään onnistunut (TUUNAINEN ym. 1989, RASK 1990) ja kannat ovat häviämässä.

Särkeä ei saatu neljästä sellaisesta järvestä, joiden kalastoon se on aikaisemmin kuulunut. Kyseisten järvien särkisaaliit olivat jo kolme vuotta sitten pieniä ja koostuivat yleensä isoista ja vanhoista yksilöistä. Kannat lienevät hävinneet nyt tyystin. Myös niissä järvissä, joista särkeä yhä saatiin, oli särkikantojen rakenne muuttunut siten, että kalat olivat keskimäärin aikaisempaa suurempia (kuva 24) ja vanhempia, mikä viittaa lisääntymisen epäonnistumiseen (TUUNAINEN ym. 1989, RASK 1990). Näiden havaintojen perusteella näyttää siltä, että happamoitumisen aiheuttama kalakantojen taantuminen jatkui. Selvimmin se näkyi herkimmän lajin, särjen,



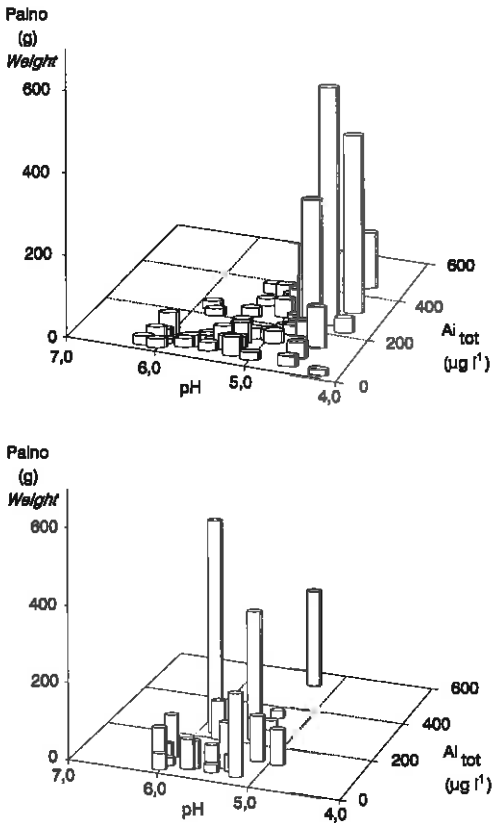
Kuva 20. Ahvenen mätimunien kuolleisuus suhteessa päiväasteiden (d °C > 0 °C) kertymään eräissä järvissä keväällä 1987. Lukemat ovat kymmenen mätinauhan sadan mätimunan otosten keskikuolleisuuksia (± keskihajonta). Järvet: VV = Vähä Valkjärvi (pH 4,4), TK = Tammelan Kaitajärvi (pH 4,6), PL = Pieni Lehmälampi (pH 4,5), IV = Iso Valkjärvi (pH 4,8), VM = Valkea Mustajärvi (pH 6,3).

Fig. 20. Mortality of perch eggs in relation to the accumulated day-degrees (d °C>0 °C) in some lakes in the spring of 1987. The values are average mortalities (± standard deviation) of samples of 100 eggs from each of ten individuals. The lakes are: VV = Vähä Valkjärvi (pH 4.4), TK = Tammelan Kaitajärvi (pH 4.6), PL = Pieni Lehmälampi (pH 4.5), IV = Iso Valkjärvi (pH 4.8), VM = Valkea Mustajärvi (pH 6.3).

häviämisenä ja kantojen rakenteen muutoksena.

3. Kalakantojen harventumisen vaikutus kalojen kasvuun

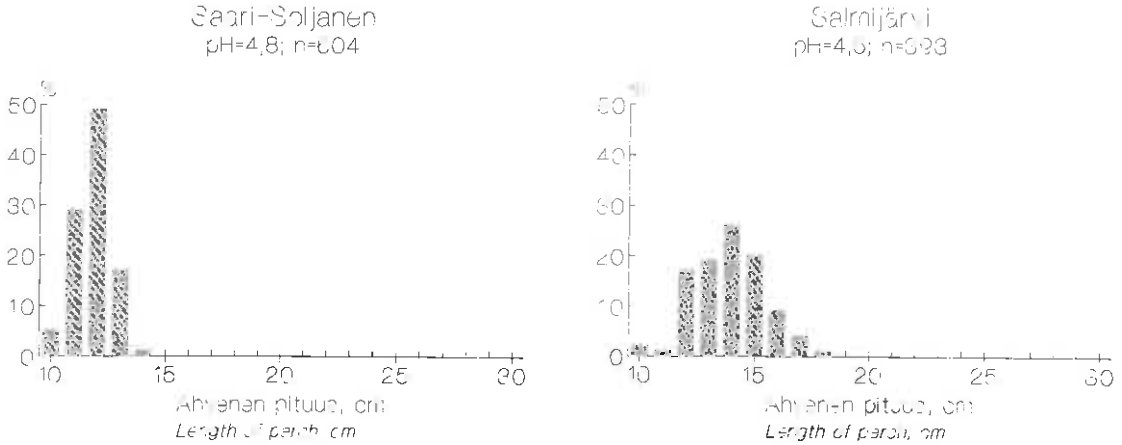
Kalojen kasvuun kiinnitettiin huomiota, koska sen tiedetään monilla kalalajeilla olevan yhteydessä kannan tiheyteen ja koska mm. Ruotsissa (Hultberg 1985) ja Kanadassa (Ryan ja Harvey 1980) oli saatu viitteitä happamoituneiden järvien kalojen kasvun muuttumisesta.



Kuva 21.Ahvenen (ylhäällä) ja särjen (alhaalla) keskipaino verkkosarjasaaliissa suhteutettuna järven keväällä mitattuun pH-arvoon ja kokonaisalumiinipitoisuuteen.

Fig. 21. Mean weight of perch (top) and roach (bottom) caught with gill nets of different mesh sizes, as a function of the lake pH and total aluminium concentration in the spring.

Eräissä vuonna 1985 koekalastetuissa voimakkaasti happamoituneissa järvissä ahventen todettiin kasvaneen poikkeuksellisen nopeasti (Rask ym. 1986, Tuunainen ym. 1986, Raitaniemi 1987, Rask ja Raitaniemi 1988). Verrattaessa erilaisista vesistä tehtyjä ahvenen kasvumäärityksiä (Alm 1946, Smirnov 1977, Rask 1983, Koli ym. 1985) todettiin, että happamoituneiden järvien ahvenet olivat kasvaneet lähes yhtä hyvin kuin suurten järvien ulappavesillä elävät enimmäkseen kalaravintoa syövät ahvenet (Raitaniemi ym. 1988, Rask ja Raitaniemi 1988).



Kuva 22. Ahvenen pituusjakauma kahdessa voimakkaasti happamoituneessa järvessä, joissa veden alumiinipitoisuus on hyvin pieni.

Fig. 22. Length distributions of perch in two very acid lakes where the aluminium content is very small.

Syynä nopeutuneeseen kasvuun (kuva 25) pidetään kannan harvenemisesta johtuvaa ravintokilpailun vähentymistä (ALMER ym. 1974, RYAN ja HARVEY 1980, RASK ja TUUNAINEN 1990). Tällaisten järvien kalamäärät ja biomassat ovat selvästi tavallista pienemmät (taulukko 4) (LAPPALAINEN ym. 1988, RASK 1989b).

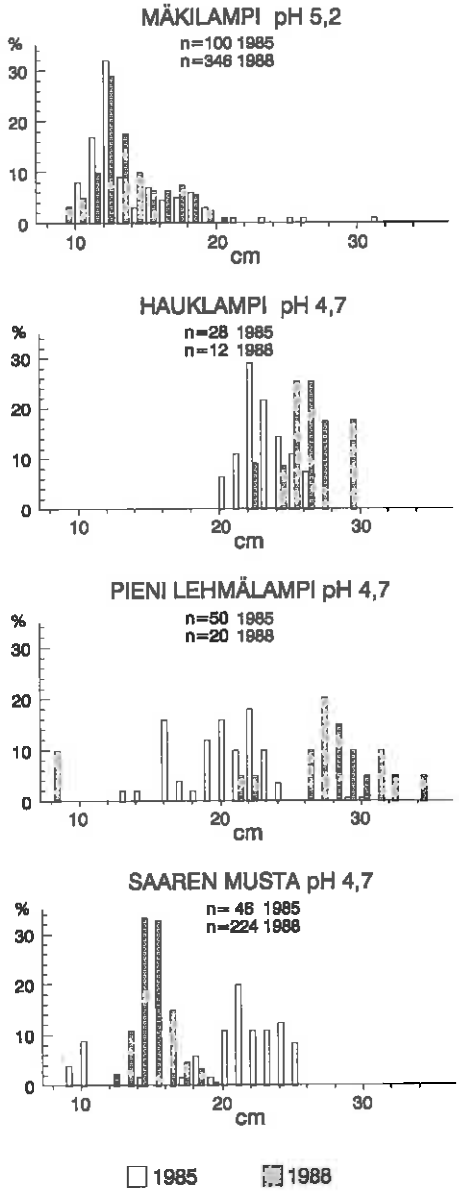
Myös särjen kasvunopeuksien todettiin olevan suurempia sellaisissa järvissä, joissa happamoituminen oli harventanut lajin kantoja (kuva 26) (RASK 1989a, TUUNAINEN ym. 1989). Erot eri asteisesti happamoituneiden järvien välillä eivät kuitenkaan olleet niin selviä kuin ahvenella. Syynä lienee joko kahden lajin erilainen taipumus reagoida veden laadun muutoksiin, muuttuviin ravinnosaantimahdollisuuksiin tai sitten se, että särkikantojen taantuessa ja lajinsisäisen ravintokilpailun vähentyessä ahven vastaavasti hyödyntää vapautuvat ravintoresurssit ja kilpailee niistä särkien kanssa (SUMARI 1971, SVÄRDSON 1976, RASK ja TUUNAINEN 1990).

Koska hauki on eräs parhaiten happamuutta sietävistä kaloista (kohta III.5., MUNIZ 1984) — tämän tutkimuksen happamimpien haukijärvien pH oli koekalastusten aikana 4,6 ja 4,7 — saattaa syntyä tilanne, jossa petokala on säilynyt, mutta saaliskalat hävinneet (HULTBERG 1985). Eräästä järvestä saatiin kolmen suuren ahvenen lisäksi 10 pientä haukea, joiden kasvu oli ollut — todennäköisesti kalaravinnon puutteesta johtuen — poikkeuksellisen hidasta (RASK ja TUUNAINEN 1990).

Havainnot kalojen nopeutuneesta kasvusta happamoituneissa järvissä osoittavat, että happamuuden ja alumiinin aiheuttaman fysiologisen rasituksen ohella myös ekosysteemin rakenteen ja toiminnan muutokset voivat heijastua kalojen elinolosuhteisiin. Jos olosuhteet ovat veden laatua lukuunottamatta samanlaiset, kalat kasvavat hitaammin happamassa kuin neutraalissa vedessä (EDWARDS ja HJELDNES 1977, RODGERS 1984, RASK ym. 1986, VUORINEN ym. 1990). Koska kalakannan tiheys vaikuttaa kalojen ravintotilanteeseen ja sitä kautta kasvuun, on yleisimpien lajien kasvunopeuden mittaaminen tärkeää kartoitettaessa happamoitumisen aiheuttamia muutoksia kalakannoissa.

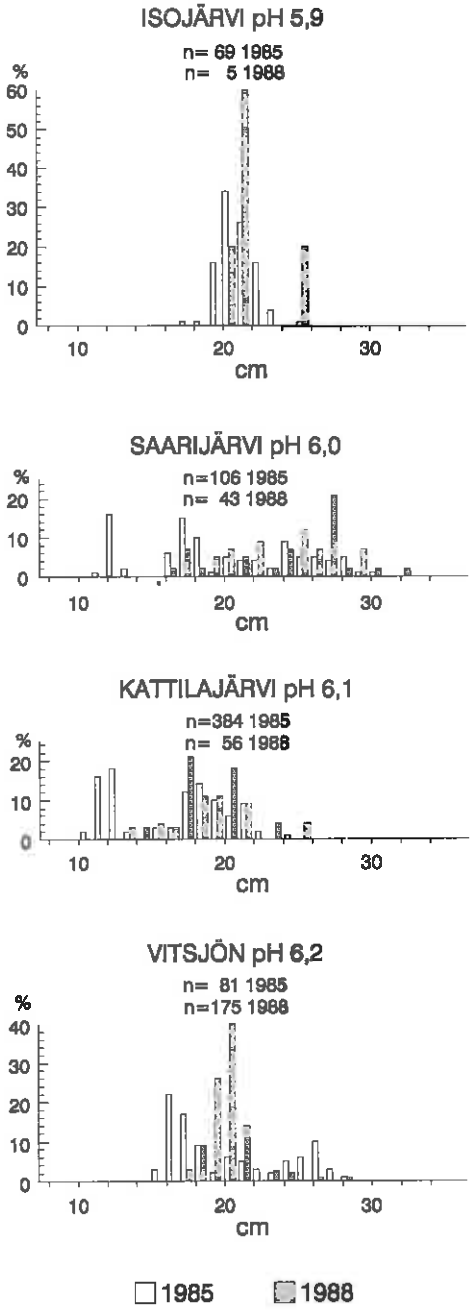
4. Happamoitumisen kalakantavaikutusten laajuuden arviointi

Kalakantatutkimusten 80 järven aineisto valittiin siten, että saataisiin selvä näyttö mahdollisista happamoitumisen aiheuttamista kalastohaitoista. Koska happamoituneita järviä oli aineistossa enemmän kuin niiden osuus järvien kokonaismäärästä edellyttäisi, ei aineiston pohjalta saatua kuvaa happamuushaittojen laajuudesta voida yleistää. Toisaalta aineisto osoittaa kuitenkin, että tietyillä alueilla kuten Pohjois-Espoo ja Vihti, Länsi-Uusimaa, Tampe-



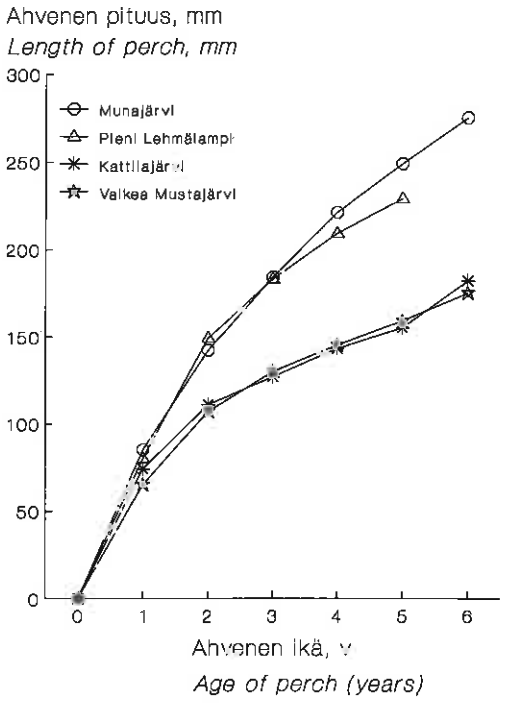
Kuva 23. Ahvenen pituusjakaumat eräissä järvissä vuosien 1985 ja 1988 koekalastusten perusteella.

Fig. 23. Length distributions of perch caught in test fishing in some lakes in 1985 and 1988.



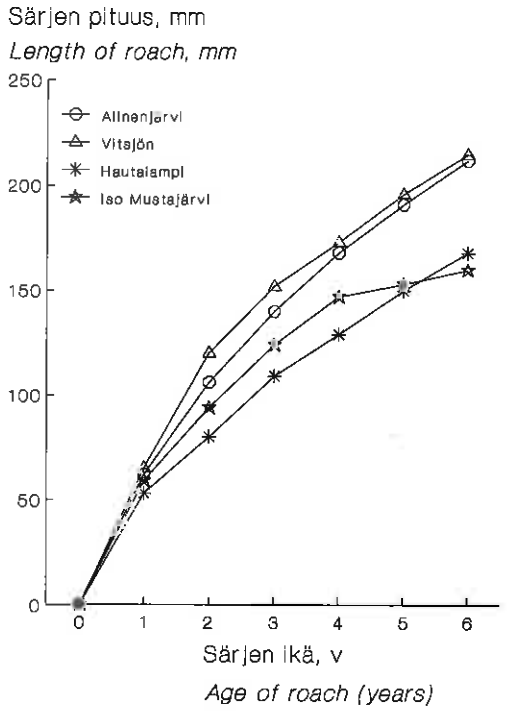
Kuva 24. Särjen pituusjakaumat neljässä järvessä vuosien 1985 ja 1988 koekalastusten perusteella.

Fig. 24. Length distributions of roach caught in test fishing in four lakes in 1985 and 1988.



Kuva 25. Ahvenen takautuvasti määritetty kasvu kahdessa voimakkaasti happamoituneessa järvessä (Munajärvi ja Pieni Lehmälampi) sekä kahdessa vähemmän happamoituneessa järvessä (Kattilajärvi ja Valkea Mustajärvi).

Fig. 25. Back-calculated growth of perch in two highly acidified lakes (Munajärvi and Pieni Lehmälampi) and two less acidified lakes (Kattilajärvi and Valkea Mustajärvi).



Kuva 26. Särjen takautuvasti määritetty kasvu kahdessa järvessä (Alinenjärvi ja Vitsjön), joissa happamoituminen on vaikuttanut haitallisesti lajin lisääntymiseen, sekä kahdessa lähes neutraalissa järvessä (Hautalampi ja Iso Mustajärvi).

Fig. 26. Back-calculated growth of roach in two lakes (Alinenjärvi and Vitsjön) in which acidification has harmed the reproduction of the species, and two circumneutral lakes (Hautalampi and Iso Mustajärvi).

reen ympäristö ja Kaakkois-Suomi, happamoitumisen aiheuttamat kalastomuutokset pienissä ja karuissa järvissä ovat varsin yleisiä. Paikallisten asukkaiden havainnot kalansaaliiden pienenemisestä, kalalajien häviämisestä ja kalakuolemista (taulukko 5) viittaavat samaan suuntaan.

Vesi- ja ympäristöhallituksen HAPRO-tutkimuksessa, jonka kohteet valittiin tilastollisesti edustavasti satunnaisotannalla, selvitettiin happamoituneiden järvien alueellista levinneisyyttä Suomessa (Kortelainen ym. 1989, Forsius ym. 1990). Kun arvioidaan ne veden pH-arvot ja alumiinipitoisuudet, joissa happamoituminen vaikuttaa kalakantoihin, voidaan tutkimuksen aineistosta laskea, kuinka paljon tietyllä alueella on järviä, jotka ovat happamoituneet niin voimakkaasti, että kalakantamuutoksia on oletettavasti tapahtunut.

Alustavan arvion tekemiseksi laskettiin keskimääräiset pH:n ja labiilin alumiinin arvot (taulukko 6) sellaisille järville, joissa oli havaittu särki- tai ahvenkannan rakenteen muuttuneen tai kannan hävinneen viime vuosina. Vedenlaatuarvoina käytettiin vesi- ja ympäristöhallituksen HAPRO-tutkimuksen syystäyskierron aikaisia lukemia. Laskeuman happamoittamien järvien osuutena käytettiin esitettyä arviota 13–26 %, joka on laskettu järvistä, joiden pH on < 5,3 (Forsius ym. 1990). Ahvenen oletettiin kuuluvan kaikkien järvien kalastoon ja särjen esiintyvän 61 %:ssa järvistä, joiden pH on > 5,8. Särjen yleisyysarvio perustuu tämän tutkimuksen sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen aikaisempien pienjärvitutkimustena aineistoihin (mm. Toivonen 1962, 1964, Sumari 1971, Tuunai-

Taulukko 5. Paikallisilta asukkailta saatuja tietoja kalakantatutkimusten kohdejärvien kalansaaliiden vähentymisestä, lajien häviämisestä ja kalakuolemista.

Table 5. A summary of local information on decreases in the catches, disappearances of species or kills observed in the fish populations of this survey.

Kalalaji *Species*	Kalakantojen määrä *Number of fish populations*		
	Saaliit vähentyneet *Decreased*	Laji hävinnyt *Disappeared*	Kalakuolema *Fish kills*
Ahven — *Perch*	8	2	4
Särki — *Roach*	6	8	–
Hauki — *Pike*	2	1	–
Kiiski — *Ruffe*	2	–	–
Made — *Burbot*	1	2	–
Muikku — *Vendace*	1	–	–

Taulukko 6. Niiden järvien pH:t ja labiilin alumiinin pitoisuudet, joissa happamoituminen oli aiheuttanut muutoksia ahven- tai särkikannan rakenteessa tai kanta oli hävinnyt. Kunkin ryhmän järvien lukumäärä suluissa.

Table 6. pH values and labile aluminium concentrations in lakes where acidification had induced changes in perch and roach populations or populations had disappeared. The number of lakes in each group in parenthesis.

	pH		Al_{lab}, µg l^{-1}	
	$\bar{x}$	vaihteluväli *range*	$\bar{x}$	vaihteluväli *range*
Ahven — *Perch*				
Muutoksia (5) *Changes* (5)	5,0	4,8–5,5	90	49–161
Hävinnyt (4) *Disappeared* (4)	4,8	4,8–4,9	150	83–276
Särki — *Roach*				
Muutoksia (6) *Changes* (6)	5,8	5,3–6,4	20	4–38
Hävinnyt (6) *Disappeared* (6)	5,5	5,2–6,0	50	26–137

NEN ym. 1986, 1987, 1988, TONN ym. 1990). Taulukon 6 arvot vastaavat varsin hyvin laboratoriokokeissa saatuja tuloksia (kohta III.5.). Koska laboratoriokokeista on ilmoitettu kokonaisalumiinipitoisuudet, on kenttä- ja laboratoriohavaintoja verrattaessa syytä huomioida, että järvissä, joiden kokonaisalumiinipitoisuus oli koekalastusten aikana > 100 µg l^{-1} (11 havaintoa), labiilin alumiinin osuus oli keskimäärin puolet tästä (keskiarvo 47 %; vaihteluväli 33–58 %).

Edellä esitetyillä perusteilla arvioituna happamoituminen olisi vaikuttanut leveyspiirin 66° eteläpuo-

lella 780–1 560 särkikannan rakenteeseen. Näistä 330–670 olisi hävinnyt tyystin. Koska ahven kestää paljon paremmin happamoitumista kuin särki, on happamoitumishaitoista kärsineiden ahvenkantojen määrä vastaavasti pienempi. Alustavien laskelmien mukaan happamoituminen olisi muuttanut 110–220 ahvenkannan rakennetta. Kokonaan hävinneiden ahvenkantojen määrän on arvioitu olevan pieni, 10–20.

Tämän tutkimuksen aineisto ei anna mahdollisuuksia arvioida happamoitumisen vaikutusten laajuutta muiden lajien kuin särjen ja ahvenen osalta. Jos ajatellaan, että vaikutukset hauki- ja kiiskikantoihin ovat samaa luokkaa kuin ahvenkantoihin ja että happamoituminen on vähäisessä määrin vaikuttanut mm. muiden särkikalojen, mateen, siian ja muikun kantoihin, olisi niiden kalakantojen kokonaismäärä, joiden rakenteeseen laskeumaperäinen happamoituminen on vaikuttanut, suuruusluokkaa 1 000–2 000. Arvio kokonaan hävinneistä kalakannoista olisi noin 500. Suurin osa sekä rakenteeltaan muuttuneista että hävinneistä kalakannoista on särkikantoja.

Koska laskelman perusteena olevien järvien lukumäärät (taulukko 6) ovat pienet ja koska mm. liuenneen orgaanisen aineksen ja eräiden tärkeiden ionien kuten kalsiumin mahdolliset vaikutukset on jätetty huomioimatta, esitettyjä arvioita on pidettävä lähinnä suuntaa ja suuruusluokkaa osoittavina.

V. Happamoitumisen vaikutukset rapuihin

Koeravustuskohteet valittiin alueilta, joilla vesi- ja ympäristöpiirien sekä paikallisten vesiensuojeluyhdistysten tekemien vesianalyysien perusteella oli runsaasti heikosti puskuroituja happamoituvia vesiä. Tällaisia alueita löytyi keskiseltä ja läntiseltä Uudeltamaalta, Pirkanmaalta ja Kaakkois-Suomesta. Tutkimukseen valituilta järviltä edellytettiin, ettei niiden happamoitumiselle voitu osoittaa muuta selkeää syytä kuin ilmaperäinen laskeuma ja että niissä oli rapukanta. Kaikkiaan koeravustettiin 22 järveä ja viisi puroa (kuva 17). Niistä 16 järveä ja kolme puroa oli selvästi happamoituneita tai alttiita happamoitumiselle. Loput kuusi järveä ja kaksi puroa sijaitsivat happamoituvien järvien läheisyydessä, mutta olivat vielä runsaasta laskeumasta (Kauppi ym. 1987) huolimatta puskurikykyisiä (alkaliteetti > 0,05 mmol l^{-1}). Lisäksi koeravustettiin Keski-Pohjanmaalla sijaitsevat Luodonjärvi ja siihen laskeva Kruunupyynjoki. Niissä happamuus on ajoittainen tai paikallisesti rajoittunut ongelma ja pääosa happokuormituksesta on peräisin valuma-alueen happamista maalajeista.

1. Rapukantojen koko ja rakenne sekä rapujen kasvu

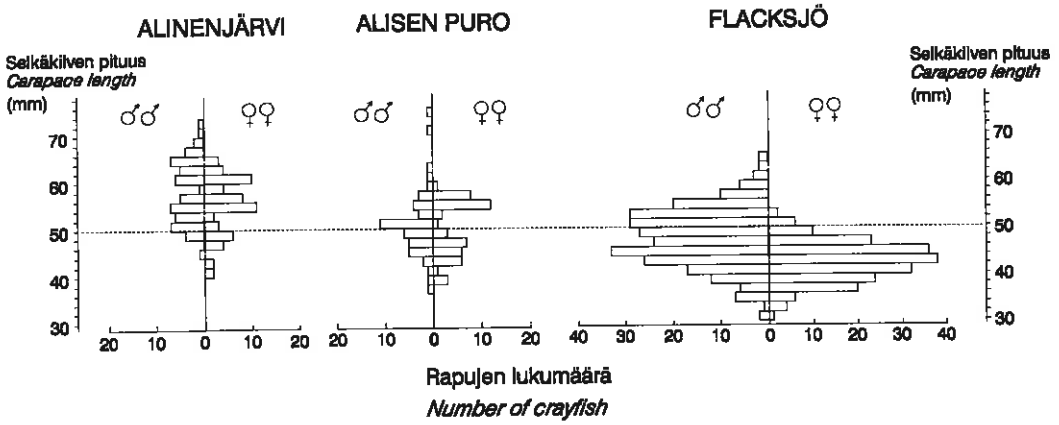
Koepyynteihin käytetyillä merroilla saadaan saaliiksi vain yli 7 cm:n mittaisia rapuja. Pyyntiponnistus oli tavallisesti koeravustusta kohti 150–300 mertayötä. Vähintään kahtena yönä ravustettiin 17 järvessä. Yhdeksässä järvessä ravustettiin kahtena tai useampana vuonna. Virtaavissa vesissä, jotka yhtä lukuun ottamatta olivat pieniä puroja, ravustettiin 11–36 merralla pyyntikertaa kohti. Saalisravuista mitattiin selkäkilven pituus, määritettiin lisääntymisvalmius (naaraat), kuoren kovuus, tehtiin havainnot saksi- ja kuorivaurioisista sekä taudeista ja loisista (Tuunainen ym. 1986). Vain kolmesta järvestä saatiin saaliiksi enemmän kuin yksi rapu mertayötä kohti. Näistä järvistä kaksi on lievästi happamoitunutta ja yksi neutraali. Pienimmät parhaana pyyntikautena (heinäkuun lopulta syyskuun alkuun) saadut järvikohtaiset saaliit olivat 0,04–0,05 rapua mertayötä kohti eli yksi rapu 20–25 mertaa kohti. Happamoituneista tai uhanalaisista puroista saatiin 0,3–4,9 rapua mertayötä kohti (Tuunainen ym. 1986, 1987, 1988, 1989, 1990).

Vähäiset yksikkösaaliit osoittivat rapukantojen

olevan kaikissa koejärvissä varsin harvoja. Neljässä järvessä yli 7 cm:n mittaisten rapujen esiintymistiheys määritettiin ravustetuilla rantaosuuksilla merkintä-takaisinpyyntimenetelmällä. Suurin raputiheys, 1,8 rapua rantametriä kohti, määritettiin lievästi happamoituneesta Flacksjöstä (pH kesällä 6,2–6,8, alkaliteetti noin 0,04 mmol l^{-1}). Raputiheys on samaa luokkaa kuin neutraalista oligotrofisesta Vuorijärvestä määritetty 1,7 rapua rantametrille (WESTMAN ja PURSIAINEN 1982). Kahdesta muusta lievästi happamoituneesta järvestä raputiheydeksi määritettiin 0,5 ja 1,3 rapua rantametrille. Aineiston happamimpiin kuuluvassa Nokian Alisessajärvessä (pH 5,1–5,9, alkaliteetti < 0,02 mmol l^{-1}) raputiheyttä arvioitiin kolmena kesänä peräkkäin samalla rantaosuudella. Vuosina 1987 ja 1988 raputiheydeksi saatiin 0,6 ja 0,5 rapua rantametrille ja vuonna 1989 vain 0,2 rapua rantametrille. Yksikkösaaliiden perusteella arvioituna rapukantojen koot olivat kymmenessä muussa koejärvessä samaa suuruusluokkaa tai pienempiä kuin Alisessajärvessä.

Alisenjärven saalisrapujen keskikoko on ollut kaikkina koeravustusvuosina huomattavan suuri. Koirailla keskimääräinen selkäkilven pituus (noin puolet koko ravun pituudesta) on ollut noin 60 mm ja naarailla noin 55 mm. Pienet ravut ovat puuttuneet saaliista lähes kokonaan (kuva 27). Neljästä muusta järvestä saadut vähäiset saaliit koostuivat lähes yksinomaan suurista ravuista. Alisessajärvessä ja kahdessa muussa yhtä happamassa järvessä pienten rapujen puuttuminen johtui todennäköisesti lisääntymishäiriöistä. Kahdessa vähemmän happamassa järvessä saalisrapujen suuri keskikoko johtunee vähäisestä pyynnistä ja pienille ravuille soveltuvien suojapaikkojen vähyydestä.

Viidessä koejärvessä seurattiin yksilömerkein merkittyjen rapujen kasvua. Järvistä yksi (Alinenjärvi) kuului aineiston happamimpiin, kaksi on lievemmin happamoitunutta ja kaksi neutraalia. Järveä kohti kasvutiedot perustuvat 2–123 yksilöstä tehtyihin havaintoihin. Havaintoja on kolmen vuoden ajalta. Rapujen kasvu kuorenvaihtoa kohti vaihteli jonkin verran vuodesta toiseen. Vähäisintä kasvu oli lievästi happamoituneessa Flacksjössä. Havaittujen ja järvien välisten rapujen kasvuerojen ei voitu osoittaa riippuvan veden happamuudesta vaan todennäköisimmin ravinnon saatavuudesta (TUUNAINEN ym. 1988, 1990, ERKAMO 1990). Kaikkiaan happamoituneista järvistä tehdyt kasvuhavainnot eivät poikkea merkittävästi neutraaleista järvistä tehdyistä havainnoista (SKURDAL ym. 1986, PURSIAINEN ym. 1989, TUUNAINEN ym. 1990).



Kuva 27. Rapusaaliin kokojakauma kahdessa koejärvessä ja yhdessä purossa heinä-elokuussa 1989. Alisenjärven ja siitä laskevan puron pH vaihtelee kesällä välillä 5,1–5,9 ja alkaliteetti on yleensä < 0,02 mmol l^{-1}. Flacksjössä pH on kesällä 6,2–6,8 ja alkaliteetti 0,04–0,05 mmol l^{-1}.

Fig. 27. Size distribution of crayfish in two test lakes and one brook in July–August 1989. The pH in L. Alinenjärvi and the brook flowing from that lake varies between 5.1 and 5.9 in the summer and the alkalinity is generally below 0.02 mmol l^{-1}. In L. Flacksjö the pH in the summer is 6.2–6.8 and the alkalinity 0.04–0.06 mmol l^{-1}.

2. Rapujen lisääntymishäiriöt happamissa vesissä

Rapujen lisääntymisen onnistumista happamissa vesissä selvitettiin pyytämällä mätimunia kantavia naaraita kesäkuun alussa sekä sukeltamalla että merroilla. Mädin hautoutumista emojen pyrstön alla seurattiin myös sumputuskokeissa syksyllä tapahtuvasta muninnasta seuraavan kesän kesä-heinäkuussa tapahtuneeseen poikasten kuoriutumiseen asti (TUUNAINEN ym. 1987, 1988, 1990).

Pienten rapujen puuttuminen ja kuolleita mätimunia pyrstönsä alla kantavien naaraiden esiintyminen saaliissa antoivat viitteitä rapujen lisääntymishäiriöistä. Lisääntymishäiriöt voitiin osoittaa varmuudella sumputuskokeissa, joita tehtiin kolmessa aineiston happamimpiin kuuluvassa järvessä sekä yhdessä vähemmän happamassa, mutta happamoituvassa järvessä. Kolmen happaman järven alkaliteetti oli yleensä alle 0,02 mmol l^{-1}. Niistä kahdessa mitattu pH-arvo oli sumputuskokeen aikana sumputussyvyydellä 5,1–5,9 ja yhdessä 5,3–6,2. Vähemmän happaman vertailujärven alkaliteetti oli noin 0,05 mmol l^{-1} ja pH oli 6,0–6,8.

Kaikissa järvissä alkiot kehittyivät normaalisti silmäpistevaiheeseen ja sitäkin pidemmälle. Kuitenkin happamissa järvissä syntyi keskimäärin vain 1–6 itsenäisesti elävää toisen vaiheen poikasta emoa kohti. Osa kehittyvistä alkioista kuoli ennen kuoriutumista viimeisen haudontaviikon aikana, osa poikasista kuoli kuoriutuessaan ja osa pian kuoriutumisen jälkeen ensimmäisen poikasvaiheen aikana. Myös harvojen toiseen poikasvaiheeseen selviytyneiden poikasten elinkyky saattoi olla heikentynyt (vrt. ERKAMO 1990). Vertailujärvessä poikasten kuoriutuminen ja ensimmäinen kuorenvaihto emon pyrstön alla onnistuivat lähes täydellisesti. Pienikokoisten naaraiden keskimääräinen poikastuotto oli noin 60 elävää toisen vaiheen poikasta (TUUNAINEN ym. 1988). Sumputuskoe osoitti, että rapujen lisääntyminen häiriytyy vakavasti, kun järven pH laskee pysyvästi alle kuuden. Akvaariokokeissa on osoitettu kehittyvien ravunpoikasten ionitasapainon häiriytyvän ja johtavan suureen kuolleisuuteen pH:ssa 4,9 (APPELBERG 1984). Vastaavia häiriöitä tapahtuu myös aikuisissa ravuissa, mutta suurempien energiavarojensa turvin ne kykenevät korvaamaan ulos vuotavat ionit uusilla niin kauan kuin hapen saanti on turvattu (JÄRVENPÄÄ ym. 1983, NIKINMAA ym. 1983). Viikon kestänyt altistus happamalle järvivedelle (pH 4,9) aiheutti kuitenkin sukukypsien rapujen hemolymfan natriumpitoisuuden ja osmolaalisuuden pienenemisen (TUUNAINEN ym. 1990).

Rapujen lisääntyminen näyttää onnistuvan paremmin voimakkaasti virtaavassa purossa kuin yhtä happamassa yläpuolisessa järvessä. Syynä lienee veden suurempi happikyllästeisyys. Hyvä esimerkki on yhdestä sumputuskoejärvestä, Nokian Alisestajärvestä laskeva puro, jossa rapukanta on vielä melko tiheä (saalis parhaimmillaan lähes viisi rapua mertayötä kohti). Koepyynneissä purosta on saatu vuosittain myös pieniä rapuja.

Akvaarioissa pH:ssa 5 pidettyjen emorapujen on todettu menettävän suuren osan mätimunistaan pian muninnan jälkeen (APPELBERG 1984). Samanlainen havainto on tehty myös keinotekoisesti happamoitetusta järvestä. Munat irtoavat, koska rapujen muniessa erittyvä limarauhaserite ei kiinteydy normaalisti rihmoiksi, jotka kiinnittävät munat emon pyrstön alle (FRANCE 1983). Tämän tutkimuksen sumputuskokeissa ei havaittu merkittävää munien irtoamista. Onkin todennäköistä, että vähitellen happamoituvissa luonnonvesissä rapukannat häviävät alkionkehityshäiriöiden seurauksena ennen kuin happamoituminen etenee siihen vaiheeseen, että se aiheuttaa munien irtoamisen.

Täplärapu näyttää sietävän happamoitumista hieman paremmin kuin rapu. Yhdessä happamassa sumputuskoejärvessä (pH 5,1–5,9) on 1980-luvun alussa tehdyin istutuksin aikaansaatu harva, mutta lisääntyvä täplärapukanta. Sumputuskokeessa täplärapuemot tuottivat keskimäärin 41 elävää toisen vaiheen poikasta, mikä oli 20–30 % mätimäärän perusteella odotetusta poikastuotosta.

3. Muita rapukantojen taantumiseen vaikuttavia syitä.

Useissa järvissä rapukannat ovat taantuneet huomattavasti, vaikka lisääntyminen näyttää onnistuvan. Aineiston 16:sta happamoituneeksi tai välittö-

män happamoitumisuhan alaisiksi luokitellusta järvestä 14:ssä kalsiumpitoisuus oli alle 0,08 mmol l^{-1}. Useissa järvissä kuori- ja saksivaurioisten rapujen osuus saaliista oli myös vertailuaineistoja suurempi (PURSIAINEN ym. 1984, APPELBERG ja ODELSTRÖM 1985). Se, onko rapujen kalsiumaineenvaihdunta näissä järvissä häiriintynyt ja kuoren kovettuminen kuorenvaihdon jälkeen hidastunut, vaatii lisäselvitystä. Kokeellisesti kuoren kovettumisen on voitu osoittaa häiriytyvän pH:n laskiessa alle kuuden (APPELBERG 1979, MALLEY 1980). Pehmeäkuoriset ravut ovat kovakuorisia alttiimpia lajitovereidensa kannibalismille ja kalojen predaatiolle. Kalakantamuutokset, kuten ahvenen yleistyminen särjen kustannuksella, saattaisivat myös lisätä ravunpoikasiin kohdistuvaa predaatiota (APPELBERG ja ODELSTRÖM 1984). Särjen häviäminen tapahtuu kuitenkin yleensä siinä happamoitumisen vaiheessa (kohta IV.1.), jossa ravuillakin ilmenee lisääntymishäiriöitä. Yhdessä järvessä, jossa on suuri alumiinipitoisuus (kokonaisalumiinipitoisuus 289 $\mu g\ l^{-1}$ ja labiilin alumiinin pitoisuus 142 $\mu g\ l^{-1}$), särjet ovat hävinneet ennen rapua.

Rapujen valkopyrstötautia aiheuttavan ja rapukannan kehitystä haittaavan *Thelohania*-loisen on havaittu yleistyvän happamassa ympäristössä (FRANCE 1983, PURSIAINEN ym. 1984). Nokian Alisenjärven vuoden 1989 koeravustussaaliin 112 yksilöstä kolme oli loisen vaivaamia. Taudin keskimääräinen esiintymistiheys suomalaisissa rapukannoissa on selvästi tätä pienempi, vain joitakin promilleja.

Useista läntisen Uudenmaan koejärvistä on käytettävissä päiväkirjamerkintöihin perustuvia tietoja aikaisempien vuosien rapusaaliista. Niiden mukaan saaliit ovat pienentyneet erittäin merkittävästi 1960-luvun lopun jälkeen niin neutraaleissa kuin happamoituneissakin järvissä. Lievästi happamoituneessa Flacksjössä nykyiset rapusaaliit ovat noin neljäsosa 1960-luvun saaliista. Viereisessä neutraalissa Kivijärvessä (pH noin 6,8, alkaliteetti > 0,1 mmol l^{-1}) saaliit ovat vain 1/30–1/40 1960-lukujen taitteen saaliista (TUUNAINEN ym. 1986, 1988). Syytä, miksi rapukannat ovat taantuneet myös neutraaleissa järvissä, ei ole kyetty toistaiseksi selvittämään.

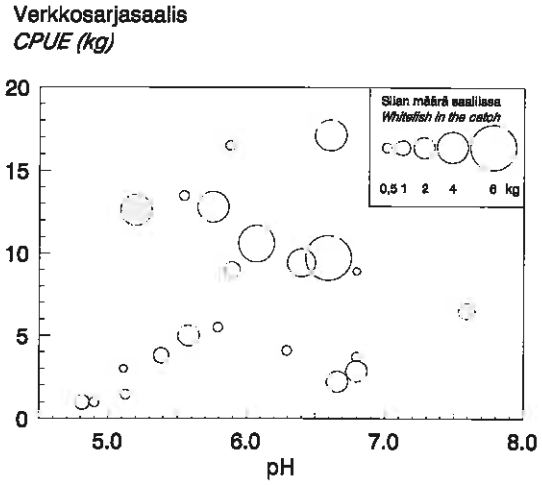
4. Happamoitumisesta aiheutuneiden raputaloudellisten vahinkojen laajuus

Kaikilla alueilla, joilla koeravustettiin, oli järviä, joissa rapukannat ovat taantuneet, tai joista ne ovat hävinneet kokonaan happamoitumisen seurauksena. Tällaisten järvien kokonaismäärää ei ole toistaiseksi kuitenkaan voitu arvioida. Käytettävissä olevat vedenlaatutiedot (esim. KORTELAINEN ym. 1989) eivät riitä arvion perustaksi. Vesistä tulisi tietää myös niiden rantojen ja pohjan rakenne. Järvissä, joissa ei ole kovia pohjia ja kivikkorantoja, ei ole myöskään yleensä rapuja. Happamoitumisongelman painopistealueilla on kuitenkin paljon koeravustettujen järvien kaltaisia pieniä metsäjärviä, joita ei voitu tutkimuksen yhteydessä ravustaa. Näiden pienvesien rapukantojen hyödyntämisellä on ollut ja on edelleen huomattava virkistyksellinen arvo ja toisinaan myös alueellista taloudellista merkitystä. Happaman laskeuman haittavaikutusten merkitystä lisää se, että monin paikoin rapukannat ovat säilyneet muilta ihmisen toiminnoista aiheutuneilta haittavaikutuksilta vain pienvesistöissä.

VI. Happamoitumishaittojen lievittäminen

1. Siikaistutukset

Kalakantatutkimuksissa saatiin siikoja yhteensä 22 järvestä, joista 18 kuuluu 80 järven aineistoon. Kyseessä oli useimmiten istutettu planktonsiika, sillä vain kahdessa tutkitussa järvessä on alkuperäinen siikakanta (TUUNAINEN ym. 1988, RASK ym. 1988a). Siikaa saatiin järvistä, joiden pH oli 4,8–7,6, ja saaliit olivat muutamasta sadasta grammasta yhdeksään kiloon verkkosarjaa kohti. Koska myös suhteellisen happamista järvistä saatiin usean kilon siikasaaliita (kuva 28) ja koska siian poikaset kestivät



Kuva 28. Siian määrä (kg) koekalastussaaliissa happamuudeltaan erilaisissa järvissä. Varjostetut ympyrät tarkoittavat järviä, joissa on tai on ollut luontaisesti lisääntyvä siikakanta.

Fig. 28. The amount of whitefish (kg) caught in test fishing in lakes of different acidity. The shaded circles represent lakes which have or have had a reproducing population of whitefish.

koeolosuhteissa varsin hyvin happamuutta ja alumiinia (kohta III.5.), näyttää siltä, että siika saattaisi olla sopiva hoitokala happamoituviin vesiin. Siikaistutukset voisivat siten olla vaihtoehto happamoituvienkin vesien kalataloudellisen arvon parantamisessa (Rask ym. 1988a, 1988b).

Syksyllä 1986 istutettiin kesän vanhoja planktonsiian poikasia neljään voimakkaasti happamoituneeseen järveen Espoon-Vihdin alueella ja Evolia. Kahdesta järvestä siikoja ei sen koommin tavattu, mutta yhdessä jo kalattomaksi happamoituneessa järvessä (pH 4,8) istutus onnistui erittäin hyvin. Koepyynneissä vuosina 1987–1989 järvestä saatiin runsaasti siikoja. Verrattuna samanaikaisesti lähes neutraaliin järveen istutettuihin samaa alkuperää oleviin siikoihin happaman järven siiat olivat kasvaneet nopeammin ja ne olivat myös lihavampia (Rask ym. 1988b, Tuunainen ym. 1988, 1990). Kalojen hyvä kasvu ja kuntokerroin johtui siitä, että ne oli istutettu kalattomaan järveen, minkä vuoksi niillä on ollut poikkeuksellisen hyvä ravintotilanne. Toisaalta, veriarvojen perusteella kyseiset siiat kärsivät kuitenkin jonkinasteisesta happamoitumisstressistä (Tuunainen ym. 1990).

Istutuskoe vahvisti käsitystä planktonsiian sopivuudesta happamoituvien vesien hoitokalaksi. Myös eri siikamuotojen eri kehitysvaiheilla tehdyt altistukset osoittavat plankton- ja järvikutuisen siian kestävän varsin hyvin happamoitumista (Tuunainen ym. 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, Rask ym. 1988a, Vuorinen ym. 1990).

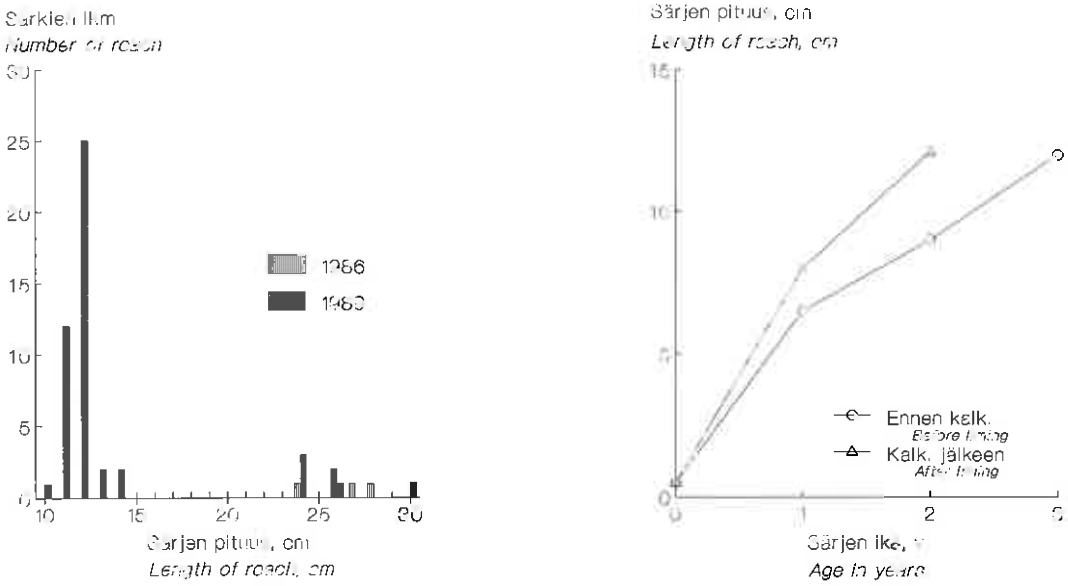
2. Kalkitukset

Kalkitus voi vaikuttaa happamoituneen järven kalastoon suoraan parantamalla tai palauttamalla herkkien lajien lisääntymismahdollisuuksia. Neutraloinnin vaikutukset voivat heijastua kalojen elinolosuhteisiin myös epäsuorasti tuotantoketjun rakenteen tai toiminnan muutosten kautta.

Vuonna 1989 tutkittiin kalakantojen rakennetta kahdeksasta järvestä, jotka oli kalkittu vuosina 1986 tai 1987 ja joista oli selvitetty kalakantojen rakenne ennen kalkitusta tai välittömästi sen jälkeen (Tuunainen ym. 1990). Kun istutettujen siikojen osuus lasketaan pois, kokonaissaaliit olivat samaa suuruusluokkaa sekä ennen että jälkeen kalkituksen. Ahven oli runsain kalalaji ennen kalkitusta ja sitä saatiin yhtä paljon myös kalkituksen jälkeen. Myöskään ahvenkantojen rakenteessa tai ahvenen kasvussa ei tässä vaiheessa havaittu kalkituksen aiheuttamia muutoksia. Syynä oli se, että järvien happamuus ennen kalkitusta oli ahvenelle vain lievästi haitallinen (Raitaniemi ja Rask 1990, Tuunainen ym. 1990).

Eräiden särkikantojen rakenne muuttui kalkituksen vaikutuksesta, sillä kalkituksen jälkeen järvistä saatiin pieniä, ikäryhmän 1+ kaloja (kuva 29), mikä osoittaa lisääntymisen onnistuneen. Sekä nämä vuonna 1988 syntyneet että vanhemmat särjet kasvoivat paremmin kuin samanikäiset kalat ennen kalkitusta (Raitaniemi ja Rask 1990, Tuunainen ym. 1990).

Koska kalkituksen vaikutus heijastuu järvien eläinplankton- ja pohjaeläinyhteisöihin useiden vuosien kuluessa (Bengtsson ym. 1980, Eriksson ym. 1983), voidaan näiden muutosten vaikutuksia kalayhteisöön havaita myös vasta vuosien kuluttua. Vuoden 1989 havainnot osoittivat kuitenkin, että



Kuva 29. Särjen pituusjakauma (vasemmalla) ja takautuvasti määritetty kasvu (oikealla) ennen kalkitusta (1986) ja kalkituksen jälkeen (1989) Taipalsaaren Suurlammessa.

Fig. 29. Length distribution (left) and back-calculated growth (right) of roach before (1986) and after liming (1989) in L. Suurlampi in Taipalsaari.

happamuudelle herkän kalalajin lisääntyminen voidaan elvyttää kalkituksen avulla. Kalkitussuunnitelmiin pitäisi aina kytkeä kalakantojen hoitosuunnitelma, sillä summittainen kalkitus ei ole kalataloudellisesti mielekäs, jos tuloksena on vain esimerkiksi särjen runsastuminen.

VII. Johtopäätökset

1. Yleiset päätelmät tutkimuksen tuloksista

Järvien veden happamuuden kasvaessa myös alumiinipitoisuus yleensä suurenee. Happamoitumisen vaikutusmekanismien selvittämiseksi tehtiin laboratorioaltistuksia happamuuden ja alumiinin vaikutuksista meillä tärkeiden järvikalojen eri kehitysvaiheilla. Pitkäaikaiset altistuskokeet osoittivat, että aikuiset kalat saattavat sopeutua ja selvitä hengissä sellaisesta suurestakin plasman ionien hitaasta menetyksestä, joka veden pH:n äkillisesti pienetessä tiedetään tappavan kalan. Kuitenkin veden happamuus ja suurentunut alumiinipitoisuus rasittavat kaloja ja rasitus tulee näkyviin erityisesti kutuaikana ja naaraissa vaikutukset ovat tällöin voimakkaampia kuin koiraissa. Kudun viivästyminen on ilmeisesti etenkin kevätkutuisilla kaloilla eräs syistä, joka voi johtaa kalakantojen taantumiseen, koska keväällä vedet usein lämpiävät nopeasti. Tällöin alkionkehityksen onnistumiselle sopivat lämpötilat saattavat ylittyä. Myös kasvukausi jää lyhyemmäksi.

Eri lajien herkkyydessä happamoitumiselle on suuria eroja. Lajien herkkyysjärjestykseksi saatiin vastakuoriutuneita poikasia altistamalla: särki > kuha > planktonsiika ≈ ahven > hauki. Tarkkoja lajikohtaisia haitattomia pH-arvoja ja alumiinipitoi-

suuksia on kuitenkin vaikea esittää, sillä happamuuden haitallisuus riippuu alumiinipitoisuudesta ja päinvastoin. Lisäksi muut veden ominaisuudet kuten kalsium- ja humuspitoisuus vaikuttavat happamuuden ja alumiinin myrkyllisyyteen ja vaikutus on ehkä erilaista eri kalalajeille. Myös kunkin lajin sisällä on melkoista vaihtelua. Samankin populaation eri yksilöiden välillä on huomattavia eroja herkkyydessä. Eri kannoista peräisin olevien kalojen herkkyys poikkeaa toisistaan. Kalakannat näyttävät siten pystyvän jonkin verran sopeutumaan happamoitumiseen. Eri kehitysvaiheiden herkkyydessä on eroja ja eri lajeilla alumiinin ja happamuuden vaikutustavat eroavat. Alumiini on kuitenkin sekä kestävillä että herkillä lajeilla myrkyllisempää vastakuoriutuneille poikasille kuin alkioille. Alkio ei olekaan suorassa kosketuksessa veden kanssa, vaan sitä ympäröivät perivitelliinineste ja munankuori. Ainakin kestävillä lajeilla alkiovaihe näyttäisi sietävän paremmin myös happamuutta kuin vastakuoriutunut poikanen. Näillä kuoriutumistulos huononee erittäin happamassa etenkin kuoriutumisen häiriintymisen vuoksi. Myös hedelmöityminen onnistuu huonommin happamoitumisen myötä. Happamoitumisen vaikutus luonnon oloissa kohdistuneekin samanaikaisesti useaan elämänkierron vaiheeseen.

Happamuus ja alumiini aiheuttavat poikasillakin ionien menetystä kuten aikuisilla kaloilla. Tästä seuraa poikasten kehityksen ja kasvun hidastuminen, mikä ilmenee selvästi ruskuaispussipoikasilla. Happamuuden ja alumiinin vaikutus näkyy poikasissa lisäksi uintiaktiivisuuden vähenemisenä huomattavasti nopeammin kuin kuolleisuutena. Kehityksen hidastumisesta ja uintiaktiivisuuden vähenemisestä seuraa, että poikaset ovat alttiimpia predaatiolle ja alttius taudeille ja loisille kasvaa; myös ulkopuolisen ravinnon käyttöön siirtyminen vaikeutuu.

Ravun lisääntyminen häiriytyy vakavasti, kun järven pH-arvo pysyy jatkuvasti alle kuuden. Jos pH pienenee kasvukauden aikana lähelle viittä, ravun lisääntyminen epäonnistuu jokseenkin täydellisesti alkionkehityksessä ilmenevien häiriöiden takia. Kantojen taantuminen alkaa kuitenkin jo aikaisemmassa happamoitumisen vaiheessa. Virtaavissa vesissä rapukannat kestävät happamoitumista paremmin kuin järvialtaissa. Täplärapu näyttää sietävän happamoitumista hieman rapua paremmin, mutta lajien välinen herkkyysero on niin vähäinen, ettei sillä liene mainittavaa raputaloudellista merkitystä. Vesien happamoituminen johtaa myös rapujen valkopyrstötautia aiheuttavan *Thelohania*-loisen yleistymiseen. Vaikka rapu on herkkä happamoitumiselle, lajin käyttöä happamoitumiskehitystä kuvaavana indikaattorilajina rajoittaa sen hajanainen levinneisyys ja alttius rapuruttosienen aiheuttamalle täydelliselle tuholle.

Kala- ja rapukantatutkimuksilla osoitettiin, että happamoituminen on muuttanut monien pienten ja karujen järvien kala- ja rapukantojen rakennetta Etelä-Suomessa ja aiheuttanut myös kantojen häviämistä. Happamoitumisen aiheuttamia muutoksia todettiin mm. Espoon-Vihdin alueella, Länsi-Uudellamaalla, Tampereen ympäristössä sekä Kaakkois-Suomessa. Koska kalayhteisöt Etelä-Suomen karuissa pikkujärvissä koostuvat yleisistä lajeista, ei happamoitumisen voida sanoa uhkaavan yhdenkään kalalajin kuulumista Etelä-Suomen järvien eläimistöön.

Kun kalakantoja tutkittiin uudestaan kolme vuotta perusselvityksen jälkeen, havaittiin muutaman heikentyneen särkikannan hävinneen ilmeisesti kokonaan ja usean sekä särki- että ahvenkannan taantuneen edelleen. Näiden havaintojen perusteella näyttää siltä, että muutokset järvien kalakannoissa voivat olla tietyissä happamoitumisen vaiheissa nopeitakin.

Tämän tutkimuksen tuloksia happamoitumisen aiheuttamien kalakantamuutosten esiintymisestä ei voida yleistää, koska aineistoon oli valittu enemmän happamoituneita järviä kuin niiden todellinen osuus järvien määrästä edellyttäisi. Tämän tutkimuksen ja vesi- ja ympäristöhallituksen HAPRO-tutkimuksen tuloksia yhdistämällä arvioitiin kuitenkin, että happamoituminen olisi vaikuttanut noin 1 000–2 000 kalakannan rakenteeseen. Näistä, enimmäkseen pienten järvien särkikannoista, noin 500:n arvioitiin hävinneen kokonaan.

Laskeumaperäisen happamoitumisen kalataloudelliset haitat Etelä-ja Keski-Suomessa näyttävät tämän tutkimuksen perusteella varsin vähäisiltä. Poikkeuksena saattaa olla rapu, jolle karut mutta happamoitumisherkät järvet ovat monin paikoin olleet viimeisiä turvapaikkoja rutolta, likaantumiselta ja vesirakentamiselta. Happamoitumisen vaikutuk-

set kalakannoissa saattavat rajoittaa paikallisesti virkistyskalastusmahdollisuuksia. Erityisesti tämä on mahdollista tiheään asutuilla seuduilla kuten Länsi-Uudellamaalla, Pirkanmaalla ja Kaakkois-Suomessa.

Alustavat havainnot happamoitumishaittojen lievittämisestä osoittivat, että happamoituvien vesien kalataloudellista arvoa voidaan parantaa istuttamalla niihin alkuperäislajistoa arvokkaampia ja kestäviä kaloja kuten kesänvanhaa planktonsiikaa. Happamoituvien järvien kalakantojen hoidossa päästäneen tuloksiin hyvin suunnitelluilla hoitotoimilla, joihin saattaa kuulua sekä kalkitus että istutus.

2. HAPROn yleissuunnitelman tavoitteiden toteutuminen

Tutkimuksen "Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin" tulokset vastaavat osaltaan HAPROn yleissuunnitelman neljään kysymykseen.

Ilman epäpuhtauksien haitallisista alueellisista vaikutuksista tuotettiin tietoa Etelä- ja Keski-Suomesta: happamoitumisen havaittiin heikentäneen kalakantoja pienissä karuissa järvissä.

Viisi vuotta on lyhyt aika tutkittaessa happamoitumisen kaltaisen hitaan ympäristömuutoksen vaikutuksia pitkäikäisten eläinten kuten kalojen ja ravun kantoihin. Kuitenkin tänäkin aikana havaittiin eräiden särki- ja rapukantojen taantumista varsin nopeasti, mikä viittaa happamoitumishaittojen pahentumiseen.

Mitään yksittäistä lajia ei voitane nimetä uhanalaiseksi. Sen sijaan monet herkkien lajien (rapu, särki) kannat ovat taantuneet ja jopa hävinneet tietyillä heikosti puskuroiduilla alueilla.

Alustavien havaintojen mukaan happamoitumisen haittoja voidaan lievittää sekä istuttamalla kestäviä kalalajeja että neutraloimalla happamoituvia vesiä.

3. Tutkimustarpeet tulevaisuudessa

Tutkimusta happamoitumisen vaikutuksista kalojen lisääntymiseen on jatkettava. On selvitettävä, mikä on kudun viivästymisen merkitys eri lajeilla ja mitkä fysiologiset mekanismit johtavat kudun viivästymiseen. Eri lajien ja niiden eri kehitysvaiheiden sekä eri kantojen keskinäisen herkkyyden tutkimista on niinikään jatkettava. Veden kalsiumin ja yleensä ionipitoisuuksien sekä liuenneen orgaanisen hiilen vaikutuksia happamuuden ja alumiinin myrkyllisyyteen on selvitettävä — myös kalkitustutkimusten yhteydessä. Vastaavanlaisia tutkimuksia tarvitaan selvitettäessä alunamaista aiheutuvia vesien happamoitumisen ongelmia.

Kun HAPRO-projekti alkoi vuonna 1985, Lappia pidettiin alueena, jossa ilman saasteet eivät vaikuta haitallisesti. Kuolan alueen kaivosteollisuuden aiheuttaman Itä-Lapin happamoitumisen tultua yleiseen tietoisuuteen, on myös happamoitumisen mahdollisten kalakantavaikutusten tutkiminen kyseisellä alueella tullut ajankohtaiseksi.

Etelä-Suomessa tulee osa HAPROn aikana tutkittujen järvien kalakannoista tutkia uudelleen sopivin väliajoin, jotta saataisiin käsitys happamoitumisen kehittymisestä. Samanaikaisesti on jatkettava happamoitumisen aiheuttamien haittojen lievittämiseen tähtääviä istutus- ja kalkituskokeita.

Lisäksi tulee arvioida, minkälaisia kala- ja raputaloudellisia haittoja vesistöjen happamoituminen on nykyisellään aiheuttanut, ja kuinka merkittäviksi lähinnä virkistys- ja kotitarvekalastukseen sekä mahdollisesti kalan- ja ravunviljelyyn kohdistuvat haitat voivat tulevaisuudessa muodostua.

Kiitokset

Esitämme kiitoksemme tutkimusalueiden kalastuskunnille ja vesialueiden omistajille, jotka ovat suhtautuneet erittäin myötämielisesti koekalastuksiin ja -ravustuksiin. Suurin osa kokeista on tehty RKTL:n Itä-Suomen keskuskalanviljelylaitoksella; kiitämme henkilökuntaa tutkimusmahdollisuuksista ja monenlaisesta avusta tutkimuksissa. Kiitämme myös Helsingin yliopiston Lammin biologisen aseman henkilökuntaa, RKTL:n kalantutkimusosaston ja erityisesti laboratorion henkilökuntaa, Porlan kalanviljelylaitoksen henkilökuntaa, Itä-Suomen kalastuskoeaseman henkilökuntaa sekä Evon kalastuskoeaseman ja kalanvil-

jelylaitoksen henkilökuntaa avusta vuosien varrella. Hankkeessa tehdystä työstä esitämme kiitoksemme lisäksi mm. seuraaville henkilöille: PEKKA AHLFORS, JOHANNA ELO, JUKKA JOKELA, ANTTI KOLI, EERO KUITTINEN, JARI LIUKKONEN, RIKU LUMIARO, MAURI LÖPPÖNEN, KARI NYBERG, VISA POHJOLA, EIRA RAILO, JAANA ROOS, KIMMO SARAMÄKI, JANNE SUOMELA, JUKKA TOSSAVAINEN ja JUSSI VUORENMAA. Yhteistyöstä kiitämme myös KARI KINNUSTA Lapin vesi- ja ympäristöpiiristä sekä MIKKO NIKINMAATA ja HEIKKI TUURALAA Helsingin yliopiston eläintieteen laitoksen fysiologian osastosta. Lisäksi korjausehdotuksista käsikirjoitukseen kiitämme HANNU LEHTOSTA ja MIKKO NIKINMAATA.

Kirjallisuus

ALM, G. 1946. Reasons for the occurrence of stunted fish populations with special regard to the perch. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 25, p. 1–146.

ALMER, B., DICKSON, W., EKSTRÖM, C., HÖRNSTRÖM, E. & MILLER, U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3, p. 30–36.

APPELBERG, M. 1984. Early development of the crayfish *Astacus astacus* L. in acid water. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61, p. 48–59.

APPELBERG, M. & ODELSTRÖM, T. 1985. Rekommendationer för provfiske efter kräftor. Utvärdering av försöksfisken samt reviderat förslag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 7. 28 s.

BAKER, J. P. & SCHOFIELD, C. L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18, p. 289–309.

BEAMISH, R. J. & HARVEY, H. H. 1972. Acidification of the LaCloche Mountain lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. J. Fish Res. Bd Can. 29, p. 1131–1143.

BENGTSSON, B., DICKSON, W. & NYBERG, P. 1980. Liming lakes in Sweden. Ambio 9, p. 34–36.

BROWN, D. J. A. & LYNAM, S. 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching of eggs and the survival of the yolk sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. at low pH. J. Fish Biol. 19, p. 205–211.

BRUMBAUGH, W. G. & KANE, D. A. 1985. Variability of aluminium concentrations in organs and whole bodies of smallmouth bass (*Micropterus dolomieui*). Environ. Sci. Technol. 19, p. 828–831.

CARRICK, T. R. 1979. The effect of acid water on the hatching of salmonid eggs. J. Fish Biol. 14, p. 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, p. 2062–2070.

CLEVELAND, L., LITTLE, E. E., HAMILTON, S. J., BUCKLER, D. R. & HUNN, J. B. 1986. Interactive toxicity of aluminum and acidity to early life stages of brook trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 115, p. 610–620.

CRAIG, G. R. & BAKSI, W. F. 1977. The effects of depressed pH on flagfish reproduction, growth and survival. Water Res. 11, p. 621–626.

DAYE, P. G. & GARSIDE, E. T. 1976. Histopathological changes in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. Can. J. Zool. 54, p. 2140–2155.

DICKSON, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 54, p. 8–20.

DIETRICH, D. & SCHLATTER, C. 1989. Aluminium toxicity to rainbow trout at low pH. Aquatic Toxicol. 15, p. 197–212.

DIETRICH, D., SCHLATTER, C., BLAU, N. & FISCHER, M. 1989. Aluminium and acid rain: mitigating effects of NaCl on aluminium toxicity to brown trout (*Salmo trutta fario*). Acid water toxicological and environmental chemistry 19, p. 17–23.

DRISCOLL, C. T., BAKER, J. P., BISOGNI, J. J. & SCHOFIELD, C. L. 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. Nature 284, p. 161–164.

EDWARDS, D. J. & HJELDNES, S. 1977. Growth and survival of salmonids in water of different pH. Ås, Norway, SNSF-Project. FR 10/77. 12 p.

ERIKSSON, F., HÖRNSTRÖM, E., MOSSBERG, P. & NYBERG, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. Hydrobiologia 101, p. 145–164.

ERKAMO, E. 1990. Ravun (*Astacus astacus* L.) biologiasta, kannanarvioinnista ja istutuksen kannattavuudesta pienessä hapanvetisessä metsäjärvessä. (Sammandrag: Kräftan (*Astacus astacus*) i ett litet surt träsk: Biologi, uppskattning av populationsstorleken och lönsamheten av utplanteringarna). (Summary: Crayfish, *Astacus astacus* L., in a small, acidic forest lake: Biology, stock assessment and profitability of stocking). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 5. 97 s.

FISCHER-SCHERL, T., HOFFMANN, R., SCHMITT, P. & LEHMANN, R. 1986. Einfluss der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fliesswässern. Fischer & Teichwirt 4, s. 101–105.

FIVELSTAD, S. & LEIVESTAD, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): mortality and physiological response. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm. 61, p. 69–77.

FORSIUS, M., KÄMÄRI, J., KORTELAINEN, P., MANNIO, J., VERTA, M. & KINNUNEN, K. 1990. Statistical lake survey in Finland:

Regional estimates of lake acidification. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 759–780.

FRANCE, R. L. 1983. Response of the crayfish *Orconectes virilis* to experimental acidification of a lake with special reference to the importance of calcium. In: C. R. Goldman (ed.) Freshwater crayfish 5. Westport, Conn., AVI Publishing Company. p. 98–111.

GILLET, Ch. & ROUBAUD, P. 1986. Survie embryonnaire précoce de 9 espèces de poissons d'eau douce après un choc de pH appliqué pendant la fécondation ou au cours des premiers stades du développement embryonnaire. Reprod. Nutr. Dévelop. 26, p. 1319–1333.

GRANDE, M., MUNIZ, I. P. & ANDERSEN, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, p. 2076–2084.

HELMINEN, O. 1984. Läntisen Uudenmaan rannikkoalueen järvien happamoitumistilanne. Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys. Julkaisu 5. 10 s.

HENRIKSEN, A., LIEN, L., ROSSELAND, B. O., TRAAEN, T. S. & SEVALDRUD, I. S. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted status. Ambio 18, p. 314–321.

HENRIKSEN, A., SKOGHEIM, O. K. & ROSSELAND, B. O. 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian salmon river. Vatten 40, p. 255–260.

HUDD, R., HILDÉN, M., URHO, L., AXELL, M.-B. & JÅFS, L.-A. 1984. Kyröjoen suisto- ja vaikutusalueen kalatalousselvitys 1980–1982. Vesihallitus, tiedotus 242 A, s. 1–149.

HULSMAN, P. F., POWLES, P. M. & GUNN, J. M. 1983. Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low-pH waters of the LaCloche Mountain area, Ontario. Trans. Amer. Fish. Soc. 112, p. 680–688.

HULTBERG, H. 1985. Changes in fish populations and water chemistry in Lake Gårdsjön and neighbouring lakes during the last century. Ecol. Bull. 37, p. 64–72.

HUTTUNEN, P., KENTTÄMIES, K., LIEHU, A., LIUKKONEN, M., NUOTIO, T., SANDMAN, O. & TURKIA, J. 1990. Paleoecological evaluation of the recent acidification of susceptible lakes in Finland. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 1071–1090.

JOHANSSON, K. & NYBERG, P. 1981. Försurning av svenska ytvatten — effekter och omfattning 1980. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 6. 118 s.

JOHANSSON, N., RUNN, P. & SOHTELL, M. 1981. Perivitelline pH of Salmonide eggs in relation to ambient pH. Water Res. Bull. 17, p. 994–999.

JÄRVENPÄÄ, T., NIKINMAA, M., WESTMAN, K. & SOIVIO, A. 1983. Effects of hypoxia on the haemolymph of freshwater crayfish *Astacus astacus* L. in neutral and acid water during the intermoult period. In: C. R. Coldman (ed.) Freshwater crayfish 5. Westport, Conn., AVI Publishing Company. p. 86–97.

KARLSSON-NORRGREN, L., BJÖRKLUND, I. & LJUNGBERG, O. 1986a. Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Diseases 9, p. 11–25.

KARLSSON-NORRGREN, L., DICKSON, W., LJUNGBERG, O. & RUNN, P. 1986b. Acid water and aluminium exposure: gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Diseases 9, p. 1–9.

KAUPPI, P., KENTTÄMIES, K., OIKARINEN, S. & VALLI, R. 1987. Happamoituminen Suomessa. Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön happamoitumisprojektin yleiskatsaus. Ympäristöministeriö, ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto. Sarja A 57/1987. 97 s.

KOLI, L., RASK, M. & ARO, E. 1985. Growth, age distribution and year class strength of perch, *Perca fluviatilis* L., at Tvärminne, northern Baltic Sea. Aqua Fennica 15, p. 161–167.

KORTELAINEN, P., MANNIO, J., FORSIUS, M., KÄMÄRI, J. & VERTA, M. 1989. Finnish lake survey: the role of organic and anthropogenic acidity. Water Air Soil Pollut. 46, p. 235–249.

KÄMÄRI, J. 1984. A quantitative assessment of lake acidification in Finland. Aqua Fennica 15, p. 11–20.

LAPPALAINEN, A. 1987. Happamoitumisen vaikutuksista pienten metsäjärvien ahvenpopulaatioihin Etelä-Suomessa. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos. Jyväskylä. 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, p. 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, p. 766–776.

LEIVESTAD, H. & MUNIZ, I. P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. Nature 259, p. 391–392.

LEUVEN, R. S. E. W. & OYEN, F. G. F. 1987. Impact of acidification and eutrofication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters on the Netherlands: an historical perspective. J. Fish Biol. 31, p. 753–774.

MASSABUAU, J.-C., FRITZ, B. & BURTIN, B. 1987. Mise en évidence de ruisseaux acides (pH ≤ 5) dans les Vosges. C. R. Acad. Sci. Paris 305 Ser III, p. 121–124.

MCCAHON, C. P., PASCOE, D. & MCKAVANAGH, C. 1987. Histochemical observations on the salmonids *Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L. and the ephemeropterans *Baetis rhodani* (Pict.) and *Ecdyonurus venosus* (Fabr.) following a simulated episode of acidity in an upland stream. Hydrobiol. 153, p. 3–12.

MCDONALD, D. G. 1983. The interaction of environmental calcium and low pH on the physiology of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. I. Branchial and renal net ion and H^+ fluxes. J. Exp. Biol. 102, p. 123–140.

MOUNT, D. R., HOCKETT, J. R. & GERN, W. A. 1988a. Effect of long-term exposure to acid, aluminium, and low calcium on

adult brook trout (*Salvelinus fontinalis*). 2. Vitellogenesis and osmoregulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, p. 1633–1642.

MOUNT, D. R., INGERSOLL, C. G., GULLEY, D. D., FERNANDEZ, J. D., LAPOINT, T. W. & BERGMAN, H. L. 1988b. Effect of long-term exposure to acid, aluminium, and low calcium on adult brook trout (*Salvelinus fontinalis*). 1. Survival, growth, fecundity, and progeny survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, p. 1623–1632.

MUNIZ, I. P. 1984. The effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 305, p. 517–528.

MUNIZ, I. P. & LEIVESTAD, H. 1980. Acidification — effects on freshwater fish. In: D. Drabløs & A. Tollan (eds.) Proc. Int. Conf. Ecol. Impact of Acid Precipitation. Sandefjord, Norway. p. 84–92.

NIKINMAA, M., JÄRVENPÄÄ, T., WESTMAN, K. & SOIVIO, A. 1983. Effects of hypoxia and acidification on the haemolymph pH values and ion concentrations in the freshwater crayfish, (*Astacus astacus* L.). Finnish Fish. Res. 5, p. 17–22.

NIKINMAA, M., SALAMA, A. & TUURALA, H. 1990. Respiratory effects of environmental acidification in perch (*Perca fluviatilis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 929–940.

NYBERG, P. & THØRNELØF, E. 1988. Operational liming of surface waters in Sweden. Water Air Soil Pollut. 41, p. 3–16.

ORAVAINEN, K. 1983. Kangasalan kunnan alueella sijaitsevien järvien perustutkimus 1982–1983. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. Tampere. 41 s.

OVERREIN, L. N., SEIP, H. M. & TOLLAN, A. 1980. Acid precipitation — effects on forest and fish. Ås, Norway, SNSF-Project, FR 19/80. 175 p.

PETERSON, R. H., DAYE, P. G. & METCALFE, J. L. 1980. Inhibition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) hatching at low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, p. 770–774.

PETERSON, R. H., DAYE, P. G., LACROIX, G. L. & GARSIDE, E. T. 1982. Reproduction in fish experiencing acid and metal stress. In: R. E. Johnson (ed.) Acid rain/fisheries. Proceedings of an International Symposium on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. p. 177–196.

PETERSON, R. H. & MARTIN-ROBICHAUD, D. J. 1982. Water uptake by Atlantic salmon ova as affected by low pH. Trans. Amer. Fish. Soc. 111, p. 772–774.

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. 1989. A model for moulting and growth of the noble crayfish *Astacus astacus* in an oligotrophic lake. In: G. de Tiefenau (ed.) Freshwater crayfish 7. Lausanne. p. 155–164.

PÄTILÄ, A. 1982. Happamoitumisen vesikemialliset vaikutukset — havaintoja Etelä-Suomen karuista järvistä. Luonnon Tutkija 86, s. 19–22.

PÄTILÄ, A. 1984. Pohjois-Espoon järvien happamoitumisherkkyys 1984. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 8/84. 30 s.

RAITANIEMI, J. 1987. Ahvenen, *Perca fluviatilis* L., kasvusta ja kasvuun vaikuttavista tekijöistä Etelä-Suomen happamoituneissa pikkujärvissä. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Eläintieteen laitos. Helsinki. 69 s.

RAITANIEMI, J. & RASK, M. 1990. Preliminary effects of liming to the fish populations of small acidic lakes in southern Finland. Aqua Fennica 20, p. 115–123.

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, p. 209–219.

RASK, M. 1983a. Differences in growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) in two small forest lakes. Hydrobiologia 101, p. 139–144.

RASK, M. 1983b. 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, p. 73–76.

RASK, M. 1984. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. Ann. Zool. Fennici 21, p. 9–13.

RASK, M. 1987. Effects of acid deposition on fish populations in small lakes of southern Finland.In: R. Perry, R. M. Harrison, J. N. B. Bell & J. N. Lester (eds.) Acid rain: scientific and technical advances. Lontoo, Selper Ltd. p. 528–532.

RASK, M. 1989a. Roach, *Rutilus rutilus* L., populations as an indicator of lake acidification. In: J. Bohac & V. Ruzicka (eds.) Proc 5th Int. Conf. Bioindicatores Deteriorisationis Regionis. Institute of Landscape ecology CAS. Ceske Budejovice. p. 411–417.

RASK, M. 1989b. Perch, *Perca fluviatilis* L., in small lakes: Relations between population chracteristics and lake acidity. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 74, p. 169–178.

RASK, M. 1990. Changes in fish population structure of some acidified lakes of southern Finland during a three year period. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24 (in press.)

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, p. 351–371.

RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., TUUNAINEN, P., VUORINEN, M. & VUORINEN, P. 1986. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin — havaintoja vuodelta 1985. Suomen Kalastuslehti 93, s. 162–165.

RASK, M. & RAITANIEMI, J. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in recently acidified lakes of southern Finland — a comparison with unaffected waters. Arch Hydrobiol. 112, p. 387–397.

RASK, M. & TUUNAINEN, P. 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 911–927.

RASK, M., VUORINEN, M. & VUORINEN, P. J. 1988a. Whitefish stocking: an alternative in mitigating acidification effects? Finnish Fish. Res. 9, p. 489–495.

RASK, M., VUORINEN, M & VUORINEN, P. J. 1988b. Siian sopivuudesta happamien vesien hoitokalaksi. Suomen Kalastuslehti 95, s. 176–179.

RASK, M., VUORINEN, P. J. & VUORINEN, M. 1990. Delayed spawning of perch, *Perca fluviatilis* L., in acidified lakes. J. Fish Biol. 36, p. 317–325.

READER, J. P., DALZIEL, T. R. K. & MORRIS, R. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminium and manganese in soft acid water. J. Fish. Biol. 32, p. 607–624.

RODGERS, D. W. 1984. Ambient pH and calcium concentrations as modifiers of growth and calcium dynamics of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, p. 1774–1780.

ROMBOUGH, P. J. & JENSEN, J. O. T. 1985. Reduced water uptake and resistance to deformation in acid-exposed eggs of steelhead *Salmo gairdneri*. Trans. Amer. Fish. Soc. 114, p. 571–576.

ROSSELAND, B. O., SEVALDRUD, I., SVALASTOG, D. & MUNIZ, I. P. 1980. Studies on freshwater fish populations — effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection. In: D. Drabløs & A. Tollan (eds.) Proc. Int. Conf. Ecol. Impact of Acid Precipitation. Sandefjord, Norway. p. 336–337.

RUNN, P., JOHANSSON, N. & MILBRINK, G. 1977. Some effects of low pH on hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis*. Zoon 5, p. 115–125.

RYAN, P. M. & HARVEY, H. H. 1980. Growth responses of yellow perch, *Perca flavescens* (Mitchill), to lake acidification in the LaCloche mountain lakes of Ontario. Env. Biol. Fish. 5, p. 97–108.

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, p. 1556–1561.

SCHOFIELD, C. L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio 5, p. 228–230.

SILVO, K. & WEPPLING, K. 1989. Pienvesistöjen kalkituskokeet Kymen läänissä 1986–1987. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 151, 47 s.

SIMOLA, H., KENTTÄMIES, K. & SANDMAN, O. 1985. The recent pH history of some Finnish headwater and seepage lakes, studied by means of diatom analysis of ^{210}Pb dated sediment cores. Aqua Fennica 15, p. 245–255.

SIPPONEN, M. 1978. Happaman veden vaikutuksista hauen mätiin. Ympäristö ja terveys 8, s. 555–560.

SKURDAL, J., QVENILD, T. & HESSEN, D. O. 1986. *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. In: P. Brinck (ed.) Freshwater crayfish 6. Lund. Sweden. p. 178–181.

SMIRNOV, A. N. 1977. Okun Finskogo zaliva (Summary: The perch of the Gulf of Finland). Izv. GosNIORH 123, p. 106–116.

ST-PIERRE, M. & MOREAU, G. 1987. Résistance et viabilité des gamètes d'Omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*, à différents pH. Hydrobiol. 153, p. 139–148.

SUMARI, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. Ann. Zool. Fennici 8, p. 406–421.

SVÄRDSON, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 55, p. 144–171.

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, p. 275–280.

TIKKA, J. 1984. Vihdin järvien happamoituminen. Vihdin luonto. 11 s.

TOIVONEN, J. 1962. Kokemuksia rotenonmyrkytyksistä. Suomen Kalastuslehti 69, s. 172–177.

TOIVONEN, J. 1964. Rotenonmyrkytysten avulla saatuja tietoja eräiden lampien kalakannoista ja niihin vaikuttavista tekijöistä. I. Lampien yleisluonne ja kokonaiskalamäärät. Suomen Kalastuslehti 71, s. 3–8.

TOLONEN, K. & JAAKKOLA, T. 1983. History of lake acidification and air pollution studied on sediments in South Finland. Ann. Bot. Fennici 20, p. 57–78.

TOLONEN, K., LIUKKONEN, M., HARJULA, R. & PÄTILÄ, A. 1986. Acidification of small lakes in Finland documented by sedimentary diatom and chrysophycean remains. In: J. P. Smol, R. W. Battarbee, R. B. Davis & J. Meriläinen (eds.) Diatoms and lake acidity. Dordrecht, Junk. p. 169–199.

TONN, W. M., MAGNUSON, J. J., RASK, M. & TOIVONEN, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. Amer. Nat. 136(3), p. 345–375.

TURNPENNY, A. W. H., SADLER, K., ASTON, R. J., MILNER, A. G. P. & LYNAM, S. 1987. The fish populations of some streams in Wales and Northern England in relation to acidity and associated factors. J. Fish Biol. 31, p. 415–434.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. & VUORINEN, M. 1986. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1985. (English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1985). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 50, s. 1–39.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. & VUORINEN, M. 1987. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1986. (English summary: Effects of

acidic deposition on fish. Report 1986). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 67. 72 s.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. & NIEMELÄ, E. 1988. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. (English summary: Effects of acidic deposition on fish. Report 1987). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 84. 103 s.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. & NIEMELÄ, E. 1989. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1988. (English summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1988). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 93. 86 s.

TUUNAINEN, P., VUORINEN, P. J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. & NIEMELÄ, E. 1990. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. (Sammandrag: Effekterna av surt nedfall på fisk och kräftor. Rapport för år 1989) (English summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish. Report 1989). Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia — Fiskundersökningar 8. 97 s.

VUORINEN, M. 1987. Effects of exposure to aluminium and acidity on fish fry. In: P. Anttila & P. Kauppi (eds.) Symposium of the Finnish Research Project on Acidification (HAPRO). Ministry of the Environment, Ministry of Agriculture and Forestry. Series A 64/1987. 88 p.

VUORINEN, P. J., RASK, M., VUORINEN, M. & RAITANIEMI, J. 1988. Espoon järvien happamoitumistutkimus 1987: vaikutukset kaloihin. Espoon ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 2/88. 23 s.

VUORINEN, P. J., VUORINEN, M. & PEURANEN, S. 1990. Long-term exposure of adult whitefish (*Coregonus wartmanni*) to low pH/aluminium: Effects on reproduction, growth, blood composition and gills. In: P. Kauppi, P. Anttila & K. Kenttämies (eds.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. p. 941–961.

VUORINEN, P. J., LAPPALAINEN, A., RASK, M., TUUNAINEN, P. & VUORINEN, M. Water quality during snowmelt and in summer in small Finnish forest lakes sensitive to acidification. (käsikirjoitus a, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

VUORINEN,P. J., VUORINEN, M., PEURANEN, S., RASK, M., LAPPALAINEN, A. & RAITANIEMI, J. Reproduction, growth, blood chemistry and gill histology of perch (*Perca fluviatilis*) in three acidified lakes. (käsikirjoitus b, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

WATT, W. D., SCOTT, C. D. & WHITE, W. J. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impat on Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40, P. 462–473.

WEDEMEYER, G. A. & MCLEAY, D. J. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. In: A. D. Pickering (ed.) Stress and fish. London. Academic Press. p. 247–275.

WEINER, G. S., SCHRECK, C. B. & LI, H. W. 1986. Effects of low pH on reproduction of rainbow trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 115, p. 75–82.

WESTMAN, K. & PURSIAINEN, M. 1982. Size and structure of crayfish (*Astacus astacus*) populations on different habitats in Finland. Hydrobiologia 86, p. 67–72.

WOOD, C. M. & MCDONALD, D. G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. Ann. Soc. Roy. Zool. Belg. 117, p. 399–410.

YOUSON, J. H. & NEVILLE, C. M. 1987. Deposition of aluminium in the gill epithelium of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal. Can. J. Zool. 65, p. 647–656.