

26

MARJA RUOPPA & TIINA OJALA

AHVENTUTKIMUKSET OUTOKUMPU OY:N KOKKOLAN TEHTAIDEN EDUSTAN MERIALUEELLA VUOSINA 1984 JA 1985

Sammandrag: Undersökningar med abborre utanför Outokumpu Oy, Kokkola kustområde under åren 1984 och 1985

English summary: Physiological effects of metal industry effluents on perch (*Perca fluviatilis*) in brackish water in 1984 and 1985

TARJA NAKARI & MARJA RUOPPA

TERVAKOSKI OY:N JÄTEVESIEN VAIKUTUKSISTA SEEPRAKALAN MÄTIIN JA KUORIUTUNEISIIN POIKASIIN SEKÄ KIRJOLOHIEEN ELINTOIMINTOIHIN

Sammandrag: Inverkningarna av avloppsvatten från Oy Tervakoski Ab papperfabrik på ägg och yngel av sebrafisk samt regnbågens fysiologi

English summary: The effects of pulp and paper mill (Tervakoski Oy) waste waters on the eggs and alevins of zebrafish and on the physiology of rainbow trout

SEPPO REKOLAINEN & LEA KAUPPI

ARVIO MAATALOUS 2000 -KOMITEAN ESITTÄMIEN TOIMENPITEIDEN VAIKUTUKSISTA YMPÄRISTÖÖN

Sammandrag: Utvärdering av miljökonsekvenserna av de åtgärder som föreslagits av Jordbruk 2000 kommittén

English summary: Assessment of the Finnish Agriculture 2000 -program: effects on the environment

HEIKKI PITKÄNEN & ILPPO KETTUNEN

SORANNOSTON VAIKUTUKSET RANNIKKOVESIALUEEN TILAAN: ITÄISEN SUOMENLAHDEN, ERITYISESTI PYHTÄÄN EDUSTAN VEDENLAATU JA SIIHEN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

English summary: Effects of gravel uptake on coastal waters: water quality in the eastern Gulf of Finland with special reference to waters off Pyhtää

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki
puh. (90) 56 601/julkaisutilaukset

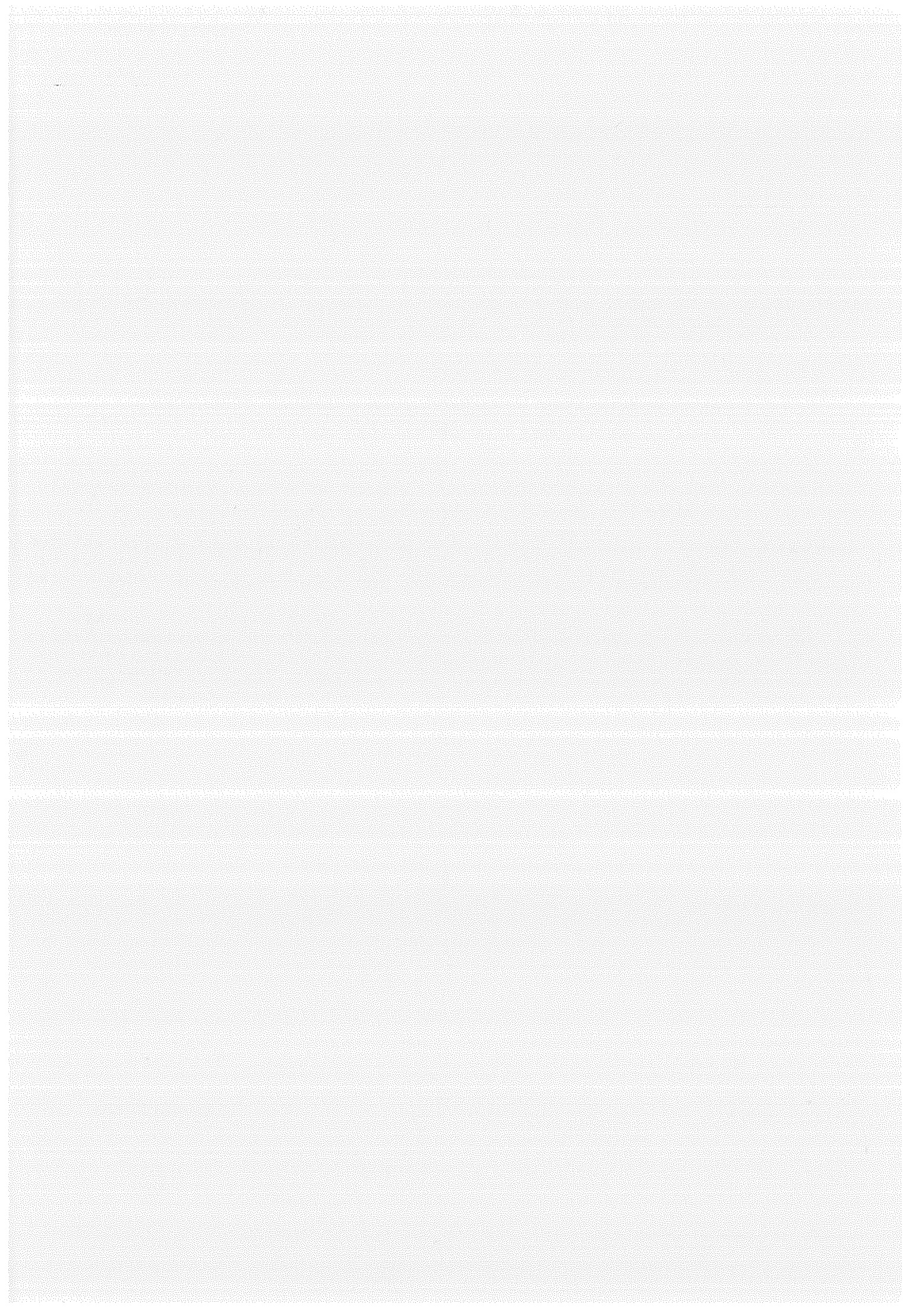
ISBN 951-47-2157-8
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1988

Marja Ruoppa

Tiina Ojala

AHVENTUTKIMUKSET OUTOKUMPU OY:N KOKKOLAN TEHTAIDEN
EDUSTAN MERIALUEELLA VUOSINA 1984 JA 1985



Julkaisija

*Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämääräTekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

*Ruoppa, Marja ja Tiina Ojala

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

*Ahventutkimukset OutokumpuOy:n Kokkolan tehtaiden edustan merialueella vuosina 1984 ja 1985

Julkaisun lajiToimeksiantajaToimielimen asettamispvm

* Tutkimusraportti

Julkaisun osat

*

Tiivistelmä

*Tarkoituksena oli tutkia Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden jätevesipäästöjen vaikutuksia luonnonkalojen (ahven) elintoimintoihin ja myrkkyaivneenvaihduntaan. Tutkimusalueita oli kaksi: koealue 2,5 km etäisyydellä purkupaikasta ja kontrollialue noin 15 km päässä tehtaalta. Kalat pyydystettiin 2-7 vrk ennen näytteenottoa. Tämän ajan kaloja säilytettiin sumpuissa. Tutkitut kalat olivat pääasiassa naaraita. Vuonna 1984 tehtaan lähialueen vedessä oli huomattavasti korkeammat raskasmetallipitoisuudet kuin kontrollialueella. Vuonna 1985 erot veden laadussa eivät olleet yhtä suuret. Eroja todettiin myös kalojen elintoiminnoissa. Vuonna 1984 ahvenilla ilmeni anemiaa, joka osoittaa heikentynyttä hapenkuljetuskykyä. Pernal ALA-D-aktiivisuus oli alentunut. Samoin todettiin muutoksia hiilihydraattiainevaihdunnassa, mikä viittää pitkäaikaiseen rasitukseen. Myös kalojen vierasainevaihdunta oli käynnistynyt. Vuonna 1985 muutokset kalojen elintoiminnoissa eivät olleet samaa suuruusluokkaa.

Asiasanat (avainsanat)

*Veden laatu, metallit, kalafysiologia, vaikutukset

Muut tiedot

*

Sarjan nimi ja numeroISBNISSN

*Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 26

951-47- 2157-8

0783-327X

KokonaissivumääräKieliHintaLuottamuksellisuus

*ss. 1-33

Suomi

Julkinen

JakajaKustantaja

*Valtion painatuskeskus

Vesi- ja ympäristöhallitus

Utgivare

* Vatten- och miljöstyrelsen

UtgivningsdatumFörfattare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)

* Ruoppa, Marja och Tiina Ojala

Publikation (även den finska titeln)

* Ahventutkimukset Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden edustan merialueella vuosina 1984 ja 1985 (Undersökningar med abborre utanför Outokumpu Oy, Kokkola kustområde under åren 1984 och 1985)

Typ av publikationUppdragsgivareDatum för tillsättandet av organet

* Forskningsrapport

Publikationens delar

*

Referat

* Syftet av denna forskning var att undersöka effekter av metalindustrins (Outokumpu Oy, Kokkola) avloppsvatten hos recipientlevande abborre (fysiologi och giftmetabolism). Forsknings områdena var Bågasören 2,5 km utifrån fabriken och Norra Hamnskär, 15 km utifrån fabriken. Fiskarna fångades med nät 2-7 dygn före provtagningen och bevarades i sumparna. Största delen av fiskarna var honar. Under året 1984 innehöll vattenproverna nära utsläppspunkten högre halter tungmetaller jämförd med kontrollpunkten. Under året 1985 var skillnaderna i vattenkvalitet inte lika stora. Resultaterna visades störningar i fiskarnas fysiologi. I året 1984 var fiskarna anemiska och mjältens ALA-D-aktivitet har sjunkit. Man kunde också finna ändringar i kolhydrat- samt giftmetabolism. I året 1985 var störningarna i fiskarnas fysiologi inte samma storlek.

Nyckelord

* Vattenkvalitet, metaller, fiskfysiologi, effekter

Övriga uppgifter

*

Seriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Sideantal

* ss. 1-33

Språk

Finska

PrisSekretessgrad

Öffentlig

Distribution

* Statens tryckericentral

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen

Published by

The National Board of Waters and Environment, Finland

Date of publicationAuthor(s)

Ruoppa, Marja and Tiina Ojala

Title of publication

Ahventutkimukset Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden edustan merialueella vuosina 1984 ja 1985 (Physiological effects of metal industry effluents on perch (*Perca fluviatilis*) in brackish water in 1984 and 1985)

Type of publication

Examination report

Commissioned byParts of publicationAbstract

The purpose of this study was to examine the effects of zinc and cobalt plant effluents from Outokumpu Oy, Kokkola works on the physiology and detoxification of wild fish living in the recipient. Two research areas were chosen: Bågasören, situated 2,5 km from the factory sewer, and the control area, Norra Hamnskär, 15 km from the factory. Female perch were used as test fish. The fish were caught with gillnets 2-7 days before sampling and kept in two separate cages. The concentrations of heavy metals near the sewer were in 1984 significantly higher than in the control area. In 1985 the differences in water quality were not as high. Different parameters analyzed showed that the effluents from the factory caused changes in the physiology of the fish. In 1984 the perch suffered from severe anaemia resulting in poor oxygen carrying capacity of the blood. The ALA-D-activity of the spleen decreased significantly, which could have been the reason for the low hemoglobin concentration of the fish. Changes in the carbohydrate metabolism were also detected, such as the decrease of plasma glucose concentration and slight increase in liver glycogen content. This indicates a longterm stress. In the liver the detoxification and elimination of harmful substances was already in progress. This was noted by the increase of the liver UDP-GT-activity and the decrease of the BG-activity. In 1985 the changes of the perch physiology were smaller.

Keywords

Waterquality, metals, fish physiology, effects

Other informationSeries (key title and no.)

Publications of the Water and Environment Administration 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Pages

pp 1-33

Language

Finnish

PriceConfidentiality

Public

Distributed by

Government Printing Centre

Publisher

The National Board of Waters and Environment, Finland

SISÄLLYS

	Sivu
1 JOHDANTO	10
2 OUTOKUMPU OY, KOKKOLAN TEHTAAT	10
3 KOEJÄRJESTELYT	12
4 NÄYTTEENOTTO JA ANALYYSIMENETELMÄT	13
5 TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELUA	14
5.1 Tutkimusalueiden veden laatu	14
5.2 Kunto- ja rasitusmuuttujat	17
5.3 Aineenvaihduntamuuttujat	19
5.4 Kudosvauriomuuttujat	20
5.4.1 ASAT	20
5.4.2 Asetyylikoliiniesteraasi	21
5.5 Vierasaineenvaihdunta	22
5.6 ALA-D raskasmetallivaikutusten osoittajana	23
5.7 Metallien vaikutuksesta kaloihin	25
6 YHTEENVETO	26
KIRJALLISUUS	29

1 JOHDANTO

Näiden tutkimusten tarkoituksena oli selvittää Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden jätevesipäästöjen vaikutuksia luonnonkalojen elintoimintoihin ja myrkkyaineenvaihduntaan. Työssä verrattiin toisiinsa kahta kalaryhmää, joista toinen oli pyydystetty mahdollisimman läheltä jätevesien purkukohtaa ja toinen puhtaalta merialueelta. Tutkimukset suoritettiin kesä-elokuussa vuosina 1984 ja 1985.

2 OUTOKUMPU OY, KOKKOLAN TEHTAAT

Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaat käsittävät kobolttitehtaan, sinkkitehtaan, voimalaitoksen sekä apuosastoja. Tuotantomäärät on esitetty taulukossa 1 ja jätevesipäästöt taulukossa 2. Outokumpu Oy:n jätevedetpuretaan mereen 1,1 ha suuruisen saostusaltaan kautta. Jätevedet ovat happamia ja pääkuormitteet ovat typpi, kiintoaine ja eräät metallit. Outokumpu Oy:n lisäksi Kokkolan edustan merialuetta kuormittavat Kemira Oy:n rikkihappo-, natriumsulfaatti-, kalsiumkloridi- ja seoslannoitetehtaiden jätevedet sekä Kokkolan kaupungin asumajätevedet.

Taulukko 1. Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden tuotanto vuonna 1984 (Kokkolan vesipiirin mukaan).

Zn-tehdas

Zn	159 000 t/a
Cd	614 "
Hg	79 "
SO ₂	97 000 "
Co-sakan koboltti	41 "
Cu-sakan kupari	677 "
Seleeni	9 "

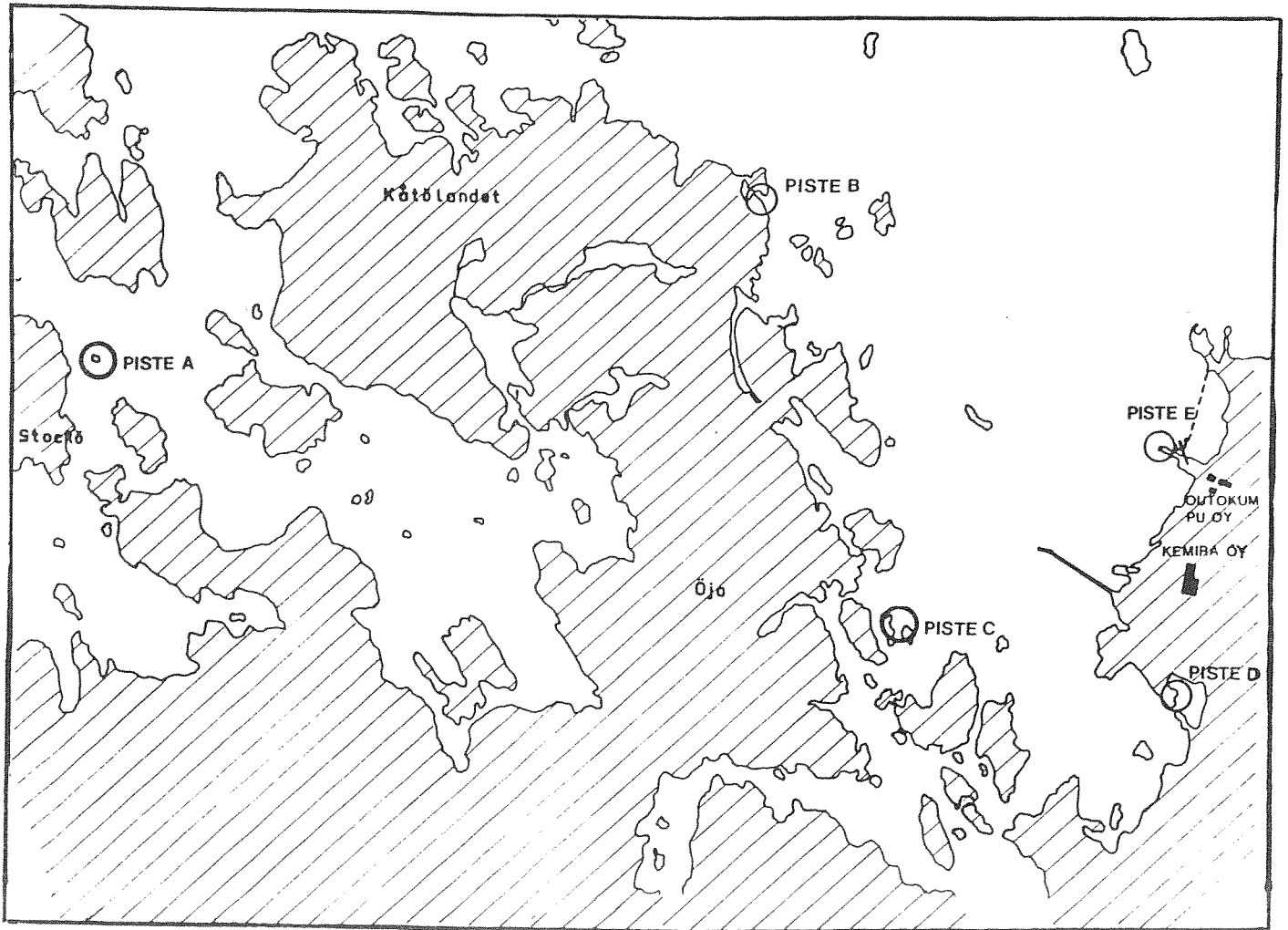
taulukko jatkuu

 Co-tehdas

Co-pulveri	1 500 t/a
Co-briketit	" "
Kalsiummolybdaatti	750 t/a
Sivuotuotteet:	
Cu-sakka (Cu)	1 500 t/a
Ni-suola (Ni)	1 000 "
Zn-sakka	1 300 "
Ammoniumsulfaatti	20 000 "
SO ₂ (S)	46 500 "
Purppuramalmi	157 000 "

Taulukko 2. Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden jätevesipäästöt tutkimusvuosina (Kokkolan vesipiirin mukaan)

	1984	1985
Zn (t/kk)	2.26	1.39
Cu "	0.14	0.17
As "	0.023	0.006
N "	53.7	36
Fe "	24.6	21
Ni "	0.97	1.0
Co "	1.4	1.8
Cd "	9.6	5
Hg "	0.68	0.30
Kiintoaine (t/kk)	19	29
pH	4.7	5.5
jätevesimäärä		
(m ³ /vrk	64 125	63 150



Kuva 1. Tutkimusalue

3 KOEJÄRJESTELYT

Tutkimusalueet määräytyivät osittain sen mukaan, mistä koe-
kalat saatiin pyydystettyä. Vuosina 1984 ja 1985 koealueena
oli jätevesien lähivaikutusalue noin 2,5 km etäisyydellä pur-
kuputkesta (piste C, Bågasören). Kontrollialueina olivat
kauempana (10-15 km) tehtaasta olevat puhtaat vesistöalueet
(vuonna 1984 Norra Hamnskär (piste A) ja vuonna 1985 Märraskär
(piste B). Tutkimusalue on esitetty kuvassa 1.

Koekaloina käytettiin ahvenia (Perca fluviatilis), jotka pyydystettiin verkoilla ja rysillä 2 - 7 vuorokautta ennen näytteenottoa. Tämän ajan kaloja säilytettiin kahdessa erillisessä verkkosumppussa (1 m x 1m, noin 30 kalaa/sumppu). Vuonna 1984 sekä koe- että kontrollikalat siirrettiin Potin lahteen. Vuonna 1985 koekalat siirrettiin tehtaan purkuputken lähistölle ja kontrollikalat merivartioaseman rantaan lähelle pyydystyspaikkaa. Kaloja ei ruokittu sumputuksen aikana. Vuonna 1984 kaikki tutkitut kalat olivat naaraita (paino $95,5 \pm 7$ g ja pituus 21 ± 0.4 cm). Vuonna 1985 tutkituista kaloista (paino 117 ± 36 g ja pituus 22 ± 2 cm) oli 70 % naaraita.

4 NÄYTTEENOTTO JA ANALYYSIMENETELMÄT

Näytteenottoa varten kalat nostettiin haavilla sumpuista yksittellen, tainnutettiin, punnittiin ja mitattiin. Välittömästi tämän jälkeen kalan pyrstösuonesta otettiin verinäyte heparinoituun ruiskuun. Näytteestä mitattiin hematokriitti (Hkr)-arvo ja kestävästiin osa hemoglobiinipitoisuuden (Hb) määrittämistä varten. Loppu verinäyte sentrifugoitiin ja plasma erotettiin osa glukoosipitoisuuden määrittämiseen. Plasma säilöttiin nestetyypeen. Tämän jälkeen kalasta otettiin kudokset, jotka myös säilöttiin nestetyypeen. Maskan uridiinidifosfo-glukuronosyylitransferaari (UDP-GT)- ja β -glukuronosyylitransferaasi (BG)-aktiivisuuksien määrittämistä varten otetut näytteet pidettiin nestetyydessä analysointiin asti. Muut näytteet siirrettiin pakasteeseen (-20°) noin 5 vrk näytteenoton jälkeen.

Kliinis-kemialliset analyysit tehtiin Ruopan (1982) mukaan. Tulosten tilastollinen merkitsevyys testattiin Student'in t-testillä.

5 TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELUA

Kalanäytteiden tulokset on esitetty taulukoissa 4 ja 5.

5.1 TUTKIMUSALUEIDEN VEDEN LAATU

Tarkastelun kohteena olleiden tutkimusalueiden vesianalyysitulokset on esitetty taulukossa 3. Vesinäytteet otettiin samoina päivinä kuin kalanäytteetkin. Ne on analysoitu Kokkolan vesipiirissä ja Vesihallituksen tutkimuslaboratoriossa.

Taulukko 3. Tutkimusalueiden veden laatu vuosina 1984 ja 1985

PARAMETRI	KOEALUEET			KONTROLLIALUEET		
	Piste D Potti satama-allas 1984	Piste C Bågasören 1984	1985	Piste E Tehdas satama-allas 1985	Piste A Norra Hamnskär 1984	Piste B Märraskär 1985
T C	15,6	14,5	12,1	10,2		12,3
O ₂ mg/l	13,1	12,8	10,7	10,7	12,8	10,8
pH	7,2	7,4	7,8	7,5	7,4	7,7
Kiintoaine mg/l	3,3	3,8	4,1	4,4	3,8	3,7
Johtokyky mS/m	642	660	360	365	642	360
Alkaliniteetti mmol/l	0,80	0,81	0,81	0,78	0,80	0,84
COD _{Mn} mg/l	7	7	7	8	8	7
BOD ₇ mg/l	2,7	1,8	0,7	0,6	2,5	1,5
Kok.N ug/l	735	590	271	535	508	267
Kok.P ug/l	25	13	6	6	14	7
Fe ug/l	271	215	73	314	168	45
Cu ug/l	4,5	9,5	1,0	1,6	4,7	1,0
Cd ug/l	-	-	0,05	0,09	-	0,04
Co ug/l	3,3	3,2	2,0	24,9	1,0	1,0
Zn ug/l	39,0	37,0	7,5	37,0	10,0	6,5
Ni ug/l	-	-	2,73	26,51	-	2,27

Taulukko 4. Vuonna 1984 ahvenista analysoidut parametrit ($x \pm SD$) ja tutkittujen kalojen lukumäärä (n). Tilastollinen testaus on suoritettu Students'in t-testillä.

- * $p < 0,05$
 ** $p < 0,01$
 *** $p < 0,001$

	KONTROLLI (n)				KOE (n)			
PITUUS (cm)	20.5	\pm 1.5	(25)	21.0	\pm 1.3	(25)		
PAINO (g)	89.7	\pm 22.3	(25)	100.2	\pm 21.0	(25)		
KUNTOINDEKSI	1.0	\pm 0.1	(25)	1.1	\pm 0.1	(25)		
HEMATOKRIITTI (%)	0.35	\pm 0.05	(23)	0.31	\pm 0.05	(25)	*	
VEREN HEMOGLOBIINI (g/l)	66.0	\pm 6.6	(25)	54.8	\pm 8.6	(25)	***	
MCHC	190.0	\pm 18.2	(23)	176.3	\pm 30.8	(25)		
PLASMAN GLUKOOSI (g/l)	1.5	\pm 0.6	(24)	1.0	\pm 0.3	(24)	**	
PLASMAN LAKTAATTI (g/l)	0.15	\pm 0.07	(24)	0.11	\pm 0.05	(24)		
MAKSAN GLYKOGEEINI (g/kg)	11.3	\pm 4.4	(24)	12.4	\pm 4.0	(24)		
MAKSAN UDP-GT (p mol/mg prot/min)	14.9	\pm 7.4	(19)	21.1	\pm 7.25	(20)		
MAKSAN BG (nmol/mg prot/min)	0.73	\pm 0.2	(25)	0.49	\pm 0.2	(25)	***	
LIHAKSEN KOLIINI- ESTERAASI (U/g prot)	12.4	\pm 3.1	(7)	13.2	\pm 6.7	(9)		
PERNAN ALA-D μmol PBG/mg Hb)	0.11	\pm 0.04	(25)	0.07	\pm 0.03	(25)	***	

Taulukko 5. Vuonna 1985 ahvenista analysoidut parametrit ($\bar{x} \pm SD$) ja tutkittujen kalojen lukumäärä (n). Tilastollinen testaus on suoritettu Students'in testillä.

* $p < 0,05$

** $p < 0.01$

*** $p < 0.001$

	KONTROLLI (n)			KOE (n)			
PITUUS (cm)	20.6	\pm 3.3	(18)	23.0	\pm 1.9	(24)	**
PAINO (g)	91.7	\pm 40.1	(18)	142.1	\pm 34.4	(24)	***
KUNTOINDEKSI	1.0	\pm 0.2	(18)	1.2	\pm 0.1	(24)	***
HEMATOKRIITTI (%)	0.29	\pm 0.03	(16)	0.30	\pm 0.03	(24)	
HEMOGLOBIINI (g/l)	66.6	\pm 6.5	(18)	72.2	\pm 7.5	(24)	*
MCHC	226.5	\pm 12.2	(16)	242.8	\pm 26.9	(24)	*
PLASMAN GLUKOOSI (g/l)	0.73	\pm 0.17	(15)	1.7	\pm 0.6	(24)	***
PLASMAN LAKTAATTI (g/l)	0.11	\pm 0.04	(15)	0.20	\pm 0.16	(24)	*
PLASMAN ASAT (U/l)	174.8	\pm 43.1	(9)	71.9	\pm 26.5	(15)	***
MAKSAN GLYKOGEENI (g/kg)	17.8	\pm 9.2	(15)	16.5	\pm 10.5	(18)	
LIHAKSEN KOLIINI- ESTERAASI (U/g prot.)	23.8	\pm 11.0	(15)	24.2	\pm 21.1	(20)	
MAKSAN UDP-GT (μ mol/mg prot./min)	35.8	\pm 30.1	(12)	30.1	\pm 25.2	(14)	
PERNAN ALA-D (μ mol PBG/mg Hb)	0.38	\pm 0.18	(18)	0.45	\pm 0.16	(23)	

Vuonna 1984 eräiden metallien pitoisuudet (Fe, Cu, Zn ja Co) olivat koealueella korkeammat kuin kontrollipisteessä. Muutoin ei vesianalyysituloksissa ollut suuriakaan eroja koe- ja kontrollialueiden kesken.

Vuonna 1985 koe- ja kontrollialueiden veden laatu ei raskasmetallien osalta suurestikaan eronnyt toisistaan. Koe-alueen veden kobolttipitoisuus oli kuitenkin kaksinkertainen kontrollialueeseen verrattuna. Myös Fe-pitoisuus oli koealueella korkeampi. Purkuputken lähistöllä (piste E) kaikki analysoidut metallipitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat muihin alueisiin verrattuna.

Vesinäytteiden metallipitoisuudet olivat vuonna 1984 huomattavasti korkeammat kuin vuonna 1985 myös kontrollialueella. Samoin oli selvät erot sähkönjohtavuudessa ja BOD₇ sekä kokonaistyyppipitoisuuksissa.

5.2 KUNTO- JA RASITUSMUUTTUJAT

Kalan kuntoa ja rasitusta kuvaavina muuttujina pidetään veren Hkr-arvoa sekä Hb- ja MCHC (keskihemoglobiini)-pitoisuutta. Hemoglobiinipitoisuus on suoraan verrannollinen veren hapenkuljetuskykyyn. Alentunut Hb-pitoisuus (anemia) johtuu useimmiten kidusvauriosta tai plasman ionitasapainon aiheuttamasta veren laimenemisestä. Aneeminen veri on tehoton hapenkuljettaja. Veren Hkr-arvo ilmaisee punasolujen suhteellisen osuuden kokoverestä. Mikäli punasolujen koko pysyy muuttumattomana, johtuu Hkr-arvon muutos yleensä samoista tekijöistä kuin Hb-pitoisuuden muutokset. MCHC kuvastaa puolestaan punasolujen koon muutoksia. Alhainen MCHC johtuu mm. lohikaloilla punasolujen rasitusperäisestä turpoamisesta.

Vuonna 1984 koeryhmän kalojen Hb-pitoisuudet ja Hkr-arvot olivat merkitsevästi alentuneet ($P < 0.001$ ja $P < 0.05$). Myös punasolujen MCHC-pitoisuudet olivat laskeneet näillä kaloilla

jonkin verran (ei merkitsevästi) kontrolliryhmään verrattuna. Tulos osoittaa koekalojen olleen aneemisia sekä niiden hapenkuljetuskyvyn heikentyneen.

Vuonna 1985 koekalojen Hb- ja MCHC-pitoisuudet olivat merkitsevästi korkeammat ($P < 0.05$) kuin kontrollikaloilla, Hkr-arvon pysyessä muuttumattomana. Tämä osoittaa kalojen olleen hapenkuljetuskyvyn osalta hyväkuntoisia.

Larsson (1975) ja Johansson-Sjöbeck ja Larsson (1978) ovat tutkineet kadmiumin vaikutuksia murtoveden kaloihin (ahven, ankerias ja kampela) ja havainneet jopa 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ kadmiumpitoisuuden aiheuttavan kaloille anemiaa. Haux ja Larsson ym. (1984) ovat todenneet saman 10-100 $\mu\text{g}/\text{l}$ olevilla kadmiumpitoisuuksilla. Sjöbeck ym. (1984) tutkivat biokemiallisia ja hematologisia muutoksia ahvenilla, jotka elävät eräässä kaakois-Ruotsin joessa (kadmiumpitoisuus 0.1-0.2 $\mu\text{g}/\text{l}$). Näillä ahvenilla oli selviä eroja verenkuvassa verrattuna kontrollikaloihin.

Anemian varsinaista syntymekanismia ei tunneta, mutta sen oletetaan johtuvan kadmiumin vaikutuksesta kalojen rauta-aineenvaihduntaan, punasolujen ikään sekä lisääntyneeseen plasmatilavuuteen. Korkeammilla selkärangkaisilla on havaittu, että kadmium vaikuttaa häiritsevästi raudan imeytymiseen ruoansulatuskanavasta (Larsson ym. 1984).

Sinkkisulfaatin on puolestaan todettu alentavan Hkr-arvoja juovarihmakalalla, Colissa fasciatus (Mishra ja Srivastava 1979) ja häiritsevän kirjolohen (Salmo gairdneri) kidusten hapenottokykyä aiheuttamalla muutoksia kidusrakenteissa (Morgan ja Tovell 1973 sekä Hughes ja Adeney 1977). Tuurala ja Soivio (1982) ovat osoittaneet, että 1.25 mg Zn/l aiheuttaa mm. kirjolohen kidusten sekundaarilamellien fuusiota ja siten hengitysepiteelin pinta-alan pienentymisestä. Tämä pidentää hapen diffuusiomatkaa vedestä vereen ja heikentää kalojen hapensaantia.

5.3 AINEENVAIHDUNTAMUUTTUJAT

Tärkeimmät aineenvaihduntareaktiot tapahtuvat maksassa. Hiilihydraattivarastojen (lähinnä glykokeenin) määrä vaikuttaa kalojen kykyyn liikkua ja sietää rasitusta. Maksan ja lihaksen glykokeenipitoisuudet kuvaavat kalan helposti käytössä olevia energiavaroja. Glykokeeni kulutetaan nopeasti akuutissa rasituksessa. Plasman sokeri- l. glukoosipitoisuus sekä maitohappo- l. laktaattipitoisuus ilmentävät samoin kalan hiilihydraattiaineenvaihdunnan tilaa. Plasman sokeripitoisuus yleensä alenee pitkäaikaisen rasituksen seurauksena ja kohoaa lyhytaikaisessa rasituksessa. Samoin pitkäaikainen paasto johtaa plasman glukoosipitoisuuden alenemiseen. Maitohappopitoisuus puolestaan on häiriintymättömällä kalalla tavallisesti hyvin alhainen. Ulkoinen tai aineenvaihdunnallinen häiriö kohottaa kuitenkin plasman maitohappopitoisuutta nopeasti jopa yli 10-kertaiseksi.

Vuonna 1984 koeryhmän kalojen veren glukoosipitoisuus oli merkitsevästi ($P < 0.01$) alhaisempi kontrollikaloihin verrattuna, osoittaen kalojen kärsineen pitempiaikaisesta rasituksesta. Plasman laktaattipitoisuus oli koeryhmällä jonkin verran matalampi (ei merkitsevästi) kuin kontrollikaloilla. Koeryhmän kaloilla oli maksan glykokeenipitoisuus hieman korkeampi (ei merkittävästi) kuin kontrolliryhmällä.

Vuonna 1985 oli koeryhmän kalojen plasman glukoosipitoisuus huomattavasti korkeampi ($P < 0.001$) ja laktaattipitoisuus myös korkeampi ($P < 0.05$) kuin kontrolliryhmällä. Tähän saattaa olla syynä se, että kalat saivat pyydystyksen jälkeen toipua sumpuissa vain 2 vrk ennen näytteenottoa. Kaloilla havaittiin maksan glykokeenipitoisuuden vähäistä laskua verrattuna kontrolliryhmään, mikä myös viittaa akuuttiin rasitukseen.

Larsson (1975) on todennut pitkäaikaisen kadmiumaltistuksen (0.005-0.5 mg/l) kohottavan kalojen veren glukoosipitoisuutta

sekä maksan glykogeenipitoisuutta. Haux ja Larsson (1984) havaitsivat, että kadmiumaltistus nostaa kalojen maksan glykogeenipitoisuutta. Tämä hiilihydraattiaineenvaihdunnan häiriö ei ollut palautuva edes toipumisvaiheen aikana. Toisaalta on myös todettu, että subakuutti kadmiumaltistus on eräällä barbilajilla (Labeo rohita) lisännyt seerumin glukoosipitoisuutta, mutta alentanut maksan glykogeenipitoisuutta. Tutkimuksessa todetaankin, että eri kalalajit käyttäytyvät eri tavalla (Das & Banerjee 1975).

Kirjallisuuden mukaan kadmium kertyy haimaan ja häiritsee insuliinia tuottavien β -solujen toimintaa aiheuttaen hiilihydraattiaineenvaihdunnan häiriöitä. Insuliinin tiedetään edistävän kalojen kasvua lisäämällä aminohappojen käyttöä lihaksessa. Heikentyneen insuliinin tuoton vuoksi voi kalan kasvu kuitenkin häiriintyä mikä edelleen vaikuttaa kalan kehitykseen ja lisääntymiseen (Haux & Larsson 1984). Sjöbeck ym. (1984) on todennut kadmiumin vaikuttavan munuaisputkien toimintaan lisäämällä näissä glukoosin eritystä.

5.4 KUDOSVAURIOMUUTTUJAT

5.4.1 ASAT

Kudosvaurioita voidaan osoittaa määräämällä plasmasta kudospöraisten entsyymien aktiivisuuksia tai määrittämällä aktiivisuus itse kudoksesta. Aspartaattiaminotransferaasia (ASAT), joka toimii aminohappojen aineenvaihdunnassa, esiintyy lähes kaikissa kudoksissa, mutta sen aktiivisuudet vaihtelevat. Plasman ASAT-aktiivisuuden kohoamista pidetään eräänä maksavaurioiden ilmentäjänä. Kalojen plasman ja kudosten ASAT-aktiivisuuden on usein todettu muuttuvan eri myrkköjen vaikutuksesta. Metallionien on osoitettu inhiboivan ko. entsyymiaktiivisuutta.

Vuoden 1985 tutkimuksissa havaittiin koeryhmän kaloilla plasman ASAT-aktiivisuuden merkitsevä lasku ($P < 0.001$) verrattuna

kontrollikaloihin. Raskasmetalleilla on ilmeisesti ollut aktiivisuutta inhiboiva vaikutus. Tämä on yhdenmukainen useiden kirjallisuudessa esiintyvien tutkimustulosten kanssa.

Rautaruukki Oy:n Raahen rautatehtaan jätevesitutkimuksessa (Miettinen ym. 1982) havaittiin kirjolohen plasman ASAT-aktiivisuuden laskua (55.8 %) kolmen viikon altistuksessa. Kuparin on eri tutkimuksissa osoitettu joko kohottavan tai alentavan kalojen plasman ASAT-aktiivisuutta. Puronieriällä (Salvenius fontinalis) 337 vrk pitkäaikaiskokeissa on havaittu plasman ASAT-aktiivisuuden laskua pitoisuuksissa 32.5 ja 17.4 $\mu\text{g Cu/l}$ (Mc Kim ym. 1970). Samoin plasman ASAT-aktiivisuuden laskua on todettu piikkimonnilla 600 vrk:n kuparialtistuksessa (Christensen ym. 1972). Strik ym. (1975) havaitsivat myös kuusiarvoisen kromin pitoisuudessa 10 mg/l alentavan ASAT-aktiivisuutta särjen (Rutilus rutilus) maksassa.

5.4.2 Asetyylikoliiniesteraasi

Koliiniesteraasia muodostuu maksassa ja se koostuu eri isoentsyymeistä, joiden aktiivisuus voidaan määrittää useista kudoksista. Asetyylikoliiniesteraasi on entsyymi, joka hajottaa hermoimpulssin kemialliseen siirtämiseen tarvittavan asetyylikoliinin. Muutokset entsyymin aktiivisuudessa kuvastavat osaltaan hermostollisia vaurioita.

Tässä tutkimuksessa valkoisen lihaksen asetyylikoliiniesteraasiaktiivisuudet eivät kumpanakaan vuonna eronneet tutkituilla kalaryhmillä.

Kirjallisuuden mukaan seerumin ja plasman AChE-aktiivisuuden kohoamista on todettu lyijynitraatin ja kadmiumkloridin subletaaleissa pitoisuuksissa puronieriällä (Christensen 1975). Sen sijaan kuparisulfaatin on todettu inhiboivan seerumin ja aivojen AChE-aktiivisuutta karpeilla (Nemcsok ym. 1984). Raahen tutkimuksessa kirjolohen valkoisen lihaksen AChE-aktiivisuus kohosi erittäin merkitsevästi 6 viikon altistuksen

aikana. Toisaalta Olsonin ja Christensenin (1980) mukaan sinkki ja kupari alentavat AChe-aktiivisuuksia kalojen lihaksessa.

5.5 VIERASAINEENVAIHDUNTA

Vierasaineenvaihdunta muokkaa sekä ympäristöstä peräisin olevat myrkylliset aineet että eliöiden oman aineenvaihdunnan tuloksena syntyneet elintoiminnoille haitalliset yhdisteet vesiliukoisiksi ja siten helposti eritettäviksi.

Kaloissa vierasaineenvaihduntaan osallistuvien entsyymien aktiivisuustasossa tai siihen liittyvien yhdisteiden pitoisuuksissa tapahtuvat muutokset ilmentävät vesien kemiallista kuormitusta yleensä melko nopeasti. Vierasaineenvaihdunta on vilkkainta maksassa, mutta sitä tapahtuu myös muissa kudoksissa. Detoksikaatioentsyymeistä UDP-GT muodostaa poistumiskelpoisia glukuronideja ja sen aktiivisuus kuvastaa kohotesaan elimistön lisääntyntä kykyä vapautua vierasaineista. BG-aktiivisuuden kohoaminen kuvastaa soluvaurioita ja lasku lisääntyntä kykyä vapautua haitallisista aineista. Ympäristömyrkköjen on todettu sekä aktivoivan että inhiboivan kyseisiä entsyymejä.

Vuoden 1984 tutkimuksessa havaittiin koekalojen maksan UDP-GT-aktiivisuuksissa selvä kohoaminen ($P < 0.05$) verrattuna kontrollikaloihin. Vuonna 1985 ei todettu eroja koe- ja kontrollikaloiden UDP-GT-aktiivisuuksien välillä. Maksan BG-aktiivisuudet olivat vuonna 1984 merkitsevästi alhaisemmat ($P < 0.001$) koeryhmän kaloilla.

Tulokset osoittavat, että vuonna 1984 koeryhmän kaloilla on tapahtunut myrkyllisten yhdisteiden poistamiseen käytettävien entsyymien aktivoitumista. Konjugaatioreaktiot ovat aktivoituneet ja konjugoituneita yhdisteitä hajoittavan entsyymin aktiivisuus on vähentynyt. Tämä johtaa tehokkaaseen vierasaineenvaihduntaan. Vuonna 1985 ei todettu muutoksia vierasaineita poistavien entsyymien aktiivisuuksissa.

Raahessa tehdyt kirjolohialtistukset osoittivat jätevesien aiheuttavan maksan UDP-GT-aktiivisuuden kohoamista ja BG-aktiivisuuden alenemista. Kirjallisuuden mukaan on osoitettu metalli-ionien laskevan BG-aktiivisuutta. Myös Das & Banerjee (1980) on todennut kadmiumin alentavan kalojen maksan BG-aktiivisuutta. Nämä tukevat tässä tutkimuksessa saamiamme tuloksia.

5.6 ALA-D RASKASMETALLIVAIKUTUSTEN OSOITTAJANA

ALA-D eli δ -aminolevuliinihappodehydrataasi on entsyymi, joka katalysoi porfobilinogeenin (PBG) muodostumista kahdesta δ -aminolevuliinihappomolekyylistä. Tämä entsyymi toimii sekä nisäkkäiden että kalojen hemoglobiinisynteesissä. Sen on todettu olevan hyvä raskasmetallivaikutusten ilmentäjä.

Entsyymi-inhibitioita on todettu sekä nisäkkäillä että kaloilla lyijyn vaikutuksesta, jolloin punasolujen entsyymi-aktiivisuudet ovat alentuneet ja hemisynteesi heikentynyt. Luukalojen pääasiallisen punasolujen muodostus tapahtuu munuaisessa ja pernassa. Useimmissa tutkimuksissa ALA-D-aktiivisuutta on mitattu punasoluista, joissakin tutkimuksissa myös munuaisesta, maksasta ja pernasta. Eri kudoksista mitattuja aktiivisuuksia ei kuitenkaan voida verrata suoraan toisiinsa. Punasolujen ALA-D-aktiivisuuden mittaaminen on todettu sopivaksi lyijyn vaikutusta osoittavaksi parametriksi myös kaloilla.

Vuonna 1984 kalojen pernan ALA-D-aktiivisuudet olivat merkittävästi alentuneet ($P < 0.001$) kontrolleihin verrattuna. Tulos kuvastaa entsyymin inhiboitumista ja se saattaa osaltaan olla syynä myös veren alhaiseen Hb-pitoisuuteen näillä kaloilla. Vuonna 1985 eivät koeryhmän ja kontrollin pernan ALA-D-aktiivisuudet eronneet toisista. Koeryhmän kaloilla oli hieman korkeammat aktiivisuudet (ei merkittävästi), mikä osaltaan selittää sen, etteivät kalat kärsineet anemista kuten vuonna 1984.

Lyijyn (pitoisuudessa 13 $\mu\text{g Pb/l}$) on todettu inhiboivan entsyymiaktiivisuutta kirjolohella 4 viikon altistuksessa. Myös muiden metallien (Cd, Cu ja Zn) vaikutusta ALA-D-aktiivisuuteen on tutkittu, mutta vaikutukset eivät kuitenkaan ole yhtä selvät kuin lyijyllä. Sinkin on aluksi todettu lisäävän, mutta 7 viikossa alentavan ALA-D-aktiivisuutta kirjolohella. Pienin lyijyannos, joka kahdessa viikossa inhiboi ALA-D-aktiivisuutta kirjolohella oli 10 $\mu\text{g Pb/l}$ (Hodson ym. 1977). Kampealla sen sijaan on todettu 4 viikon kadmium-altistuksen (500 ppb Cd/l) alentavan merkittävästi pernan ALA-D-aktiivisuutta Luonnonahvenilla ei ole todettu eroja punasolujen ALA-D-aktiivisuuksissa kadmiumin vaikutuksesta (Sjöbeck 1984). Jackim (1973) sen sijaan on todennut kadmiumin ja sinkin lisäävän kalojen maksan ALA-D-aktiivisuutta kahden viikon aikana. Samassa tutkimuksessa lyijy, kupari ja elohopea inhiboivat kyseistä entsyymiaktiivisuutta. Kirjolohella tehdyissä metallialtistuksissa on todettu kuparin pitoisuuksissa 30 ja 100 $\mu\text{g/l}$ aluksi kohottavan, mutta neljän kuukauden kuluttua alentavan maksan ALA-D-aktiivisuutta. Entsyymi-inhibition oletettiin johtuvan kuparin vaikutuksesta entsyymin rakenteeseen tai sen muodostumiseen. Kadmiumilla ei samassa tutkimuksessa todettu vaikutusta ko. entsyymin aktiivisuuteen (Ariello ym. 1984).

Myös lämpötilalla on huomattu olevan merkitystä entsyymin aktiivisuuteen. Lehtinen ym. (1984) ovat tutkineet TiO_2 -tehtaan jätevesien vaikutuksia kirjolohen fysiologiaan kahdessa eri lämpötilassa 2 viikon ajan. Koiraiden punasolujen ALA-D-aktiivisuus aleni alhaisemman lämpötilan (7-8°C) ryhmässä. Lyijypitoisuuden ollessa jätevedessä hyvin alhainen oletettiin inhibition johtuvan jäteveden sisältämistä muista metalleista. Pernal ALA-D-aktiivisuuden on todettu alentuvan merkittävästi myös Raahen kirjolohialtistuksessa 3 viikon ajan.

5.7 METALLIEN VAIKUTUKSESTA KALOIHIN

Metalleihin liittyvä kirjallisuus käsittelee suurimmaksi osaksi kertymätutkimuksia ja akuuttia myrkyllisyyttä. Metallien käyttäytymistä kuvataan yleensä aineen abrosboitumisella, kertymisellä ja erityksellä. Suuret pitoisuudet saattavat kuitenkin aiheuttaa erilaisia myrkyllisyysoireita.

Myrkyllisyystutkimukset on useimmiten tehty yksittäisillä metalleilla, mistä johtuen käytettävissä on ollut vain muutamia metalliseosten vaikutuksiin liittyviä tutkimuksia (Ariillo ym. 1982 Larsson ym. 1984 ja Lehtinen ym. 1984).

Tietyt metallit ovat pieninä pitoisuuksina välttämättömiä myös kalojen elintoiminnoille toimimalla biokemiallisissa prosesseissa ja entsyymisysteemeissä. Organismeilla on kyky kerätä välttämättömiä metalleja ja varastoida niitä itseensä välttääkseen puutostilan. Normaalin ylittävä metallien kertyminen aiheuttaa kuitenkin joko palautuvia tai palautumattomia muutoksia kaloissa. Solujen toiminta häiriintyy jos pitoisuus kudoksessa ylittää kriittisen tason. Tällöin metallit estävät entsyymitoimintoja esim. sitoutumalla niiden aktiivisiin kohtiin. Haitalliset ei-välttämättömät metallit saattavaa myös muuttaa solukalvon rakennetta, aiheuttaa toiminnallisia häiriöitä entsyymeissä tai vaikuttaa DNA:n rakenteeseen. Kasvuun ja kehitykseen kohdistuvat vaikutukset johtuvat usein proteiinisynteesin ja solunjakautumisen häiriintymisestä. Metallien on todettu myös estävän kalojen ravinnonottoa ja viivästyttävän tai estävän kutukypsyyden saavuttamista ja kutua.

Metallien myrkyllisyyden kannalta on tärkeätä tietää missä muodossa ja minkälaisina yhdisteinä metallit vesistöissä esiintyvät. Esiintymismuotoon sekä biologiseen käyttökelpoisuuteen puolestaan vaikuttavat vesiympäristön fysikaaliset ja kemialliset tekijät.

On olemassa myös lukuisia esimerkkejä myös siitä, että kalat pystyvät sopeutumaan hyvinkin erilaisiin ympäristön metallipitoisuuksiin. Arillo ym. (1982) mukaan kadmiumin, kromin ja nikkelin seoksella suoritettu kirjolohialtistus aiheutti useita biokemiallisia muutoksia, joista osa oli palautumattomia.

Altistettaessa murtoveden ahvenia sinkkiä, kuparia, lyijyä, kadmiumia ja elohopeaa sisältävälle "keinotekoiselle" jätevedelle yhden kuukauden ajan, todettiin merkitseviä muutoksia ionitasapainossa, hiilihydraattiaineenvaihdunnassa sekä veri-arvoissa. Osa näistä muutoksista heikentää olennaisesti kalojen normaaleja elintoimintoja. Ylimääräisen raskituksen todettiin vielä voimistavien myrkkövaikutuksia. (Larsson ym. 1984).

6 Y H T E E N V E T O

Vuonna 1984 koealueen veden raskasmetallipitoisuudet olivat kontrollialueeseen verrattuna selvästi korkeammat. Kalojen sumputus satama-altaassa ennen näytteenottoa ei todennäköisesti vaikuttanut koekaloihin, vaan metallialtistuksen voidaan katsoa jatkuneen. Kontrollikalujen pitäminen satama-altaassa ei myöskään ehtinyt vaikuttaa elintoimintoja muuttavasti. Vuonna 1985 veden metallipitoisuuksissa oli vain vähän eroja koe- ja kontrollipisteiden kesken. Verrattaessa metallipitoisuuksia vuosina 1984 ja 1985 havaitaan, että vuonna 1985 koe-pisteen pitoisuudet olivat selvästi alhaisemmat. Tämä näkyy myös kalojen elintoiminnoissa.

Tehdyistä tutkimuksista voidaan lisäksi todeta seuraavaa:

Molempina tutkimusvuosina kalat olivat ulkoisesti terveitä.

- Vuonna 1984 kaloista analysoidut parametrit osoittavat, että tehtaan lähialueella ahventen elintoiminnoissa oli tapahtunut selviä muutoksia. Vuonna 1985 muutoksia ei todettu samassa määrin.

- Vuonna 1984 koeryhmän ahvenet kärsivät anemiasta ja niiden hapenkuljetuskyky oli heikentynyt. Veren alhainen Hb-pitoisuus on voinut johtua mm. pernan ALA-D-aktiivisuuden inhiboitumisesta (eli hemoglobiinisynteesin heikentymisestä). Vuonna 1985 koekaloissa ei vastaavaa todettu.

- Hiilihydraattiaineenvaihdunnassa oli tapahtunut muutoksia molempina koevuosina joskin ehkä eri syistä. Vuonna 1984 koeryhmän kaloilla havaittiin plasman glukoosipitoisuuden merkitsevä lasku verrattuna kontrollikaloihin, joka osoittaa pitkäaikaista rasitusta. Samansuuntaisia tuloksia ovat ruotsalaiset saaneet ahventutkimuksissaan. Vuonna 1985 koekalojen plasman glukoosi- ja laktaattipitoisuudet olivat merkitsevästi korkeammat kuin kontrollikaloihin, mikä kuvaa lyhytaikaista rasitusta. Tämä johtune liian lyhyestä "lepoajasta" ennen näytteenottoa ja toisaalta akuutista stressistä, jonka aiheuttivat huomattavasti korkeammat raskasmetallitoisuudet satama-altaan vedessä.

- Muutoksia oli tapahtunut myös tietyissä entsyymiaktiivisuuksissa, mikä osoittaa vedenlaadun vaihteluilla olleen selvä vaikutus kaloihin. Vuonna 1985 havaittiin plasman ASAT-aktiivisuuden merkittävää inhibitiota, joka kirjallisuuden mukaan on eräs tyypillinen raskasmetallivaikutuksen ilmentäjä.

- Maksasta määritetyt vierasaineenvaihdunnan tilaa osoittavat entsyymit (UDP-GT ja BG) kuvaavat kaloissa tapahtuvaa myrkyllisten aineiden eritystä. Vuonna 1984 oli koekalojen UDP-GT merkittävästi kohonnut ja BG-aktiivisuus selvästi inhiboitunut, mikä osoittaa, että jäteveden vaikutusalueella elävillä ahvenilla vierasaineenvaihdunta on aktivoitunut. Vuonna 1985 koekaloilla ei vierasaineenvaihdunnassa todettu eroja kontrolliin verrattuna.

- Tulos osoittaa, että kalojen elintoimintoja kuvaavat parametrit ilmentävät veden laadun vaihteluita. Kalat reagoivat herkästi ympäristön tilan muutoksiin, mutta kykenevät myös sopeutumaan niihin melko laajoissa rajoissa. Vuonna 1984 oli ahventen elintoiminnoissa todettavissa enemmän muutoksia kuin vuonna 1985.

K I R J A L L I S U U S

- Arillo, A., Calamari, D. Margiocco, C., Melodia, F. ja Mensi, 1984, Biochemical effects of long-term exposure to cadmium and copper on rainbow trout (Salmo gairdneri): of water quality criteria. Ecotox, and Environm. Safety 8, 106-117.
- Arillo, A., Margiocco, C. Melodia, F. ja Mensi, P. 1982: Biochemical effects of long term exposure to Cr, Cd, Ni on rainbow trout (Salmo gairdneri Rich.): Influence of sex and season. Chemosphere, 11 (1), 47-57.
- Christensen, G.M. 1975. Biochemical effects of metylmercuric chloride, cadmium and lead nitrate on the embryos and alevins of the brook trout, Salvelinus fontinalis. Toxicol. Appl. Pharmacol. 32:191-197.
- Christensen, G.M., McKim, J.M., Brungs, W.A. ja Hunt, E.P. 1972. Changes in the blood of the brown bullhead (Ictalurus nebulosus LeSueur) following short and long term exposure to copper (II). Toxicol. Appl. Pharmacol. 23:417-427.
- Das, K.K. ja Banerjee, S.K., 1980. Cadmium Toxicity in fishes, Hydrobiol. 75, 117-121.
- Haux, C. ja Larsson, Å. 1984. Long-term sublethal physiological effects on rainbow trout, Salmo gairdneri, durnig exposure to cadmium and after subsequent recovery, Aquat. Toxicol. 5, 129-142.

- Hodson, P.V., Blunt, B.R., Spry, D.J. ja Austen, K. 1977. Evaluation of erthrocyte α -amino levulinic acid dehydratase activity as a short-term indicator in fish of a harmful exposure to lead. J. Fish. Res. Bd. Canada. 34, 501-508.
- Hughes, G.M. ja Adeney, R.J. 1977. Th effects of zinc on the cardiac and ventilatory rhytms of rainbow trout (Salmo gairdneri, Richardson) and their responses to environmental hypoxia. Water Res. 11, 1069-1077.
- Jackim, E. 1973. Influence of lead and other metals on fish α -aminolevulinatase dehydrase activity. J. Fish. Res. Bd. Canada 30 (4), 560-562.
- Johansson-Sjöbeck, M-L. ja Larsson, Å. 1978. The effect of Cadmium on the hematology and on the activity of α -aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) in blood and hematopoietic tissues of the flounder, Pleuronectes flesus L., Environm. Res. 17, 191-204.
- Larsson, Å. 1975. Some Biochemical effects of toxic chemicals on aquatic animals Ed. Koeman, J.H. ja Strik J.J.T.W.A.
- Larsson, Å., Haux, C., Sjöbeck, M-L ja Lithner, G., 1984, Physiological effects of an additional stressor on fish exposed to a simulated heavy-metal-containing effluent from a sulfide ore smeltery. Ecotox. and Environm. Safety 8, 118-128.
- Lehtinen, K-J., Larsson, Å. ja Klingstedt, G. 1984, Physiological disturbances in rainbow trout, Salmo gairdneri (R.), exposed at two temperatures to effluents from a titanium dioxide industry, Aquat. Toxicol. 5, 155-156.

- McKim, J.K, Christensen, B.M. ja Hunt, E.P. 1970. Changes in the blood of brook trout (Salvelinus fontinalis) after short-term exposure to copper. J. Fish, Res.Bd, Canada 27:1883-1889.
- Miettinen, V., Nakari, T. ja Lönn, B-E. 1982. Rautaruukki Oy:n Raahen tehtaiden jätevesien vaikutuksista lohikalojen fysiologiaan. Vesihallituksen monistesarja nro 149, 1-32.
- Mishra, S. ja Srivastava, A.K. 1979. Hematology as index of sublethal toxicity of zinc in a freshwater teleost. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 22, 695-698.
- Morgan, M. ja Tovell, P.W.A. 1973. The structure of the gill of the trout (Salmo gairdneri Richardson). Z. Zellforsch. 142:147-162.
- Nemcsök, J., Nemeth, A; Buzàs, ZS. ja Boross, L. 1984. Effects of copper, zinc and paraquat on acetylcholinesterase activity in carp (Cyprinus carpio L.) Aquat. Toxicol., 5, 23-31.
- Oikari, A., Lönn, B-E., Castrén, M., Nakari, T., Snickars-Nikinmaa, B., Bister, H. ja Virtanen, E., 1983. Toxicological effects of dehydroabiestic acid (DHAA) on the trout, Salmo gairdneri Richardson, in fresh water., Water Res., 17, 81-89.
- Olson, D.L. ja Christensen, G.M. 1980. Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase in vitro. Environ. Res. 21:327-335.
- Ruoppa, M. 1982. Vesihallinnossa käytettävät kalojen kliiniskemialliset ja histologiset määrittämenetelmät. Vesihallituksen monistesarja nro 98. ss. 1-40.

- Sjöbeck, M-L., Haux, C., Larsson, Å. ja Lithner, G. 1984.
Biochemical and hematological studies on perch, Perca fluviatilis, from the cadmium-contaminated river Emån.
Ecotox. and Environm. Safety 8, 303-312.
- Strik, J.J.T.W.A., Iongh, H.H. de, Rijn van Alkemade, J.W.
A. van & Wuite, T.P. 1975. Toxicity of chromium (IV)
on fish, with special reference to organoweights,
liver and plasma enzyme activities, blood parameters
and histological alterations, - Teoksessa: Koeman,
J.H. & Strik, J.J.T.W.A. (toim.), Sublethal effects
pf toxic chemicals on aquatic animals: 31-41.
Amsterdam - Oxford - New York.
- Tuurala, H. ja Soivio, A. 1982. Structual and circulatory
changes in the secondary lamellae of Salmo gairdneri
gills after sublethal exposures to dehydroabietic
acid and zinc. Aquatic, Tox, 2, 21-29.

Tarja Nakari

Marja Ruoppa

TERVAKOSKI OY:N JÄTEVESIEN VAIKUTUKSISTA SEEPRAKALAN
MÄTIIN JA KUORIUTUNEISIIN POIKASIIN SEKÄ KIRJOLOHJEN
ELINTOIMINTOIHIN

Julkaisija

*Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämääräTekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

*Nakari, Tarja ja Marja Ruoppa

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

*Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksista seeprakalan mätiin ja kuoriutuneisiin poikasiin sekä kirjolohien elintoimintoihin

Julkaisun lajiToimeksiantajaToimielimen asettamispvm

* Tutkimusraportti

Julkaisun osat

*

Tiivistelmä

Tutkimuksessa selvitettiin Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksia seeprakalan mätiin ja poikasiin 14-vuorokauden myrkyllisyystestillä. Samoin tutkittiin Kernaalanjärvässä (koealue) ja Alasjärvässä (kontrollialue) sumputettujen kirjolohien elintoimintoja. Myrkyllisyystestin mukaan puhdistamolle tuleva jätevesi oli kesäkuussa ja elokuussa samanlaatuista. Suurin osa mädistä kuoli 100% jätevedessä. Muissa laimennoksissa ei ollut korrelaatiota kuolevuuden ja laimennoksen välillä. Puhdistamolta lähtevät jätevesinäytteet olivat erilaisia. Elokuussa kaikissa jätevesilaimennoksissa poikaset kuolivat ennen kokeen loppua, mikä osoittaa häiriötä puhdistamon toiminnassa. Tervajoen vedellä tehty testi vastasi kuolevuuden osalta kontrollia. Mikroskoopointi osoitti kaloihin kertyvän runsaasti nestettä, minkä seurauksena niiden selkärangat vinoutuivat. Myös kalojen silmissä oli epämuodostumia. Altistetut poikaset kuluttivat myös ruskuaisvarastonsa nopeammin kuin kontrollit. Samoja oireita todettiin Tervajoen vedessä altistetuissa kaloissa. Vaikka kirjolohialtistus jäi lyhyeksi, tulokset osoittavat huomattavia muutoksia kalojen vesi/ioni-tasapainossa. Kalojen valkean lihaksen vesipitoisuus kasvoi, kun toisaalta plasman Ca^{++} , Mg^{++} ja proteiinipitoisuudet alenivat. Plasman ASAT-aktiivisuus lisääntyi osoittaen maksavaurioita. Nämä ovat tyypillisiä massa- ja paperiteollisuuden aiheuttamia muutoksia kalojen elintoiminnoissa.

Asiasanat (avainsanat)

*Teollisuusjätevesi, massa- ja paperiteollisuus, biologiset vaikutukset seeprakala, kirjolohi, mäti, fysiologia

Muut tiedot

*

Sarjan nimi ja numero

*Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Kokonaissivumäärä

*Ss. 33-68

Kieli

Suomi

HintaLuottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

*Valtion painatuskeskus

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus

Utgivare

* Vatten- och miljöstyrelsen

UtgivningsdatumFörfattare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)

* Nakari, Tarja och Marja Ruoppa

Publikation (även den finska titeln)

* Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksista seeprakalan mätiin ja kuoriutuneisiin poikaisiin sekä kirjolohien elintoimintoihin (Inverkningarna av avloppsvatten från Oy Tervakoski Ab papperfabrik på ägg och yngel av sebrafisk samt regnbågens fysiologi)

Typ av publikation

* Forskningsrapport

UppdragsgivareDatum för tillsättandet av organetPublikationens delar

*

Referat

* Undersökningen hade till syfte att forska effekter av avloppsvatten från papperindustri (Oy Tervakoski Ab) med sebrafisk ägg/yngel-test (14-dygn). Man exponerade också regnbågar i resipienten, Kernaalanjärvi (testområde) och Alasjärvi (kontrollområde). Testerna utfördes på ingående och utgående avloppsvatten. Prov av ingående avloppsvatten var i juni och augusti samma kvalitet. Största delen av ägg och yngel dog vid 100% avloppsvatten. I andra koncentrationerna det fanns ingen korrelation mellan dödlighet och spädningen. De utgående avloppsvattenproverna hade olika kvalitet. I augusti det var någonting fel i biologiska reningen. Ägg och yngel dog i alla avloppsvatten koncentrationerna före slutet av test. Då sebrafisk undersöktes med mikroskop, kunde man finna oedema, som ursakade ryggsador. Det fanns också missbildningar i fiskarnas ögonen. Kontrollfiskarna var normala. Exponeringen med regnbågar var kort men resultaten påvisar dock signifikanta ändringar i fiskarnas salt/vatten-balans. Vattenhalten i vita muskeln tillväxte medan Ca^{++} , Mg^{++} - och proteinhalten i plasma minskades. ASAT-aktivitet i plasma tillväxte, som påvisar skador i levern. Dessa ändringar i fiskarnas fysiologi är typiska till avloppsvatten av massa- och papperindustri.

Nyckelord

* Industriavloppsvatten, massa- och papperindustri, biologiska effekter, sebrafisk, regnbåge, ägg, yngel, fysiologi

Övriga uppgifter

*

Seriens namn och nummer

* Vatten- och miljöförvaltningens publikationer 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Sidaantal

* ss. 33-68

Språk

Finska

PrisSekretessgrad

Öffentlig

Distribution

* Statens tryckericentral

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen

Published by

The National Board of Waters and Environment, Finland

Date of publicationAuthor(s)

Nakari, Tarja and Marja Ruoppa

Title of publication

Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksista seeprakalan mätiin ja kuoriutuneisiin poika-
siin sekä kirjolohien elintoimintoihin (The effects of pulp and paper mill (Terva-
koski Oy) waste waters on the eggs and alevins of zebrafish, and on the physiology of
rainbow trout)

Type of publication

Examination report

Commissioned byParts of publicationAbstract

The study investigates the effects of a paper mill (Tervakoski Oy) waste waters on the eggs and alevins of zebrafish with 14-day toxicity test. The effects on the physiological status of rainbow trout caged in recipient were also investigated. The effects of the influent samples of June and August were quite similar. Most of the eggs and alevins died in the test water of 100% concentration. In the other concentration groups there seemed to be no correlation between concentration and mortality. The effluent samples differed from each other. In August the biological treatment plant did not operate well. At the end of the experiment in all test concentrations almost all alevins were dead. Microscopical examination revealed severe oedema in tissues and body cavity of the fish. The spinal columns of the fish were bended because of the oedema. There were also malformations in the eyes. The alevins exposed to the waste water consumed their yolk faster than those of the control group. Although the exposure time was short, the results revealed significant changes in water and ion balance of rainbow trout compared to the control ones. Water content of white muscle was increased while plasma Ca^{++} , Mg^{++} and protein concentrations were decreased. Plasma ASAT-activity increased indicating liver damages. The effects on fish physiology are typical of pulp and paper industry waste waters.

Keywords

Industry waste waters, pulp and paper industry, biological effects, zebrafish, rainbow trout, eggs, alevins, physiology

Other informationSeries (key title and no.)

Publications of the Waters and
Environment Administration 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Pages

pp 33-68

Language

Finnish

PriceConfidentiality

Public

Distributed by

Government Printing Centre

Publisher

The National Board of Waters and
Environment, Finland

SISÄLLYS	Sivu
1 JOHDANTO	40
2 MÄTI-POIKASTESTIT	40
2.1 Aineisto ja menetelmät	40
2.2 Tuloksista	42
2.2.1 Tuleva jätevesi I	42
2.2.2 Lähtevä jätevesi I	45
2.2.3 Tuleva jätevesi II	46
2.2.4 Lähtevä jätevesi II	49
2.2.5 Tervajoen näytteenottopiste 3	50
2.3 Tarkastelua	52
3 VESISTÖALTISTUS	54
3.1 Aineisto ja menetelmät	54
3.2 Tulokset ja tarkastelua	56
KIRJALLISUUS	61
LIITE	63

1 JOHDANTO

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää Tervakoski Oy:n jätevedenpuhdistamoon tulevan ja sieltä lähtevän jäteveden vaikutuksia seeprakalojen (Brachydanio rerio, Hamilton-Buchanan) hedelmöittyneen mädin ja kuoriutuneiden poikasten kehitykseen (14 vrk mäti-poikastesti). Työ on jatkoa vuoden 1985 kokeille, minkä jälkeen tehtaan biologinen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön saman vuoden lopulla. Elokuussa 1986 kuoli Tervajoessa kalaa. Mahdollisten syiden selvittämiseksi tehtiin testit myös Tervajoen vedellä, jota otettiin Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin näytteenottopisteestä 3 (puhdistamon jälkeinen ensimmäinen näytteenottopiste). Tervakoski Oy:n toimintaa ja jätevesiä on selvitetty lähemmin vuoden 1985 kokeiden yhteydessä (Kunnamo-Ojala & Ruoppa, 1986).

Mäti-poikastestien lisäksi altistettiin 2-vuotisia kirjolohia Kernaalanjärven lähellä Tervajoen suuta. Tämän kokeen avulla pyrittiin selvittämään Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksia myös luonnon oloissa.

2 MÄTI - POIKASTESTIT

2.1 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkittavat jätevedet olivat Tervakoski Oy:n jätevedenpuhdistamoon tuleva ja sieltä lähtevä jätevesi, sekä Tervajoen näytteenottopisteestä 3 otettu vesi. Tulevassa jätevedessä oli valkeaa kuitumaista sakkaa, lähtevä jätevesi haisi mudalle ja Tervajoen vesi oli ruskeahkoa ja haisi lievästi mädäntyneelle.

Puhdistamoon tulevia ja sieltä lähteviä jätevesiä oli kaksi erää, 26.6.1986 otettu näyte (tuleva I ja lähtevä I) sekä 11.8.1986 otettu näyte (tuleva II ja lähtevä II). Jälkimmäisenä ajankohtana otettiin myös Tervajoen näytevesi. Vesinäytteistä tehtyjen analyysien tulokset on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Tervakoski Oy:n jätevedenpuhdistamoon tulevasta ja lähtevästä jätevedestä, sekä Tervajoen vedestä tehtyjen vesianalyysien tulokset

	Tuleva I 26.6.1986	Tuleva II 11.8.1986	Lähtevä I 26.6.1986	Lähtevä II 11.8.1986	Tervajoki 11.8.1986
näytesyvyys m					0,3
t°C					26,3
O ₂ mg/l					3,9
O ₂ kyll. %					48
kiintoaine mg/l	140	788	13	41	24
χ_{25} mS/m	47		95	78	20
pH	8,8	8,1	7,2	7,3	6,8
COD _{Mn} mg O ₂ /l	93		37		19
kok-N mg/l	1,8		1,2		1,7
kok-P mg/l	0,55		0,47	0,36	0,47
virtaama m ³ /d			16000	19020	
Zn ug/l	180	70	90	115	
Pb ug/l	7	< 1	< 1	< 1	< 1
Al ug/l	4700	4600	500	1000	700
Cd ug/l	0,16	0,16	< 0,1	< 0,1	< 0,68
Cu ug/l	70	50	5	15	27
kok-Cr ug/l	13	47	5	56	95
COD _{Cr} mg O ₂ /l		530		80	
PCB ng/l	392		308		

Taulukko 2. Mäti-poikastestivesien pH-arvot kokeiden aikana

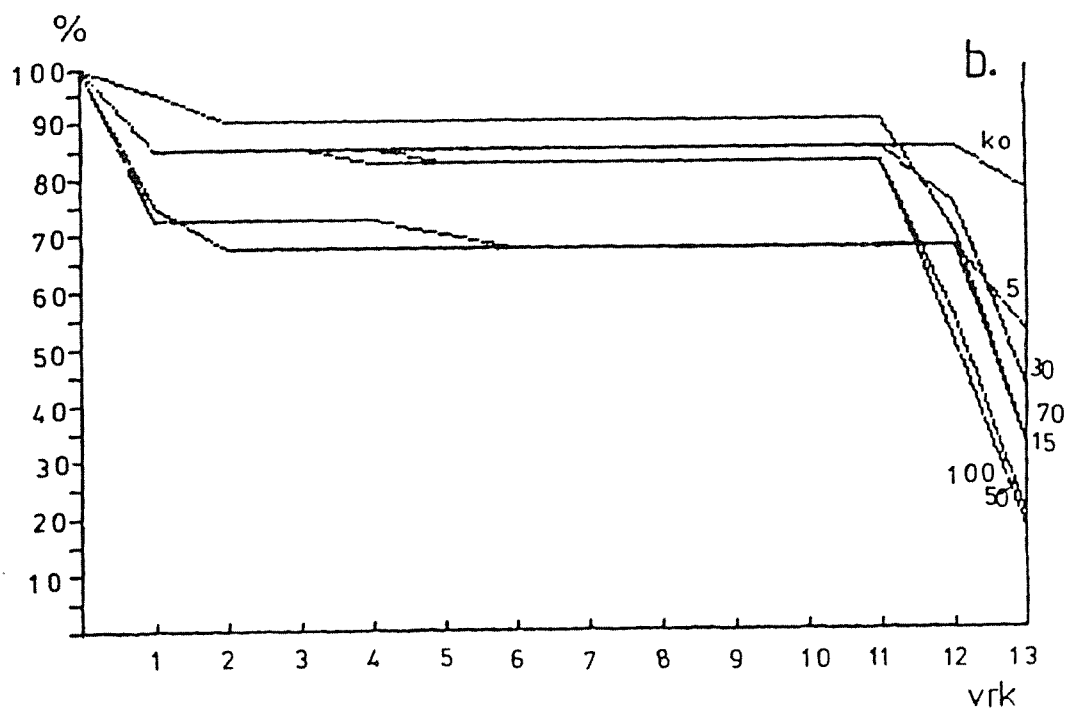
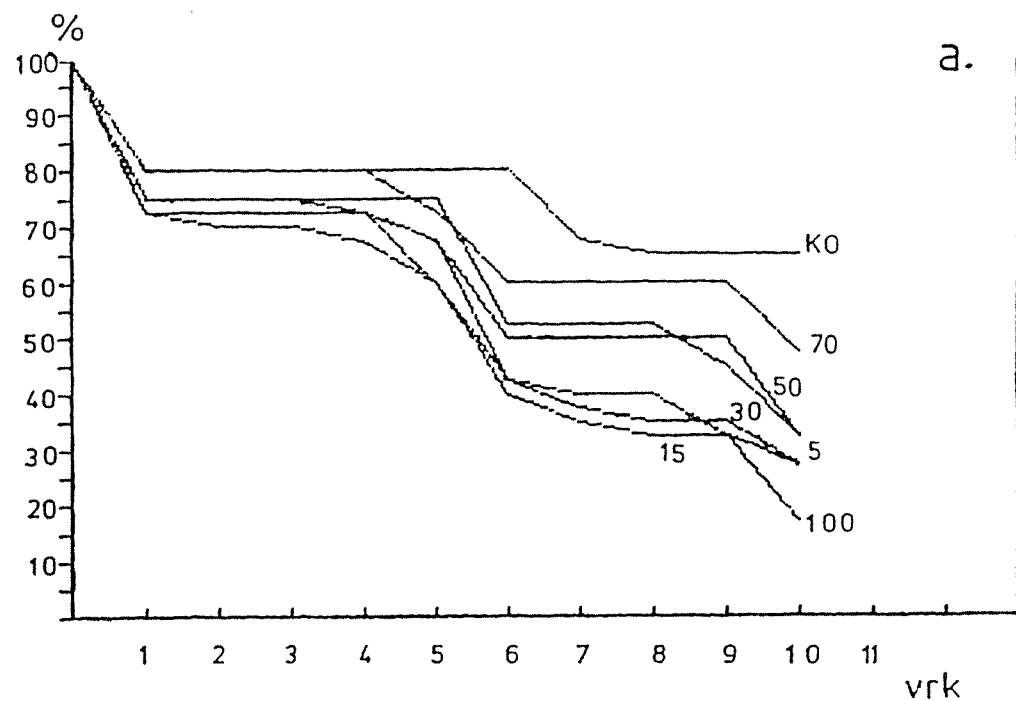
	Tuleva I	Tuleva II	Lähtevä I	Lähtevä II	Tervajoki
kontrolli	7,5 ± 0,08	7,4 ± 0,12	7,6 ± 0,09	7,5 ± 0,13	7,5 ± 0,12
5 %	7,7 ± 0,13	7,5 ± 0,11	7,8 ± 0,09	7,6 ± 0,13	7,5 ± 0,13
15 %	7,8 ± 0,16	7,7 ± 0,12	8,0 ± 0,08	7,6 ± 0,15	7,6 ± 0,14
30 %	8,0 ± 0,18	7,8 ± 0,13	8,2 ± 0,06	7,7 ± 0,15	7,6 ± 0,17
50 %	8,2 ± 0,19	7,9 ± 0,08	8,3 ± 0,11	7,8 ± 0,18	7,8 ± 0,16
70 %	8,2 ± 0,22	8,0 ± 0,08	8,4 ± 0,18	7,9 ± 0,20	7,8 ± 0,17
100 %	8,3 ± 0,19	8,1 ± 0,07	8,6 ± 0,14	8,0 ± 0,15	7,9 ± 0,17

Päivittäistä tarvetta varten vedet oli annosteltu muovipulloihin ja pakastettu. Näytevedet sulatettiin päivittäin, sekoitettiin hyvin ja sakan laskeuduttua tehtiin käyttöläimennokset (5, 15, 30, 50, 70 ja 100 %) ruotsalaisen standardisoimiskomitean (SIS, Sverige, 1986) ehdottomaan laimennosveteen, jota käytettiin myös kontrollivetenä. Seeprakaloja käsiteltiin, kudetettiin ja testit tehtiin soveltaen samaa standardi ehdotusta. Koeluuosten pH mitattiin päivittäin (Taulukko 2.) vedenvaihtojen yhteydessä, jolloin mäti ja poikaset tarkastettiin. Kuolleet ja juuri kuolemaisillaan olevat yksilöt poistettiin ja fiksoitiin 4 % puskuroidussa formaliinissa ja säilytettiin tämän jälkeen 70 % etanolissa valokuvausta varten. Myös kokeiden lopussa eläneet poikaset fiksoitiin. Kaikki yksilöt pyrittiin tutkimaan mikroskooppisesti ja tuloksia verrattiin kunkin koeryhmän omiin kontrolliyksilöihin. Kokeiden ohessa tehtiin lisäksi erillinen kontrollitesti (13 vrk), jonka yksilöihin päivittäisiä muutoksia oli helppo verrata. Liite 1/1.

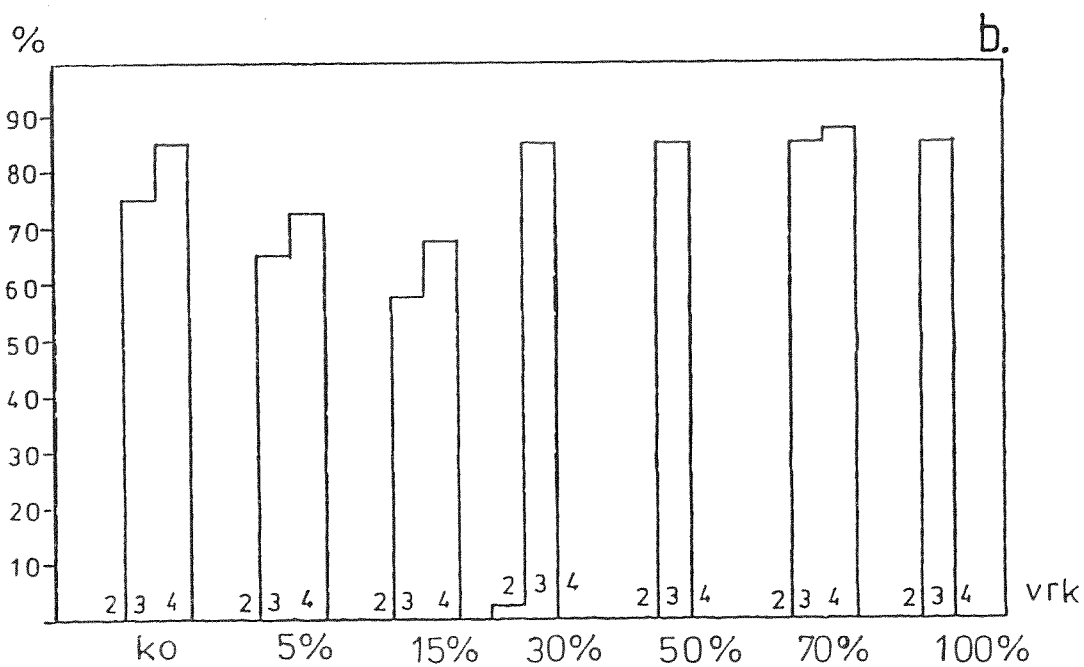
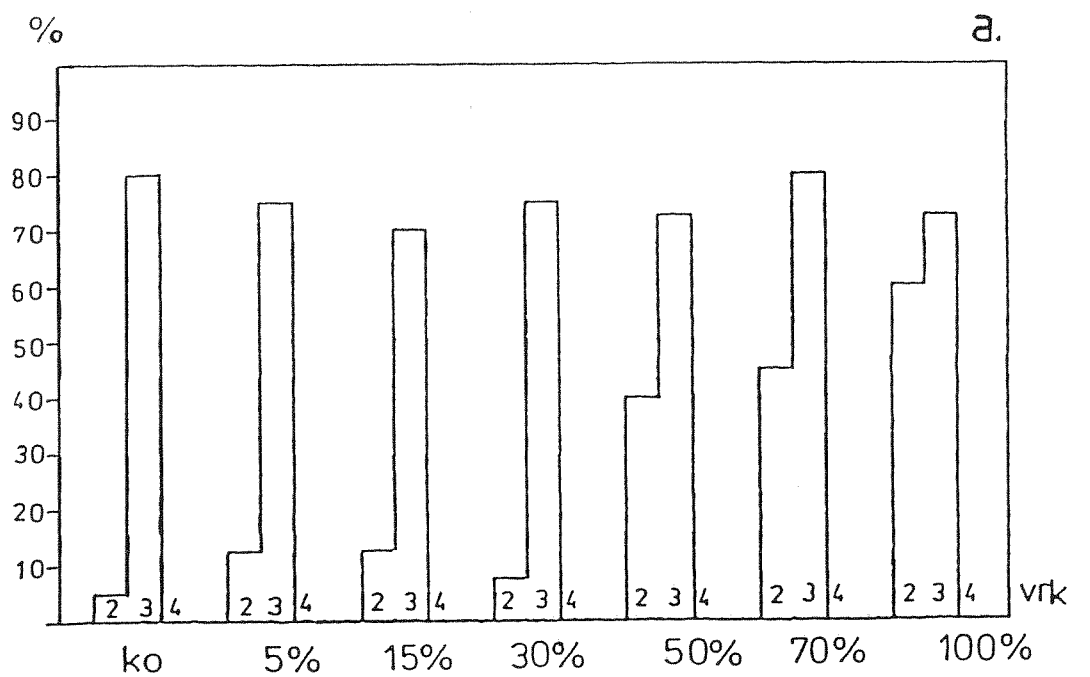
2.2 TULOKSISTA

2.2.1 T u l e v a j ä t e v e s i I

Kesäkuussa jätevedenpuhdistamoon tulevasta jätevedestä tehdyssä mäti-poikastestissä kuoli ensimmäisenä vuorokautena kontrolliryhmässä ja 70 % jätevedessä 20 % mädistä, muissa pitoisuuksissa 25 ja 27,5 % (Kuva 1a.). Toisen vuorokauden aikana mädistä kuoli 15 % jätevedessä vielä 2,5 %. Kaikki elävät mätipoikaset kuoriutuivat. Kontrolliryhmässä ja alhaisemmissa jätevesipitoisuuksissa suurin osa poikasista kuoriutui kolmantena vuorokautena, pieni osa kuitenkin jo toisena (Kuva 2a). Korkeammissa pitoisuuksissa (50 ja 70 %) noin puolet poikasista kuoriutui toisen, puolet kolmannen vuorokauden aikana. 100 % jätevedessä suurin osa poikasista kuoriutui jo toisen vuorokauden aikana (Kuva 2a.). Kuoriutuneet poikaset elivät tämän jälkeen viidenteen vuorokauteen asti. Vain 5 ja 15 % jätevesissä 2,5 % poikasista kuoli neljännen vuorokauden aikana (Kuva 1.). Neljännen ja kuudennen vuorokauden välillä



Kuva 1. Mädin ja poikasten kuolleisuus a) tulevalla b) lähtevällä jätevesierällä (I) tehdyn testin aikana. Ko = kontrolli; 5, 15, 30, 50, 70, 100 = testatut jätevesipitoisuudet prosentteina.



Kuva 2. Poikasten kuoriutumisprosentit ja -ajat eri jätevesipitoisuuksissa a) tuleva jätevesierä I, b) lähtevä jätevesierä I, summapylväät.

poikasten kuolleisuus lisääntyi kaikissa jätevesi-ryhmissä jyrkästi. Kontrolliryhmän poikasia alkoi kuolla kuudennen vuorokauden jälkeen ja kokeen lopussa niitä oli hengissä 67,5 %. 100 % jätevedessä poikasia oli kokeen lopussa hengissä 17,5 %, muissa pitoisuuksissa näiden kahden ryhmän välillä (Kuva 1a.).

Kokeen aikana kuolleiden poikasten mikroskooppinen tarkastelu osoitti, että suurella osalla jätevesialtistettuja poikasia oli ruumiinonteloon ja kudoksiin kertynyt runsaasti nestettä heti kuoriutumisen jälkeen ja vielä 7 vuorokautenakin. 15 ja 30 % jätevesissä olleiden poikasten ruskuaispussissa oli havaittavissa epämuodostuneisuutta. Korkeimmissa pitoisuuksissa olleiden kalojen silmät olivat lisäksi muhkuraiset ja selkärangat vääntyneet. Kokeen lopussa hengissä olleet poikaset olivat suhteellisen normaalin näköisiä, joskin selkärangan vääntymisistä kärsviäkin oli joukossa. Liite 1.

2.2.2 L ä h t e v ä j ä t e v e s i I

Kesäkuussa jätevedenpuhdistamosta otetussa lähtevässä jätevedessä altistetusta mädistä kuoli ensimmäisen vuorokauden aikana kontrolliryhmässä ja 15 ja 70 % jätevedessä 5 %, muissa pitoisuuksissa 15 ja 27,5 % välillä (Kuva 1b.). Toisen vuorokauden aikana kuoli 15 ja 70 % jätevedessä vielä viitisen prosenttia mädistä.

Poikaset kuoriutuivat suurimmaksi osaksi kolmantena vuorokautena, 30 % jätevedessä muutama prosentti toisena. Kontrolli- ja kahdessa alhaisemmassa jätevesiryhmässä kuoriutui poikasia vielä neljäntenäkin vuorokautena kymmenisen prosenttia (Kuva 2b.).

Kuoriutumisen jälkeen poikasten kuolleisuus oli melko vähäistä aina 12 vuorokauteen saakka. Neljännen ja viidennen vuorokauden aikana kuoli 50 ja 100 % jätevesissä 2,5 % poikasista, viidennen ja kuudennen vuorokauden aikana 5 % pitoisuudessa yhteensä 5 %. Vahvemmissa jätevesiryhmissä kuolleisuus lisääntyi jyrkästi 12. vuorokautena. Kokeen lopussa kontrolliryhmän poikasia oli

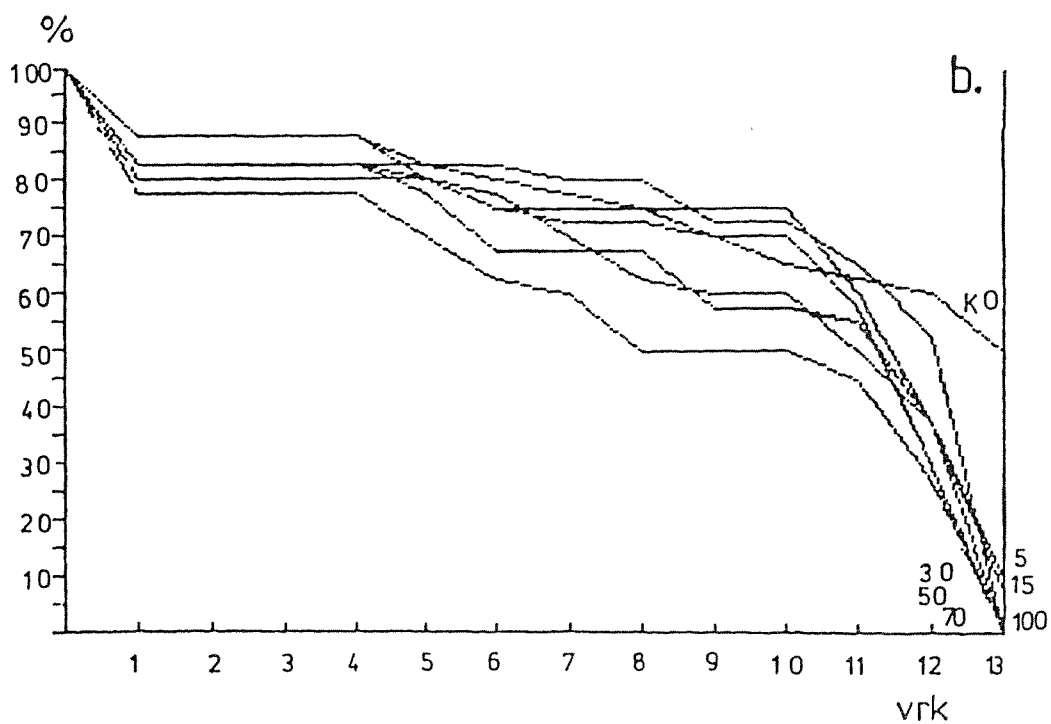
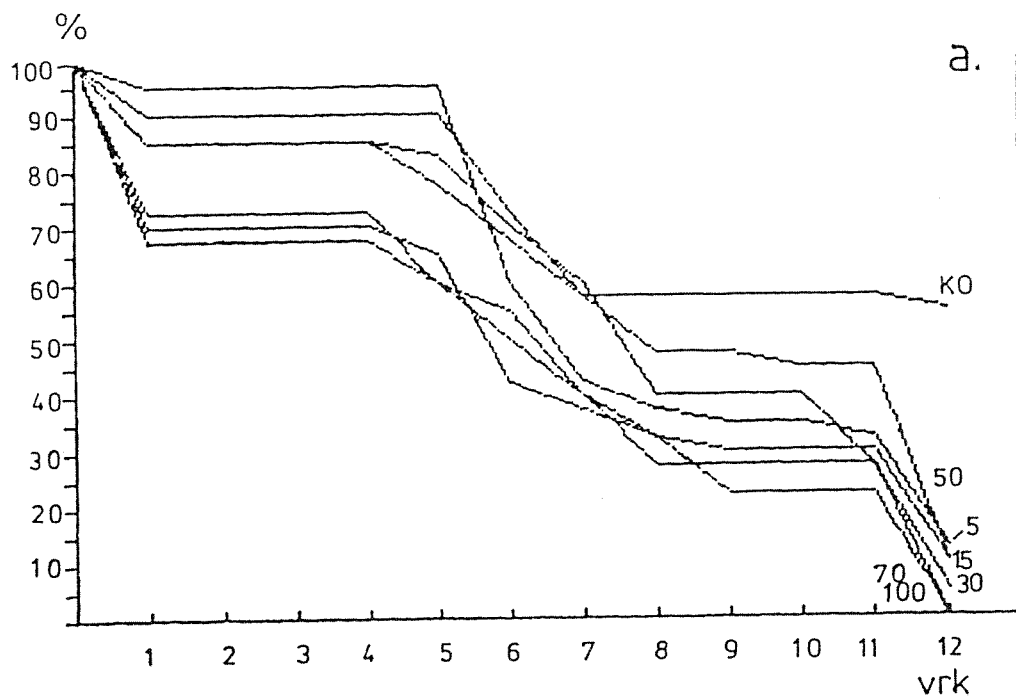
hengissä 77,5 %, 5 % jätevedessä 52,5 % ja muissa alle 45 %. Suurin kuolleisuus oli 50 ja 100 % jätevesien poikasilla, joita oli kokeen lopussa hengissä 17,5 % (Kuva 1b.).

Mikroskooppinen tarkastelu osoitti kontrolliryhmän poikasten kehittyneen hyvin. Kokeen alkupuolella kuolleet jätevesissä altistetut poikaset kärsivät selkärankavaurioista. Suurimmat pitoisuudet (70 ja 100 %) aiheuttivat poikasille suurempia selkärankavikoja kuin alhaisemmat jätevesipitoisuudet, ja näillä poikasilla oli myös silmävikoja. Joukosta löytyi täysin silmättömiäkin yksilöitä (Liite 2.).

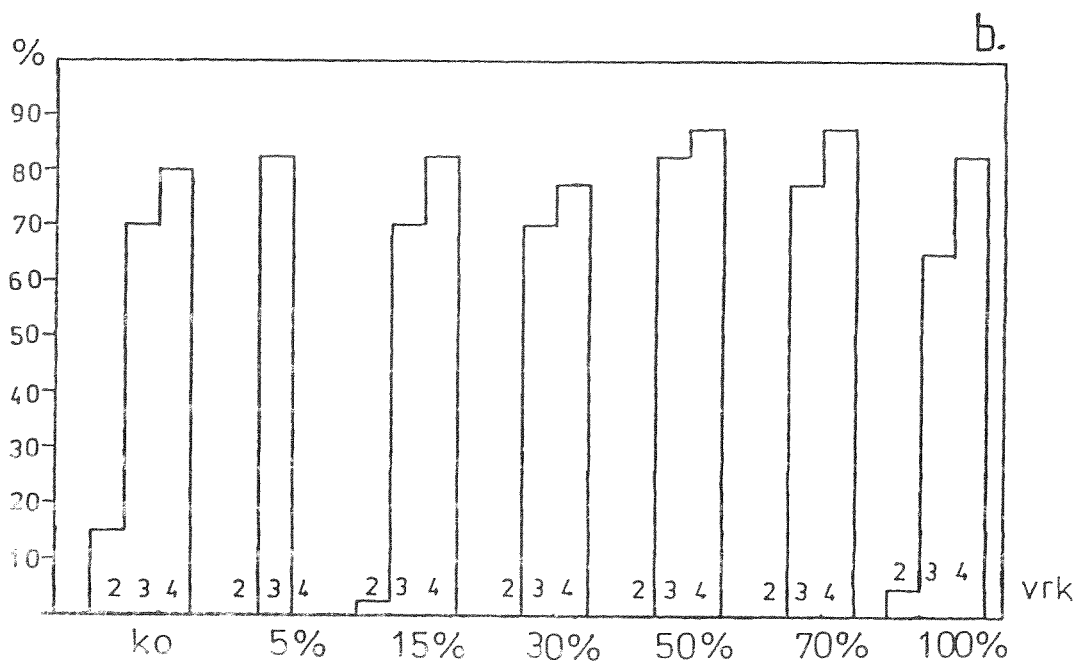
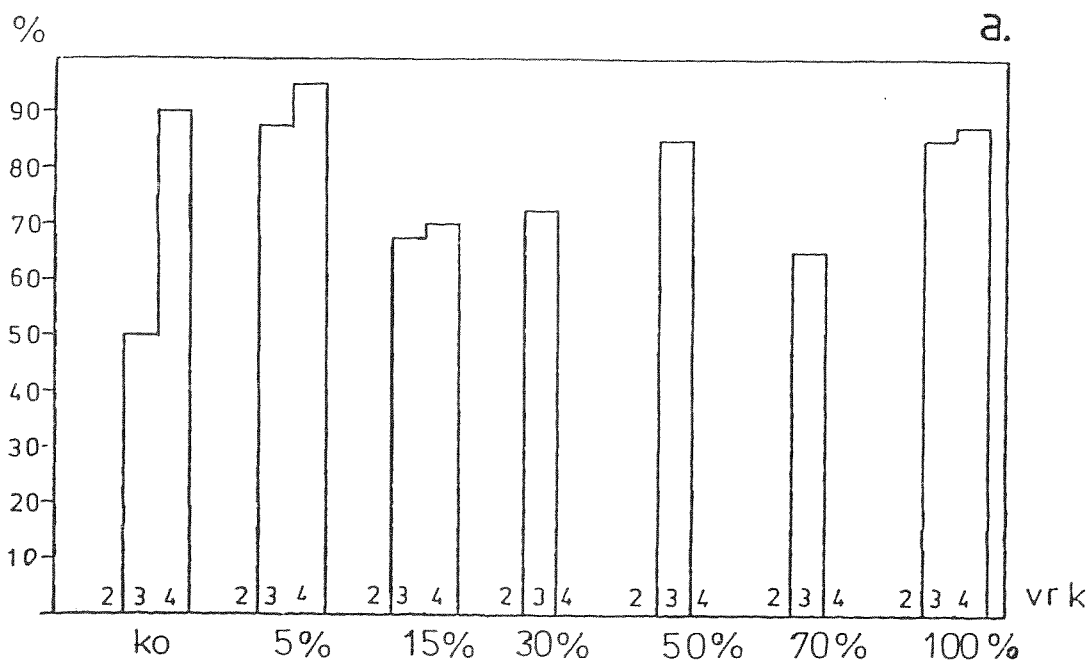
2.2.3 Tuleva jätevesi II

Elokuussa otetussa puhdistamoon tulevassa 5 % jätevedessä kuoli mädistä ensimmäisen vuorokauden aikana 5 % ja muissa pitoisuuksissa 15 ja 32,5 % välillä. Kontrolliryhmän mädistä kuoli tänä aikana 10 % (Kuva 3a).

Poikaset kuoriutuivat suurimmaksi osaksi kolmantena vuorokautena. 30, 50 ja 70 % jätevesissä kuoriutuivat kaikki poikaset tällöin. Kontrolliryhmän poikasista kuoriutui puolet kolmantena ja 40 % neljäntenä vuorokautena. 5, 15 ja 100 % jätevesissä vain pieni osa poikasista kuoriutui neljännen vuorokauden aikana (Kuva 4a). Muut kuoriutuneet poikaset elivät tämän jälkeen viidenteen, kontrolli- ja 5 % jätevesiryhmän poikaset kuudenteen vuorokauteen. Päivittäinen kuolleisuus lisääntyi tämän jälkeen jyrkästi ja jatkui 10 vuorokauteen. Kontrolliryhmässä kuolleisuus pysähtyi 7. vuorokauden jälkeen, ja kokeen lopussa poikasista oli elossa 55 %. 70 ja 100 % jätevesissä kaikki poikaset kuolivat kokeen loppuun mennessä. Muissa jätevesipitoisuuksissa oli poikasista elossa 5 ja 15 %:n välillä (Kuva 3a).



Kuva 3. Mädin ja poikasten kuolleisuus a) tulevalla b) lähtevällä jätevesierällä II tehdyn testin aikana. Ko=kontrolli; 5, 15, 30, 50 70, 100=testatut jätevesipitoisuudet prosentteina.



Kuva 4. Poikasten kuoriutumisprosentit ja -ajat eri jätevesipitoisuuksissa a) tuleva jätevesierä II b) lähtevä jätevesierä II, summapylväät.

Mikroskooppinen tarkastelu osoitti poikasten kärsineen turvotuksesta. Alemmissa jätevesipitoisuuksissa vielä 6 ja 9 vuorokauden ikäiset poikaset olivat pöhöttyneitä, korkeimmissa pitoisuuksissa jopa 10. vuorokautena. Runsaasta nesteen kertymisestä johtuen poikasten selkärangat olivat vääntyneitä, mikä näkyi vielä turvotuksen laskettuakin. Poikasten päissä selkäpuolella oli suuria nesterakkuloita. Korkeimmissa pitoisuuksissa altistettujen poikasten ruskuaispussit olivat epämuodostuneita. Joillakin 100 % jätevedessä altistetuilla poikasilla oli peräaukon kohdalla outoja ruskuaispahkuroita. Kokeen lopussa hengissä olleet poikaset olivat suhteellisen normaalin näköisiä, joskin "kuivahkoja", hieman niskan kohdalta vääntyneitä (Liite 1/3).

2.2.4 L ä h t e v ä j ä t e v e s i I I

Elokuussa puhdistamolta otetussa lähtevässä jätevedessä altistetusta mädistä kuoli ensimmäisen vuorokauden aikana 30 % jätevesiryhmässä 22,5 %, muissa ryhmissä alle 20 %. Kontrolliryhmän mädistä kuoli tällöin 20 % (Kuva 3b). Tämän jälkeen ei poikasia kuollut ennen viidettä vuorokautta.

Kaikissa ryhmissä suurin osa poikasista kuoriutui kolmannen vuorokauden aikana (Kuva 4b). Toisen vuorokauden aikana kuoriutui kontrolliryhmän poikasista 15 %, 15 ja 100 % jätevesissä alle 5 %. Pieni osa poikasista kuoriutui vielä neljäntenä vuorokautena kaikissa muissa paitsi 5 % jätevesiryhmässä, jossa kaikki poikaset olivat kuoriutuneet kolmannen vuorokauden aikana.

Poikasia alkoi kuolla jonkin verran viidennen vuorokauden jälkeen (100 % jätevedessä kuudennen), mutta vasta 11. vuorokauden jälkeen erittäin runsaasti muissa paitsi kontrolliryhmässä, jossa kokeen lopussa oli puolet poikasista elossa. 5, ja 15 % jätevesissä poikasista oli hengissä alle 10 %. Muissa jätevesipitoisuuksissa altistetut poikaset kuolivat kaikki kokeen lopussa.

Mikroskooppisessa tarkastelussa kontrolliryhmän poikaset näyttivät hyvin kehittyneiltä. Jätevesiryhmissä löytyi turvonneita poikasiasia aina 10 vuorokauteen saakka. 15 % jätevedessä oli muutama epämuodostunut yksilö. Selkärangan vinoutumia oli enemmän korkeissa pitoisuuksissa altistetuilla poikasilla, joilla oli myös silmävikoja. Kokeen lopussa elossa olleet poikaset olivat normaalin näköisiä (Liite 4).

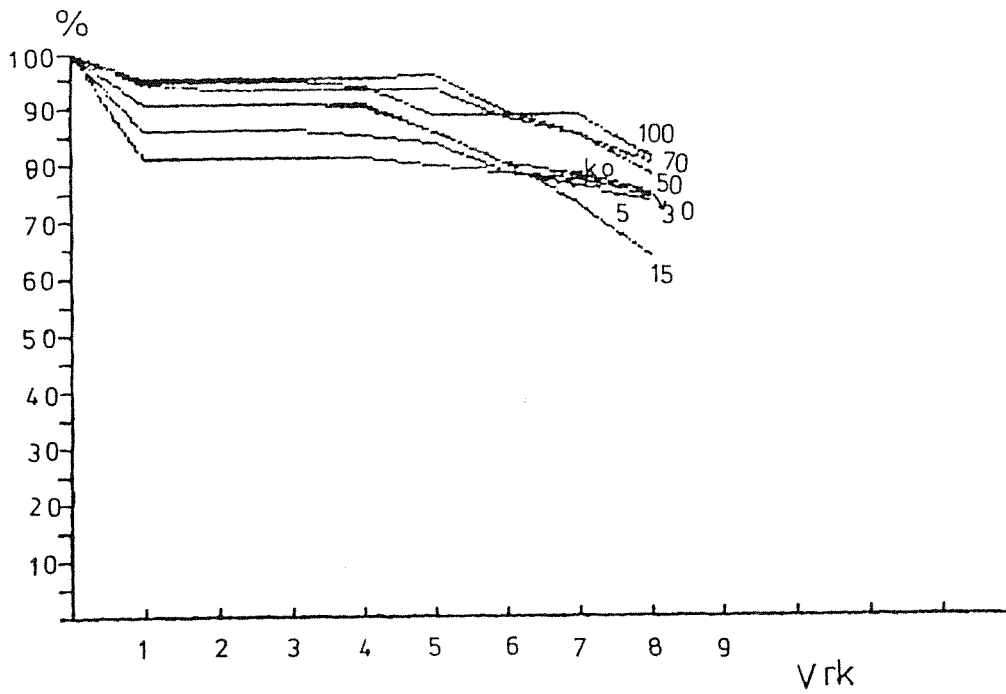
2.2.5 Tervajoen näytteenottopiste 3

Tervajoen pisteestä 3 (11.8.1986) otetussa vedessä tehdyissä testeissä kuoli ensimmäisen vuorokauden aikana 15 %:ssa laimennoksessa mädistä 9 %, 70 ja 100 % näytevesissä 5 %, 50 % laimennoksessa 6 % ja 5 ja 30 % laimennoksissa vastaavasti 19 ja 14 %. Kontrolliryhmän mädistä kuoli ensimmäisen vuorokauden aikana 9 %. Toisen vuorokauden aikana kuoli mädistä 50 %:ssa näytevedessä vielä prosentin verran mädistä (Kuva 5).

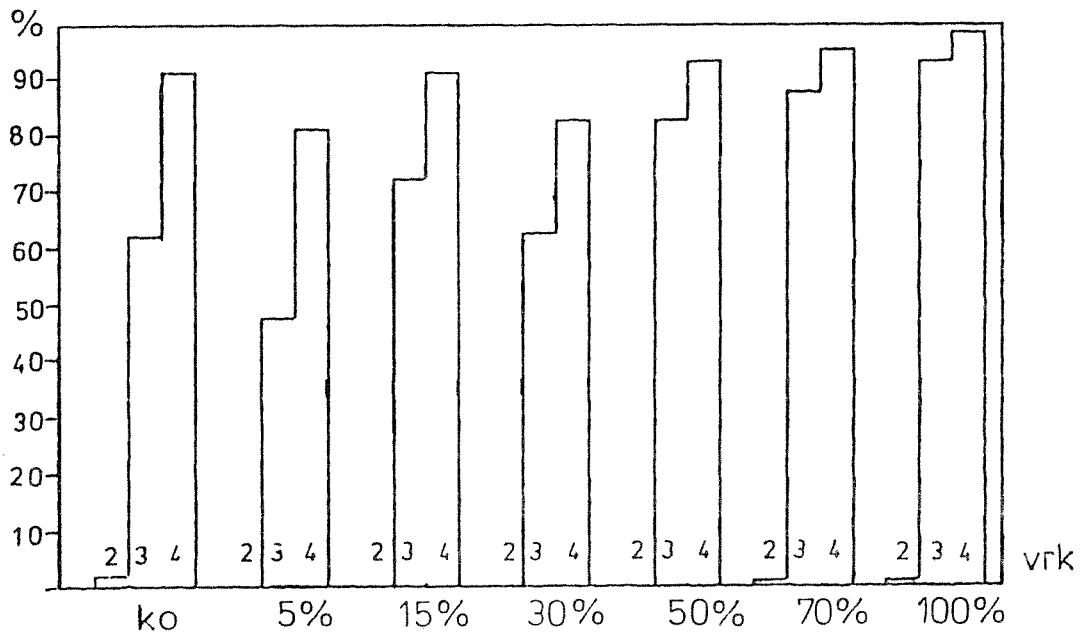
Suurin osa poikasista kuoriutui kolmannen vuorokauden aikana, osa myös neljäntenä vuorokautena. Mitä suurempi näytevesipitoisuus oli sitä enemmän poikasiasia kuoriutui neljäntenä vuorokautena. Kontrolliryhmässä ja 70 ja 100 % vesissä kuoriutui poikasiasia myös toisen vuorokauden aikana jokunen prosentti (Kuva 6).

Kuoriutumisen jälkeen 15, 30 ja 100 % näytevesissä kuoli jonkin verran poikasiasia neljännen vuorokauden aikana. Muissa paitsi 50 ja 70 % vesissä poikasiasia alkoi kuolla päivittäin viidennen vuorokauden jälkeen (Kuva 5). Kokeen lopussa kontrolliryhmän poikasista oli elossa 75 %, korkeimmissa pitoisuuksissa 80 % ja muissa ryhmissä 64,2 ja 78,3 % välillä vaihdellen (Kuva 5).

Mikroskooppinen tarkastelu osoitti poikasten kärsineen turvotuksesta kaikissa näytepitoisuuksissa 5. ja 6. vuorokauteen asti, 5 % suuremmissa pitoisuuksissa vielä kokeen lopussa (8 vrk). Nesteen kertyminen oli erittäin runsasta ja lisäksi



Kuva 5. Mädin ja poikasten kuolleisuus Tervajoen vedellä tehdyn testin aikana. KO = kontrolli; 5, 15, 30, 50, 70, 100 = testatut pitoisuudet.



Kuva 6. Poikasten kuoriutumisprosentit ja -ajat Tervajoen vedessä summapylväät.

poikasten silmissä oli epämuodostuneisuutta (piparkakkumaisia). Silmäviat olivat yleisimpiä korkeimmissa pitoisuuksissa altistetuilla poikasilla (50, 70 ja 100 %) samoin selkärangan vääntymät (Liite 1/5).

2.3 TARKASTELUA

Seeprakalojen jokaisen kutuerän mäti on hieman erilaista, mistä johtuen mäti-poikastesteissä kontrolliryhmien tulokset vaihtelivat jonkin verran. Jokaisen testiryhmän tuloksia on kuitenkin verrattu aina oman ryhmänsä kontrolliin, jotta tulosten tulkinta ei olisi virheellinen.

Tervakoski Oy:n jätevedenpuhdistamoon tulevilla jätevesierillä (I ja II) tehtyjen mäti-poikastestien tulokset ovat lähes samanlaiset. Kuolleisuuksien välillä ei ollut sanottavia eroja, vaikka ensimmäisellä erällä tehty koe olikin pari vuorokautta lyhyempi (näyte loppui kesken). Testivesien pH kasvoi jätevesipitoisuuden kasvaessa. Tämä ei oletettavasti vaikuta kokeen lopputulokseen, sillä seeprakala kestää pH muutokset välillä 6,6-8,5 (Laale, 1977) ja esim. 70 % jätevedessä altistettuja poikaisia oli kokeen lopussa enemmän hengissä kuin pienemmissä pitoisuuksissa altistettuja. Jätevedet aikaistivat jonkin verran poikasten kuoriutumista.

Nesteen runsas kertyminen poikasten kudoksiin ja ruumiinonteloon on osoitus vaikeasta nestetasapainohäiriöstä, joka ei korjautunut ennen kahdeksatta vuorokautta, ja jonka seurauksena poikasten selkärangat vinoutuivat. Vinoutuminen jäi osittain pysyväksi. Neste oli työntänyt myös yksilöiden sisäelimiä väärin paikkoihin. Jos turvotus jatkuu pitkään, poikasten elintoiminnat saattavat häiriintyä peruuttamattomasti. Ozoh (1980) on havainnut raskasmetallien (testattu kupari ja lyijy) aiheuttavan nesteen kerääntymistä 4 vrk ikäisten seeprakalanpoikasten suoliin ja aiheuttavan pyrston vinoutumista. Tämä tukee saamiamme tuloksia, sillä jätevesien raskasmetallipitoisuudet olivat korkeita, elokuussa lähtevässä jätevedessä jopa korkeammat kuin tulevassa. Tämä on selvästi

vaikuttanut poikasten runsaaseen kuolleisuuteen kokeen aikana. Paperiteollisuuden jätevesillä ei vastaavia havaintoja ole aikaisemmin osoitettu. Yleensäkin mäti-poikastesteissä on kiinnitetty huomiota lähinnä kuolleisuuteen ei paljonkaan poikasten rakennevikoihin.

Poikasten silmissä esiintyneet epämuodostumat johtunevat neste-tasapainon häiriintymisestä, mutta myös korkeista raskasmetallipitoisuuksista. Ruoppa ja Tähkä (1984) ovat havainneet raskasmetallien aiheuttavan silmävaurioita seeprakalan poikasille.

Puhdistamolta lähtevien jätevesierien tuloksia vertailtaessa voidaan selvästi havaita puhdistamon toimineen epätyytyvästi elokuussa. Tulevalla ja lähtevällä jätevedellä tehtyjen testien tulokset olivat tällöin lähes samanlaiset. Lähtevässä jätevedessä altistettujen poikasten kuolleisuus oli kuoriutumisen jälkeen hitaampaa kuin tulevassa jätevedessä altistettujen, mutta kokeiden lopputulokset olivat miltei samanlaiset. Kesäkuussa lähtevästä jätevedestä otettu näyte oli selvästi parempilaatuista kuin elokuussa.

Seeprakalan poikaset alkavat syödä heti lähdettyään uimaan, jos ruokaa on saatavilla. Testeissä kaloja ei ruokita ja niiden on turvauduttava yksinomaan ruskuaispussinsa ravintoon, mikä yleensä riittää noin 13-14 vuorokautta lämpötilassa +26°C. Mikroskooppinen tarkastelu osoitti jätevesissä altistettujen poikasten kuluttaneen ruskuaispussiravintonsa nopeammin kuin kontrollipoikaset. Tämä viittaa siihen, että poikaset pyrkivät poistamaan jätevesistä elimistöön tulleita vierasaineita, mikä lisää solutason energiankulutusta ja soluhengitystä. Ruskuaispussin ravinto kuuluu tällöin nopeammin ja normaalit elintoiminnot hidastuvat. Jätevesistä analysoidut PCB-pitoisuudet olivat korkeita (tuleva ja lähtevä I), mikä osaksi selittää saamamme tulokset. Tätä olettamusta tukee myös Johansenin (1985) penta-kloorifenolilla tehdyt kokeet.

Tervajoen vedellä tehdyissä altistuksissa poikaset näyttivät selviytyvän yhtä hyvin kuin kontrollipoikasetkin, mutta osa poikasista kärsi vaikeista kudosten vesitasapainohäiriöistä ja silmien rakennemuutoksista, mitä ei havaittu kontrollipoikasilla. Tervajoessa tapahtunut kalakuolema johtui oletettavasti kuitenkin veden vähähappisuudesta.

Tervakoski Oy:n biologisen puhdistamon käyttöönotto on parantanut selvästi sieltä lähtevän veden laatua, mikä näkyy testituloksissa, mutta kaikki häiriöt puhdistamon toiminnassa heijastuvat heti kalojen elintoimintoihin ja niiden kykyyn selviytyä ympäristössään. Huonokuntoiset ja vesitasapainohäiriöistä kärsivät poikaset eivät selviydy luonnossa, koska ne eivät pysty kunnolla uimaan ja tulevat syödyiksi, jolleivät kuole jo ennen tätä.

Lähtevän jäteveden raskasmetallipitoisuutta pitäisi pystyä vähentämään. Ihmeteltävää on myös tulevassa ja lähtevässä jätevedessä (erä I) ollut suuri PCB-pitoisuus.

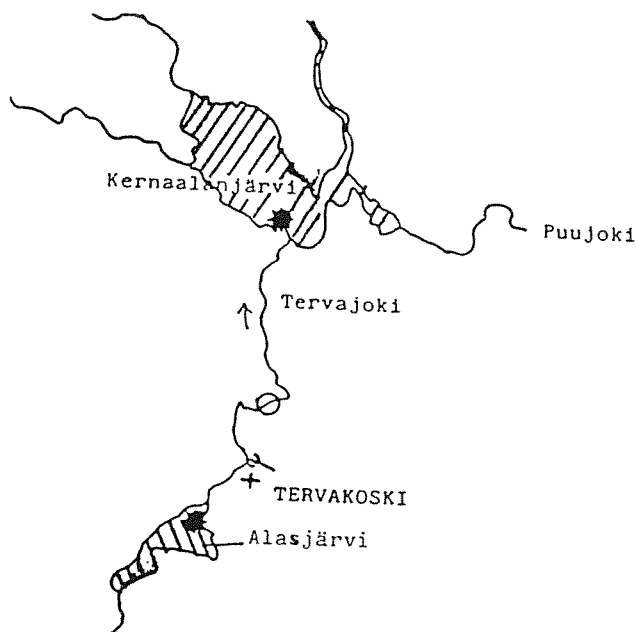
3 V E S I S T Ö A L T I S T U S

Vesistöaltistuksen tarkoituksena oli selvittää Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksia kalojen elintoimintoihin Kernaalanjärvessä, jonne tehtaan jätevedet kulkeutuvat Tervajokea pitkin. Koekaloina käytettiin 2-vuotisia kirjolohia (Salmo gairdneri, Richardson).

Kaloja sumputettiin Kernaalanjärvessä, mahdollisimman lähellä Tervajoen suuta. Kontrollipiste oli tehtaan yläpuolisessa Alasjärvessä. Kuvassa 7. näkyvät altistuspaikat.

3.1 AINEISTO JA MENETELMÄT

Altistus alkoi 24.9.1986, jolloin kalat tuotiin Karkkilan Lohesta. Kukin kala laitettiin yksittäiseen metalliverkkosumppuun 20 kpl/piste. Kaloja yksittäin



Kuva 11. Vesistöaltistuksen sumputuspisteet * Kernaalanjärvessä ja Alasjärvessä.

Taulukko 3. Kernaalanjärvestä ja Alasjärvestä otettujen vesinäytteiden analyysitulokset.

	Alasjärvi		Kernaalanjärvi	
	24.9.1986	6.10.1986	24.9.1986	6.10.1986
alkaliniteetti mmol/l	0,38		0,39	
kiintoaine mg/l	4,7		5,7	
sameus FTU	3,3	4,1	6,0	8,7
χ_{25} mS/m	9,9	10	11	10
pH	6,9	7,2	7,1	7,2
väriluku Pt mg/l	60	60	60	80
COD _{Mn} mg/l O ₂	12	11	11	12
kok-N µg/l	920	1100	950	1000
NO ₂ -N µg/l	3	2	2	21
NO ₃ -N µg/l	250	330	250	240
NH ₄ -N µg/l	14	36	26	31
kok-P µg/l	35	30	40	41
PO ₄ -P µg/l	7	25	10	9
Fe	300	290	450	660
Mn	62		59	
O ₂ mg/l	10,5		9,3	
O ₂ kyll. %	90		82	
t ^δ C	8,8	4,7	9,5	5,0
Cd µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Pb µg/l	1	< 1	1	< 1
Zn µg/l	26	1	28	1
Cu µg/l	2	< 1	2	1
Al µg/l	475	42	335	390
kok-Cr µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1

sumputettaessa niistä saadaan mahdollisimman tasalaatuiset näytteet. Sumputusaika oli 12 vuorokautta ja se päättyi 6.10.1986. Sekä kokeen alussa että lopussa otettiin vesinäytteet, joiden analyysitulokset on esitetty taulukossa 3.

Kalojen näytteenotto ja näytteiden analysointi tehtiin yleisesti hyväksytyjen ohjeiden mukaan (Ruoppa, 1982).

Kalojen verestä määritettiin hemoglobiinipitoisuus (Hb), joka ilmaisee kalojen hapenkuljetuskykyä ja hematokriitti-arvo (Hkr), osoittaa punasolujen suhteellisen määrän veressä. Punasolut sitovat happea ja kuljettavat sen eri kudosten käyttöön. Näiden kahden parametrin avulla laskettiin punasolujen keskimääräinen Hb-pitoisuus (MCHC). Kalojen plasmasta määritettiin aspartaatti-aminotransferaasi-entsyymin (ASAT) aktiivisuus. Tämän entsyymin avulla pystytään osoittamaan maksan toimintahäiriöitä. Maksakudoksesta määritettiin vesi-, rasva- ja glykogeenipitoisuus sekä vierasaineenvaihduntaan osallistuvien entsyymien aktiivisuuksia (uridiinidifosfoglukuronosyyliitransferaasi 1. UDP-GT ja betaglukuronidaasi 1. BG). Maksasta määritettiin myös sen glutationipitoisuus (GSH). GSH liittyy kiinteästi vierasaineenvaihduntareaktioihin, joihin liittyvät myös sapen kokonaisbilirubiinipitoisuuden muutokset. Kalojen vesitasapainoa kuvaamaan määritettiin lihaksen vesipitoisuus, plasman kalsium- ja magnesium-ionipitoisuudet sekä proteiinipitoisuus.

Kalojen pituuksien ja painojen avulla laskettiin kullekin yksilölle ns. kuntoindeksi, joka kuvaa tarkemmin kalojen pituus-painosuhdetta. Tulosten tilastollinen tarkastelu on tehty Students' in t-testillä.

3.2 TULOKSET JA TARKASTELUA

Analyysitulokset on esitetty taulukossa 4. Kudosten hapensaantiin vaikuttavassa veren Hb-pitoisuudessa ei havaittu eroja ryhmien välillä ja hapenkuljetuskyvyn voidaan katsoa

Taulukko 4. Kaloista otettujen näytteiden analyysitulokset.

X SD (n), *p <0.1; **p < 0.01.

	Kernaalanjärvi	Alasjärvi
pituus cm	23,9 ± 3,5 (17)	21,8 ± 4,0 (10)
paino g	152,1 ± 71,6 (17)	114,4 ± 74,9 (10)
kuntoindeksi	1,03 ± 0,13 (17)	0,97 ± 0,15 (10)
veren Hb g/l	63,4 ± 12,6 (17)	63,2 ± 12,6 (10)
Hkr %	25,0 ± 5,5 (17)	25,2 ± 5,0 (10)
MCHC g/l	256,0 ± 28,2 (17)	251,1 ± 21,1 (10)
plasman ASAT U/g prot.	3,10 ± 1,28 (14) **	1,79 ± 0,46 (7)
maksan GSH µmol/g tp	0,91 ± 0,29 (7)	0,81 ± 0,35 (10)
" BG nmol/mg prot/min	0,56 ± 0,08 (17)	0,49 ± 0,13 (10)
" UDP-GT pmol/mg prot/min	266,92 ± 31,95 (17)	291,93 ± 40,59 (10)
" rasva-%	4,36 ± 0,93 (17)	4,90 ± 1,09 (10)
sapen kok. bilirubiini mmol/l	0,93 ± 0,26 (13)	0,77 ± 0,52 (6)
maksan glykogeeni %	1,68 ± 0,52 (13)	1,67 ± 0,16 (7)
" vesipitoisuus %	73,40 ± 4,77 (16)	72,62 ± 5,31 (9)
lihaksen " %	77,27 ± 2,30 (16) *	75,51 ± 2,36 (10)
plasman Ca ²⁺ mg/l	81,15 ± 8,98 (12) *	89,25 ± 6,80 (6)
" Mg ²⁺ mg/l	18,01 ± 2,39 (12)	19,07 ± 2,16 (6)
" proteiinipit. g/l	31,23 ± 7,17 (14) *	37,39 ± 3,67 (7)

olevan normaalilla tasolla. Puunjalostusteollisuuden jätevesien on havaittu heikentävän kirjolohen hapenkuljetuskykyä (Oikari ym, 1984). Näissä kokeissa vastaavaa ei pystytty osoittamaan. Kalojen vesitasapaino sitävastoin oli selvästi häiriintynyt. Tämä näkyy Kernaalanjärvessä altistettujen kalojen lihasten vesipitoisuuksien merkitsevänä kohoamisena sekä plasman Ca^{2+} ja Mg^{2+} -ioni- ja proteiinipitoisuuksien pienenemisenä. Vastaavia muutoksia on havaittu aikaisemminkin paperiteollisuuden jätevesissä altistetuilla kirjolohilla (Oikari ja Nakari, 1982). Myös mäti-poikastesteissä havaittiin poikasten kärsivän vesitasapainon häiriintymisestä.

Energia-aineenvaihduntaa kuvaava maksan glykogeenipitoisuus laskee yleensä nopeasti kalan joutuessa rasitukseen. Tätä ei havaittu näissä altistuksissa. Myöskään kalojen maksan rasvapitoisuuksissa ei havaittu eroja ryhmien välillä. Rasvapitoisuus kohoaa vierasaineiden aiheuttaman aineenvaihdintahäiriön seurauksena (Larsson ym, 1985), mutta tämä vaatinee pidemmän altistusajan.

Plasman entsyymiaktiivisuuksien muutokset heijastavat hyvin nopeasti kalan aineenvaihdunnassa tapahtuvia muutoksia. Haitalliset aineet nostavat jo lyhytaikaisissa altistuksissa entsyymiaktiivisuuksia, mikä johtuu maksakudoksen tuhoutumisesta ja entsyymien vapautumisesta plasmaan (Sauer, 1980 ja Roberts ym, 1979). Tämä näkyi Kernaalanjärvessä altistetuilla kaloilla plasman ASAT-aktiivisuuden merkitsevänä kohoamisena verrattuna Alasjärvessä altistettuihin kaloihin.

Maksan vierasaineenvaihdunta-entsyymien avulla muokataan elimistölle haitalliset rasvaliukoiset aineenvaihduntatuotteet (bilirubiini, steroidit) sekä ympäristömyrkyt vesiliukoisiksi ja helposti eritettäviksi glukuronideiksi. Maksan UDP-GT-aktiivisuuden aleneminen osoittaa elimistön kyvyttömyyttä poistaa haitallisia aineita. Toisen vierasaineenvaihdunta-entsyymien, BG-aktiivisuuden kohoaminen kuvastaa maksassa

tapahtuneita soluvaurioita (Levy & Grucinsky, 1964). Kernaalanjärvässä altistetuilla kaloilla näiden entsyymiaktiivisuuksien muutokset osoittavat kalojen vierasaineenvaihdunnan häiriintyneen, vaikka tulokset eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Tähän viittaa myös plasman ASAT-aktiivisuuden merkitsevä nousu. Vastaavia tuloksia on saatu puunjalostusteollisuuden suopa-altistuksissa (Oikari ym, 1984 ja Oikari & Nakari, 1982).

Maksan glutationi (GSH) on yhdiste, joka liittyy aikaisemmin mainittuihin aineenvaihduntareaktioihin. Vieraiden aineiden konjugoituessa glutationin kanssa siitä irtoaa vierasaineenvaihdunnassa tarvittavia tioliryhmiä (-SH) (De Bruin, 1976). Kokeissamme Kernaalanjärven kalojen maksan glutationipitoisuudet olivat kohonneet, mutta eivät tilastollisesti merkitsevästi.

Selkärankaisten tiedetään metaboloivan bilirubiinia glukuronidaasin kautta (Dutton, 1966). Jos bilirubiinin konjugaatio glukuronidihapon kanssa estyy alentuneen UDP-GT-aktiivisuuden takia, bilirubiinipitoisuus kohoaa ensin sapessa, jonka jälkeen sitä alkaa kertyä plasmaan, ja seurauksena on bilirubiinimyrkytys. Kernaalanjärvässä sumputetuilla kaloilla oli sapsen bilirubiinipitoisuus alkanut kohota, mutta hajonnat eri kalojen välillä olivat suuret, eikä ero Alasjärven kaloihin ollut tilastollisesti merkitsevä.

Kernaalanjärvässä altistetuilla kaloilla alkoi selvästi näkyä aineenvaihduntahäiriöitä, vaikka koeaika jäikin lyhyeksi. Kova myrsky häiritsi mekaanisesti koetta, kalat hankautuivat kovassa aallokossa. Maksan toimintahäiriöt olivat osoitettavissa (entsyymiaktiivisuudet), samoin vesitasapainon muutokset. Analysoidusta vesinäytteistä ei altistuspaikkojen välillä löytynyt sellaisia eroja, jotka selvittäisivät kaloissa havaitut muutokset, mutta myrsky on saattanut nostaa vedenpohjasta tyypillisiä paperiteollisuuden jäteaineita, joita ei tässä kokeessa analysoitu. Muutokset Kernaalanjärvässä altistettujen kalojen elintoiminoissa ovat tyypillisiä paperiteollisuuden jätevesien aiheuttamia.

Kalojen maksanäytteistä tehdyissä histologisissa preparaateissa ei ryhmien välillä ollut sanottavia muutoksia.

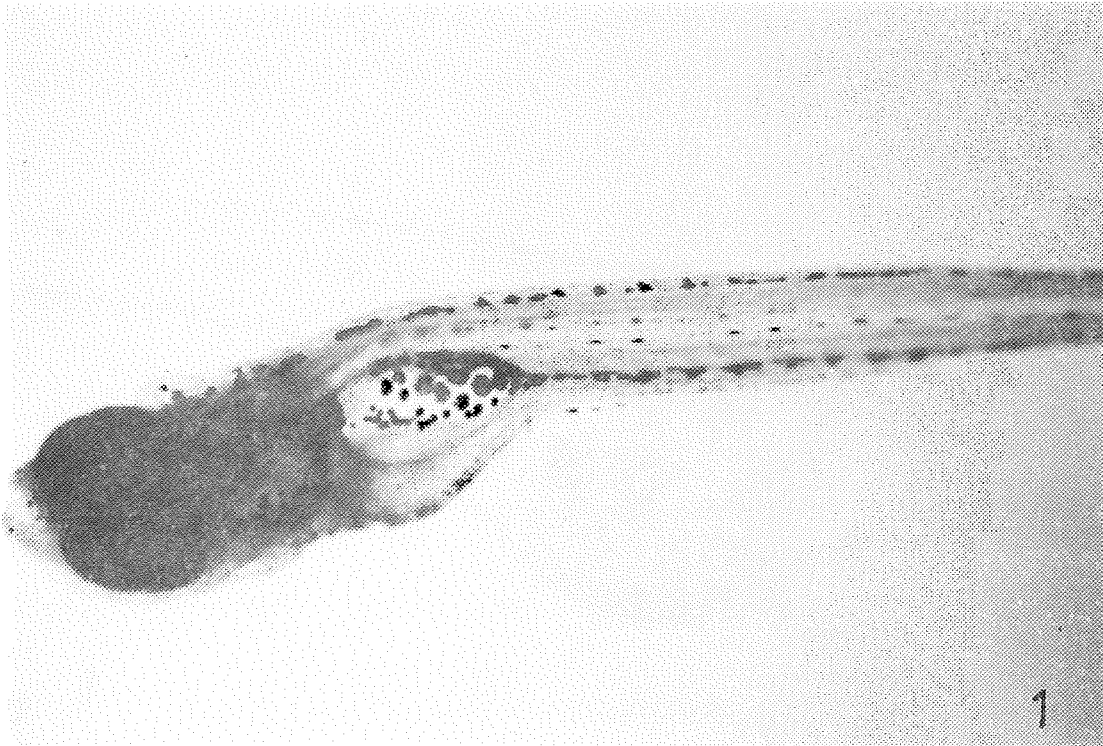
Kiitämme kaikkia niitä henkilöitä, jotka ovat myötävaikuttaneet työn onnistumisessa, erityisesti erikoistutkija Jukka Järveä, joka teki kuvienpiirtämishjelman mikrotietokoneeseensa, jolla kuvat on piirretty, sekä ylitarkastaja Leena Villaa Helsingin vesi- ja ympäristöpiiristä.

Työ on tehty Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin vesiensuojelumaksuvaroin.

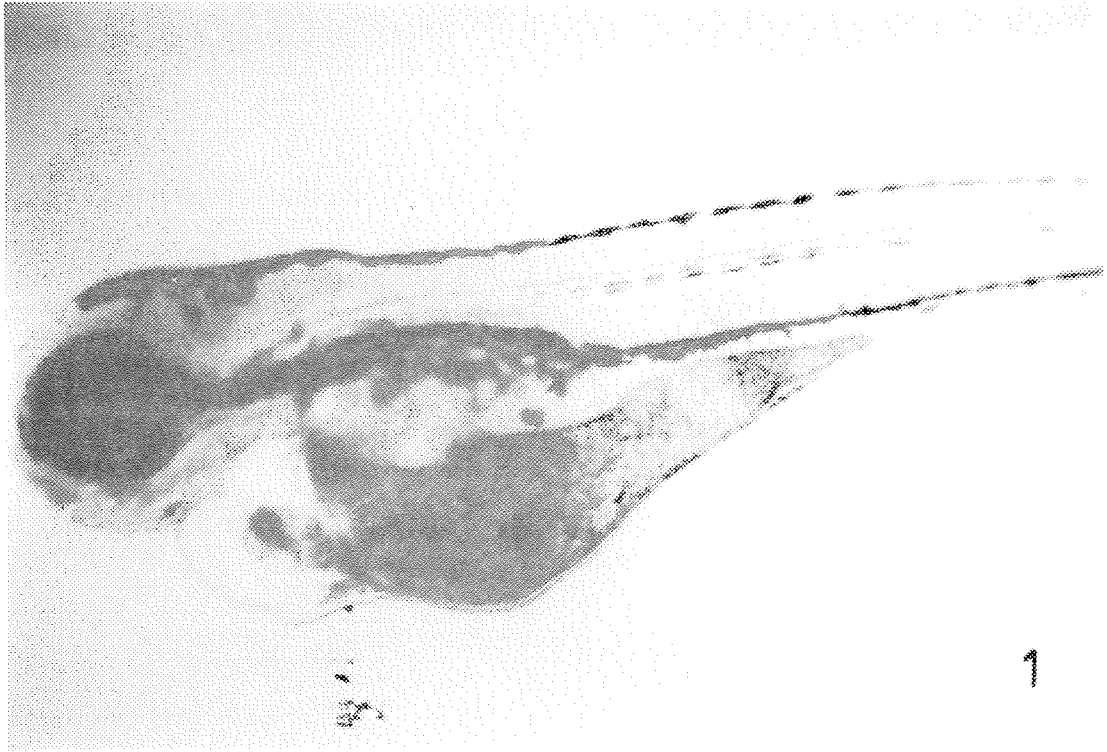
K I R J A L L I S U U S

- De Bruin, A. (1976). Biochemical Toxicology of Environmental Agents. pp 914-921. Elsevier, Holland. Biochemical Press. 1976.
- Dutton, G.J. (1966). The biosynthesis of glucuronides. In Glucuronic Acid, free and combined (Edited by Dutton G.J.) pp. 185-299. Academic Press, New York.
- Johansen. P.H., (1985). Mortality of early life stages of largemouth bass Micropterus salmoides due to pentachlorophenol exposure - Bull. Environm. Contam. Toxicol. 34, No. 3, 377-384.
- Kunnamo-Ojala, T. & Ruoppa, M., (1985). Tervakoski Oy:n jätevesien myrkyllisyyden selvittäminen mäti/poikas- ja vesikirpputestillä. Vesihallituksen monistesarja nro.423.
- Laale, H.W., (1977). The biology and use of zebrafish, Brachydanio rerio in fisheries research. A literature review - J. Fish Biol. 10, 121-173.
- Larsson, Å., Haux, C. ja Sjöbeck, M-L. (1985). Fish Physiology and Metal Pollution: Results and Experiences from Laboratory and Field Studies. Exotoxicol. Environ. Saf. 9, 250-281.
- Levy, G. ja Grucinski, S.P. (1964). Studies on biologic membrane permeation kinetics and acute toxicity of drugs by means of goldfish. J. Pharmac. exp. Therap. 146, 80-86.
- Oikari, A., Nakari, T. ja Holmbom, B. (1984). Sublethal actions of simulated kraft pulp mill effluents (KME) in Salmo gairdneri: residues of toxicants, and effects on blood and liver. Ann.Zool. Fennici 21: 45-53.

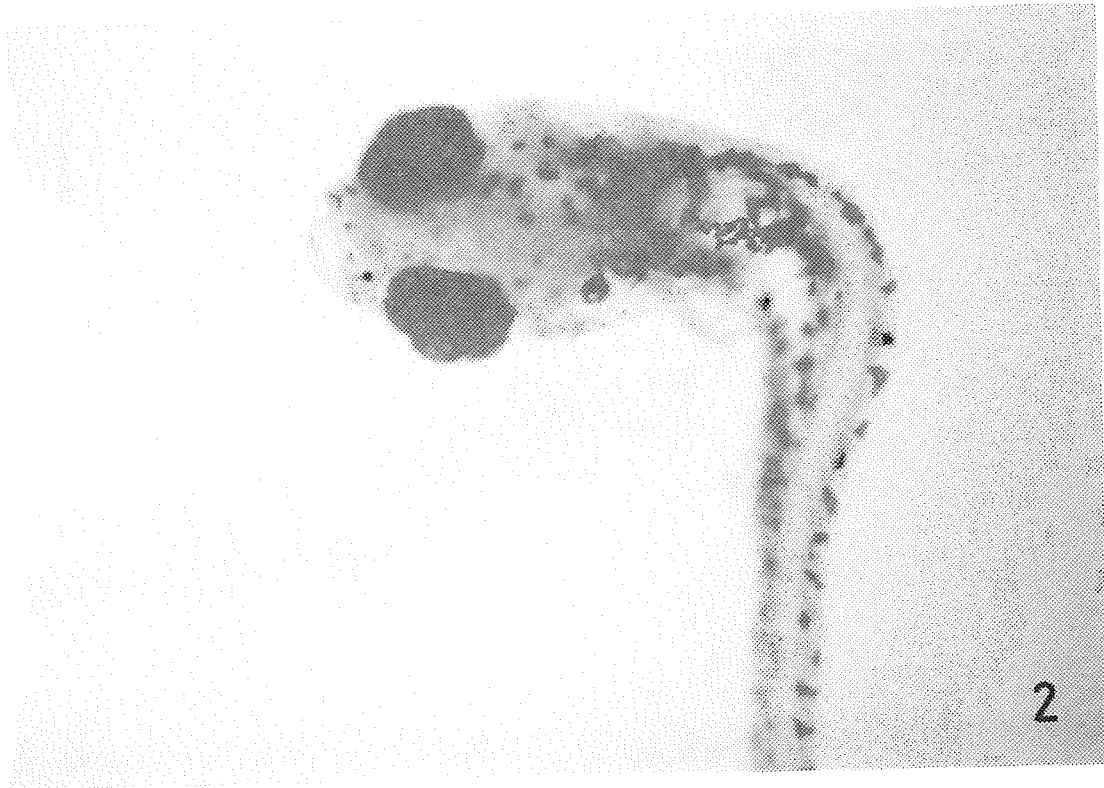
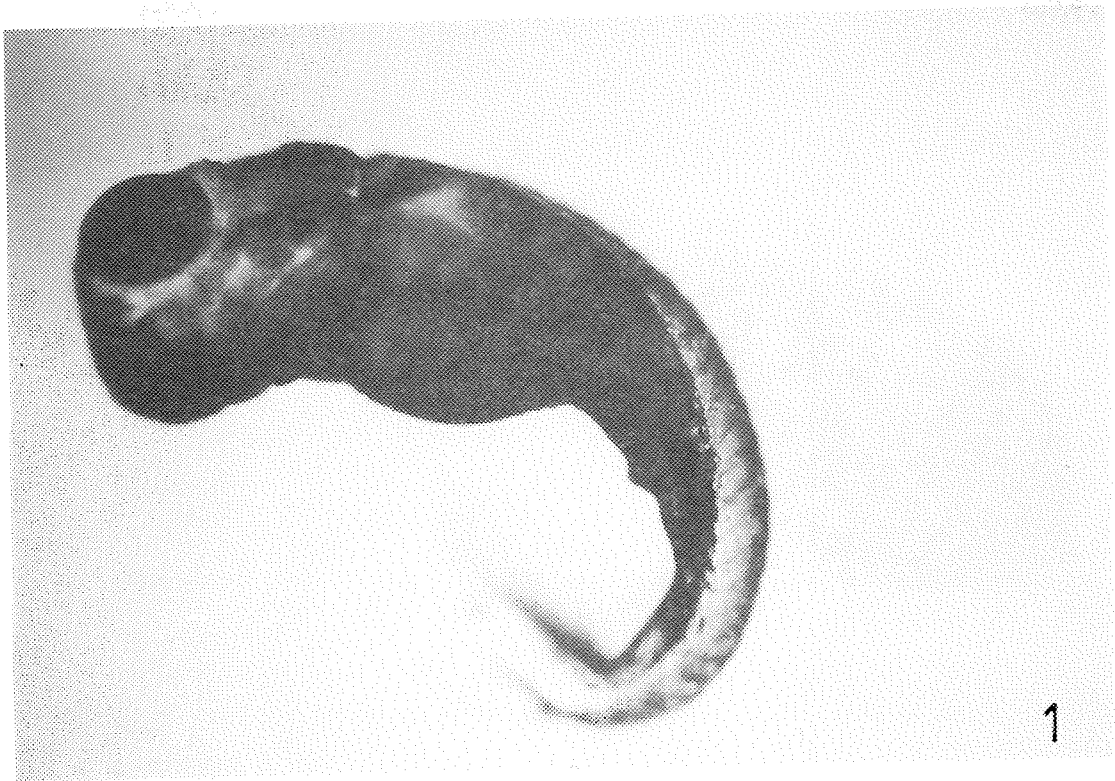
- Oikari, A., ja Nakari, T. (1982), Kraft Pulp Mill Effluent Components Cause Liver Dysfunction in Trout. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 28, 266-270.
- Ozoh, P.T.E., (1980). Effects of reversible incubations of zebrafish eggs in copper and lead ions with or without shell membranes. - Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24 (2), 270-275.
- Roberts, K., Cryer, A., Kay, J. de Solbe, L., Wharfe, J. ja Simpson, W. (1979). The effects of exposure to sub-lethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow trout and brown trout (Salmo gairdneri Richardson and Salmo trutta fario). Comp. Biochem. Physiol. 626, 135-140.
- Ruoppa, M. & Tähkä, S., (1984). Raskasmetallien vaikutusten selvittäminen tutkimalla kalojen alkionkehitystä ja poikasvaiheita histologisin menetelmin. - Vesihallituksen Tiedotussarja no.237.
- Ruoppa, M. (1982). Vesihallinnossa käytettävät kalojen kliinik-kemialliset ja histologiset määritysmenetelmät. Vesihallituksen monistesarja 98. 40 s.
- Sauer, D. (1980). Enzyme des Serums als Parameter der Intoxikation DFG Forschungsbericht, Methoden der Toxozitätsprüfung an Fischen, pp. 117-119, Boppard: H. Boldt Verlag.
- SIS, Sverige, (1986). Vattenundersökningar, SS 02 81 EY Bestämning av toxicitet för embryoner och yngel av sötvattenfisk-Semistatisk method.



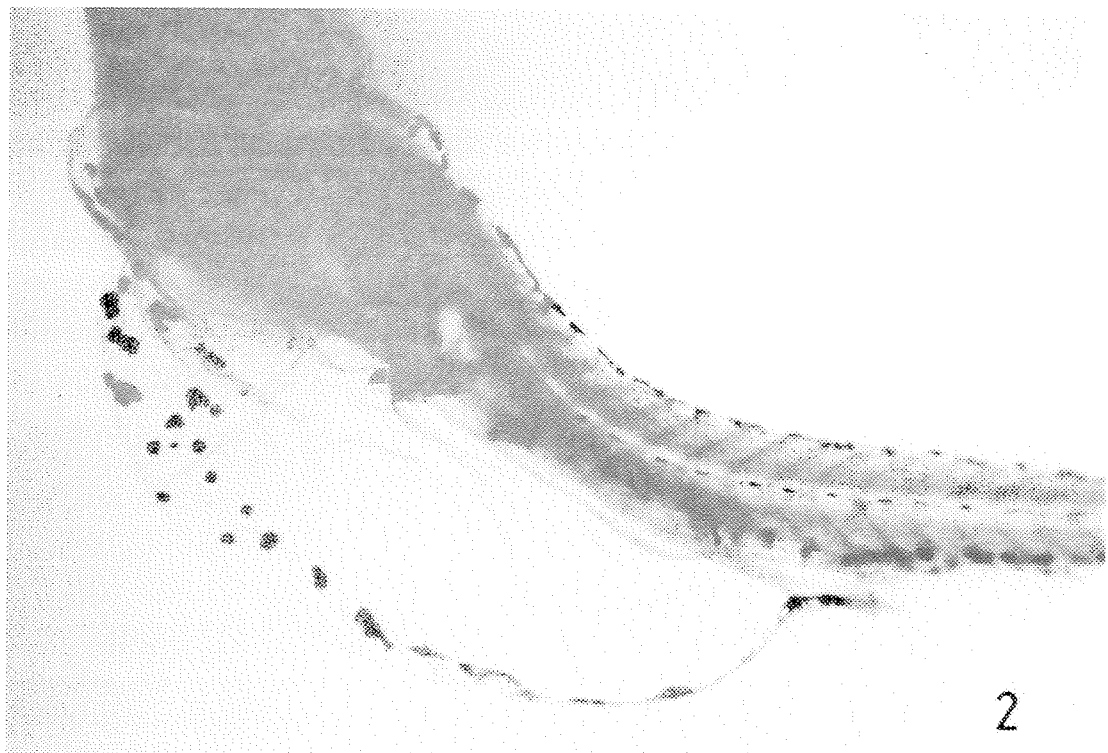
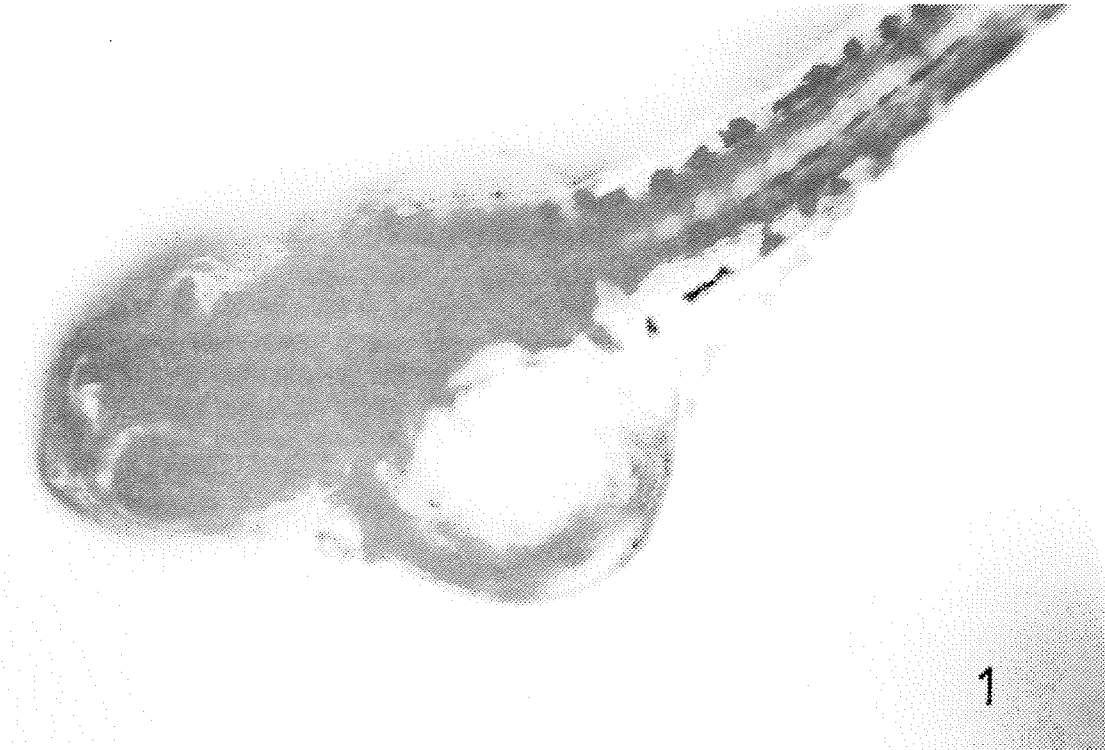
Seeprakala kontrolli. Kuva 1. 7 vrk, kuva 2. 13 vrk.
160 x suurennos.



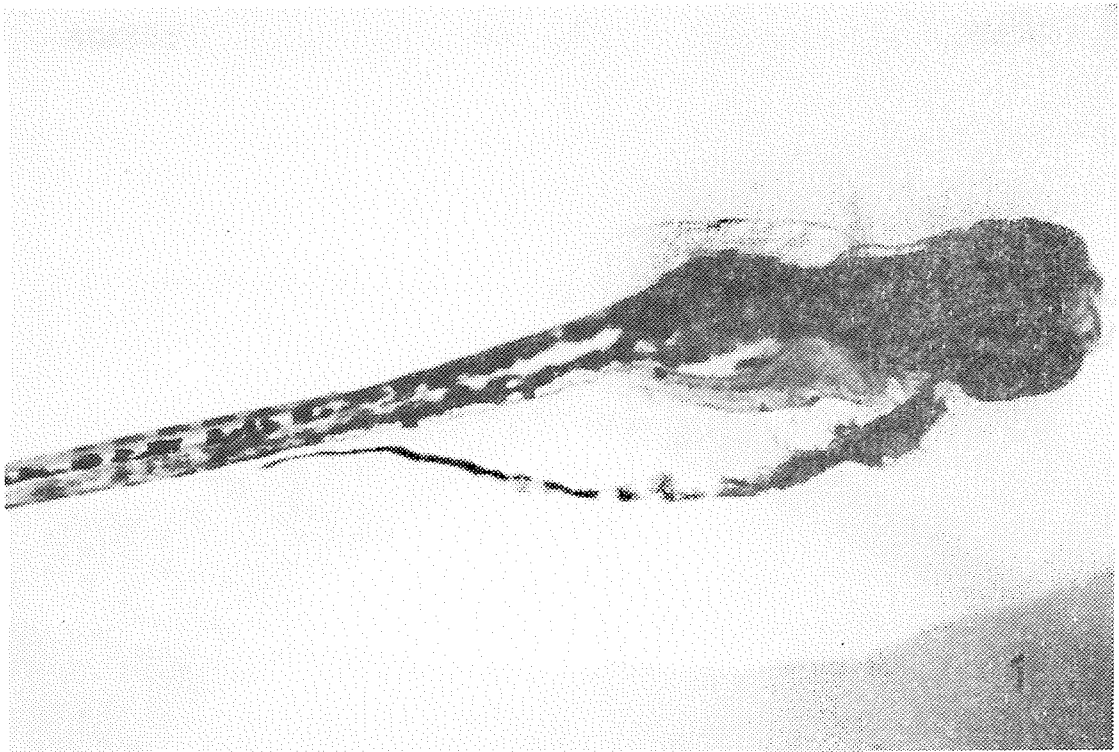
Seeprakala tuleva jätevesierä I. Kuva 1. 5 % jätevesi 4 vrk,
kuva 2. 100 % jätevesi 7 vrk. 160 x suurennos.



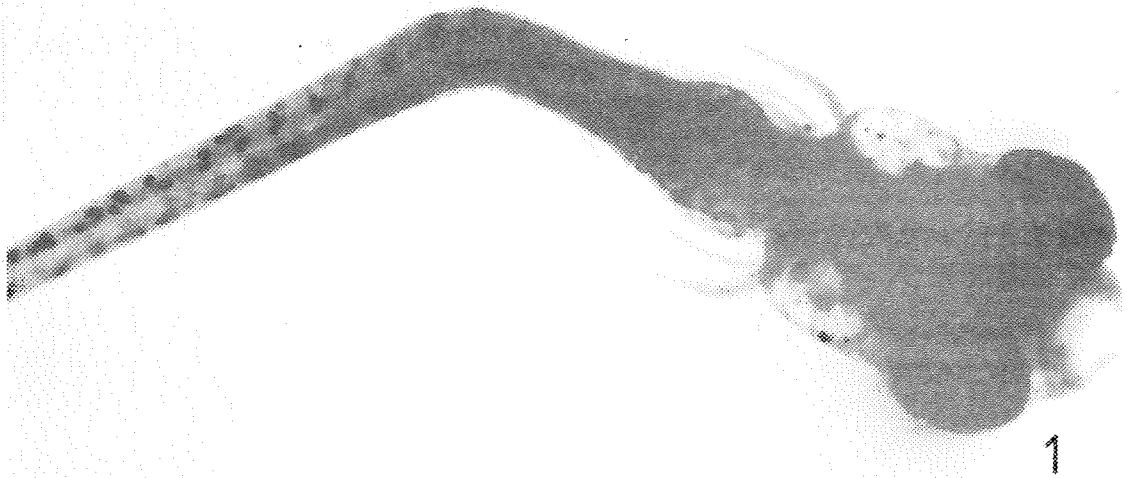
Seeprakala lähtevä jätevesierä I. Kuva 1. 5 % jätevesi 5 vrk,
kuva 2. 30 % jätevesi 13 vrk. 160 x suurennos.



Seeprakala tuleva jätevesierä II. Kuva 1. 50 % jätevesi, 6 vrk, kuva 2. 100 % jätevesi, 8 vrk. 160 x suurennos.



Seeprakala lähtevä jätevesierä II. Kuva 1. 15 % jätevesi, 8 vrk, kuva 2. 70 % jätevesi, 12 vrk. 160 x suurennos.



Seeprakala Tervajoen vesi. Kuva 1. 30 % vesi, 9 vrk,
kuva 2. 70 % vesi 6 vrk. 160 x suurennos.

Seppo Rekolainen

Lea Kauppi

ARVIO MAATALOUS 2000 -KOMITEAN ESITTÄMIEN TOIMENPITEIDEN
VAIKUTUKSISTA YMPÄRISTÖÖN

Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämääräTekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Rekolainen, Seppo ja Kauppi, Lea

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Arvio Maatalous 2000 -komitean esittämien toimenpiteiden vaikutuksista ympäristöön

Julkaisun lajiToimeksiantajaToimielimen asettamispvJulkaisun osat

Osa kokoomajulkaisua

Tiivistelmä

Työn tarkoituksena oli arvioida Maatalous 2000 -komitean esittämien toimenpiteiden vaikutuksia ympäristöön. Päähuomio kiinnitettiin ehdotetun kesannoinnin ja metsityksen vaikutuksiin vesistöjen kuormitukseen. Työ suoritettiin pääasiallisesti soveltamalla amerikkalaista CREAMS-simulointimallia. Ehdotetun kesannoinnin arvioitiin nostavan vesistöjen fosforikuormitusta 15 % ja typpikuormitusta 12 %, mikäli kesannointi toteutetaan suurelta osin avokesantona. Metsitys pienentää jonkin verran vesistökuormitusta, mutta arvioitu lannoitustaso nostaa sitä, joten komitean esittämien kehitysarvioiden ja toimenpide-ehdotusten arvioitiin kohottavan maatalouden aiheuttamaa vesistökuormitusta 15-20 % 20-30 vuoden kuluessa. Kuormituksen kasvun estämiseksi suositellaan viherkesantoa ja avokesannoinnin välttämistä kaltevilla pelloilla ja läpäisevillä mailla. Esitettyjen toimenpiteiden vaikutukset muuhun ympäristöön arvioitiin vähäisiksi.

Asiasanat (avainsanat)

Maatalous, vesien kuormitus, ravinteet, kesannointi, metsitys, mallit.

Muut tiedotSarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Kokonaissivumäärä

Ss. 69-99

Kieli

suomi

Hinta

-

Luottamuksellisuus

julkinen

Jakaja

Valtion painatuskeskus

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus

Utgivare

Vatten- och miljöstyrelsen

UtgivningsdatumFörfattare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)

Rekolainen, Seppo och Kauppi, Lea

Publikation (även den finska titeln)

Arvio Maatalous 2000 -komitean esittämien toimenpiteiden vaikutuksista ympäristöön

(Utvärdering av miljökonsekvenserna av de åtgärder som föreslagits av Jordbruk 2000 kommittén)

Typ av publikationUppdragsgivareDatum för tillsättandet av organetPublikationens delarReferat

Ändamålet med undersökningen var att utvärdera miljökonsekvenserna av de åtgärder som framlagts av Jordbruk 2000 -kommittén. Tonvikten lades vid att utreda hur betydelsefull belastningen av vattendragen kan beräknas vara från den föreslagna arealen av beskogad och trädesmark. Undersökningen utfördes huvudsakligen genom att tillämpa den amerikanska simuleringsmodellen CREAMS. Den föreslagna trädningen beräknades öka fosforbelastningen med 15 % och kvävebelastningen med 12 %, ifall trädningen huvudsakligen utförs som öppen träda. Beskogningen minskar belastningen av vattendragen, men den uppskattade gödselmängden ökar den. De av kommittén framlagda utvecklingsprognoserna och förslagen till åtgärder beräknades därför öka lantbrukets belastning av vattendragen med 15-20 % under de följande 20-30 åren. Belastningsökningen kunde minskas genom att befrämja grönträdning, och genom att undvika öppen trädningen på sluttande åkrar och permeabel mark. Inverkan av de framlagda åtgärderna på den övriga miljön beräknades vara obetydliga.

Nyckelord

Jordbruk, belastning, trädning, beskogning

Övriga uppgifterSeriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Sideantal

69-99

SpråkPrisSekretessgradDistribution

Statens tryckericentral

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen

Published by

The National Board of Waters and Environment, Finland

Date of publicationAuthor(s)

Rekolainen, Seppo and Kauppi, Lea

Title of publication

Arvio Maatalous 2000 -komitean esittämien toimenpiteiden vaikutuksista ympäristöön
(Assessment of the Finnish Agriculture 2000 -program: effects on the environment)

Type of publicationCommissioned byParts of publicationAbstract

A governmental committee has prepared a long-term programme (Agriculture 2000) concerning future agricultural policy in Finland. The purpose of this study was to assess, what the effects of these measures, mainly fallowing and reforestation, on nonpoint nutrient loads to watercourses could be. The work was mainly based on the use of a continuous simulation model CREAMS. Using this model we estimated the relative effect of different management practices. Depending on the fallowing practice, the total amount of agricultural nonpoint nutrient load can be increased by 15 % or more, if fallowing is carried out by bare soil practices. If only green fallow is used, the nutrient load remains approximately at the level of normal cereal cultivation. It is recommended that fallowed fields should not be located on permeable soils because of the risk of N leaching and not on steep slopes because of the high erosion and P losses. The reforestation programme planned could reduce the nutrient loads but the estimated fertilization level increase it, so that the proposed measures would increase the nutrient loading by 15-20 % in 20-30 years. The other environment effects of the proposed measures were estimated to be minimal.

Keywords

Agriculture, loading, nutrients, fallowing, reforestation, modelling.

Other informationSeries (key title and no.)

Publications of the Water and Environment
Administration 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Pages

69-99

LanguagePriceConfidentialityDistributed by

Government Printing Centre

Publisher

The National Board of Waters and
Environment, Finland

S I S Ä L L Y S		Sivu
1	JOHDANTO.....	77
2	KOMITEAN ESITTÄMÄT TOIMENPITEET.....	77
3	ARVIO KESANNOINNIN VAIKUTUKSISTA VESISTÖJEN RAVINNEKUORMITUKSEEN.....	78
3.1	Lyhyt kuvaus CREAMS-mallista.....	78
3.2	Vertailut viljelytavat ja säätekijät.....	79
3.3	Eri kesannointitapojen aiheuttamat ravinnehäviöt.....	82
3.3.1	Fosforihäviöt.....	82
3.3.2	Typpihäviöt.....	83
3.4	Kesannoinnin vaikutus maatalouden aiheuttamaan vesistöjen kuormitukseen.....	88
4	LANNOITUSTASON VAIKUTUS VESISTÖJEN RAVINNEKUORMITUKSEEN.....	90
4.1	Lannoitustason vaikutus typpikuormitukseen.....	90
4.2	Lannoituksen vaikutus fosforikuormitukseen.....	90
5	METSITYKSEN VAIKUTUS VESISTÖJEN RAVINNEKUORMITUKSEEN.....	92
6	ESITETTYJEN TOIMENPITEIDEN VAIKUTUS VESISTÖJEN REHEVÖITYMISEEN.....	93
7	ESITETTYJEN TOIMENPITEIDEN VAIKUTUKSET MUUHUN YMPÄRISTÖÖN.....	93
8	JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET.....	94
	KIIITOKSET.....	95
	KIRJALLISUUS.....	95
	LIITETAULUKOT.....	98

1 J O H D A N T O

Valtioneuvosto asetti kesällä 1985 komitean, jonka tehtävänä oli valmistella maatalouspolitiikkaa koskeva pitkän aikavälin ohjelma. Komitea otti nimekseen Maatalous 2000. Komitean mietintö ilmestyi kesällä 1987 (Komiteanmietintö 1987:24).

Työssään komitea tarkasteli maatalouspolitiikan tavoitteita sekä esitti toimenpiteitä tavoitteiden saavuttamiseksi. Esitetyt toimenpiteet liittyvät tuotantopoli-

tiikkaan, hintapolitiikkaan, rakennepolitiikkaan, tulopolitiikkaan sekä maataloustuotteiden markkinointiin. Suorat ympäristövaikutukset liittyvät ennen kaikkea tuotantopoliittisiin toimenpide-ehdotuksiin, joista tärkein on ylituotannon vähentämiseen tähtäävä peltoalan supistaminen. Tämän työn tarkoituksena on arvioida komitean esittämien toimenpiteiden vaikutuksia ympäristöön. Päähuomio on kiinnitetty peltoalan supistamiseen liittyvien toimenpiteiden vaikutuksiin vesistöjen kuormitukseen, koska sitä oli mahdollista nykyisellä tietämyksellä arvioida määrällisesti.

2 K O M I T E A N E S I T T Ä M Ä T T O I M E N -
P I T E E T

Maatalouden sato- ja tuotostason nousu sekä keskeisten maataloustuotteiden aleneva tai vain lievästi kasvava kulutus ovat aiheuttaneet maataloustuotteiden ylituotannon. Kun tuotantoteknologia on kehittynyt nopeasti myös muualla maailmassa ja useista entisistä elintarvikkeiden ostajamaista on tullut viejämaita, vienti ulkomaille ei tulevaisuudessakaan helpota ylituotannosta koituvia ongelmia. Komitean mukaan maatalouden tuotantopoliittikan tavoitteena on maamme elintarvikehuollon turvaaminen siten, ettei tuotanto muodostu suuremmaksi kuin on suotavaa omavaraisuus- ja huoltovarmuustavoitteiden kannalta.

Komitean mukaan viljelyksessä oleva peltoala on tärkein maataloustuotannon kokonaistasoon vaikuttava tekijä. Komitea on lähtenyt siitä, että peltoalan vähentäminen on pääasiallinen keino ylituotannon vähentämiseksi. Lähtokohta on jossain määrin erilainen kuin esimerkiksi eräissä muissa ylituotanto-ongelmia potevissa Euroopan maissa, joissa keinoksi on esitetty myös lannoitteiden käytön ja muiden tuotantopanosten vähentämistä eli siirtymistä laajaperäisempään viljelyyn.

Komitean esittämät toimenpiteet, joilla peltoalaa pyritään vähentämään, ovat pääasiassa seuraavat:

- kesannoinnin lisääminen. Komitea ehdottaa, että kesannointi tulisi toteuttaa velvoitekesannointina, joka liittyy maatilojen normaaliin viljelykiertoon. Lähivuosien tavoitteena on nostaa kesantoala 200 000 hehtaariin ja myöhemmin varauduttava vielä laajempaan kesannointiin.

- peltojen metsitystä lisätään voimakkaasti. Tavoitteena on metsittää vähintään 10 000 ha vuodessa. Vuoteen 2000 mennessä tämä merkitsisi 100 000 - 150 000 peltohehtaarin metsitystä.

- pellonraivaus kielletään tai tehdään taloudellisesti kannattamattomaksi

- salaojituksen tukemiseen on suhtauduttava pidättyvästi

- komitea esittää myös, että tuotannon laajaperäistämisen mahdollisuuksia tulisi tutkia, mutta ei esitä, missä määrin esimerkiksi lannoitteiden käyttöä voitaisiin alentaa.

Kokonaispeltoala on Suomessa tällä hetkellä n. 2 400 000 ha. Komitean mukaan omavaraisuusvaihtoehdosta riippuen ylimääräinen peltoala on 510 000 - 750 000 ha vuoteen 2000 mennessä. Laskelmat perustuvat kulutusta ja sato- ja tuotostasoa koskeviin ennusteisiin. Edellä esitettyjen toimenpiteiden lisäksi myös viljelystä luopuminen sekä pellon käyttö muihin tarkoituksiin kuin metsittämiseen tulisivat vähentämään peltoalaa tavoitteen saavuttamiseksi.

3 A R V I O K E S A N N O I N N I N V A I K U T U K - S I S T A V E S I S T Ö J E N R A V I N N E - K U O R M I T U K S E E N

Arviointi perustuu pääasiassa hyväksi USA:ssa kehitetyn CREAMS-mallin (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) käyttöön (Knisel 1980). Mallin antamia tuloksia on verrattu eräisiin kokeellisiin tutkimuksiin, joita kesannoinnin vaikutuksista on tehty (Jaakkola 1979, Uhlen 1986).

3.1 LYHYT KUVAUS CREAMS-MALLISTA

CREAMS on matemaattinen simulointimalli, jolla voidaan arvioida typen ja fosforin häviöitä pellolta sekä typen huuhtoutumista pois juuristovyöhykkeestä. Malli on alunperin kehitetty USA:n maatalousministeriön alaisessa tutkimuslaitoksessa (USDA, Agricultural Research Service). Sen alkuperäinen käyttötarkoitus on verrata erilaisten viljelytapojen suhteellista vaikutusta ravinteiden häviöihin eikä niinkään ennustaa absoluuttisia huuhtoutumismääriä peltoalueelta. Viljelytapojen vertailussa mallin vaatimat parametrit eivät juurikaan vaadi kalibrointia, joten CREAMS-mallin arvioitiin soveltuvan kohtalaisen hyvin kesannoinnin ja erilaisten kesannointitapojen suhteellisen vaikutuksen arviointiin. CREAMS-mallia on myös muualla käytetty varsin laajasti erilaisten viljelytapojen aiheuttamien ravinnehäviöiden vertailuun (esim. deMare 1983, Young ym. 1985, Crowder ym. 1985, Heatwole ym. 1986, Crowder ja Young 1987).

CREAMS koostuu peltoalueen hydrologiaa, eroosiota ja kemikaalien kulkeutumista kuvaavista komponenteista. Syöttötiedoikseen malli tarvitsee päivittäiset sademäärät, lämpötilan ja auringon säteilyn kuukausikeskiarvot sekä joukon parametrejä, joilla kuvataan mm. maalaji, maan hydrauliset ominaisuudet, kaltevuus, eroosioherkkyys, ravinnetila ja viljelykäytäntö. Malli tulostaa mm. pintavalunnan, haihdunnan sekä maahan imeytyneen veden määrän, eroosion mukana kulkeutuneen maa-aineksen määrän sekä typen ja fosforin häviöt pintavalunnan mukana ja typen huuhoutumisen juuristovyöhykkeestä alempiin maakerroksiin.

Mallin tulostamat ravinnehäviöt edustavat niiden bruttopoistumaa pellon laidalta ja juuristovyöhykkeestä, eivätkä ne sellaisenaan edusta sitä ravinteiden määrää, joka pelloilta kulkeutuu vesistöihin. Vertailtavien viljelytapojen aiheuttamia ravinnepestäjä tarkasteltiin siten ainoastaan suhteellisesti.

3.2 VERTAILLUT VILJELYTAVAT JA SÄÄTEKIJÄT

Ajanjaksoksi, jolla eri viljelytapojen vertailu suoritettiin, valittiin vuodet 1982-1987. Säättietoina (sadanta, lämpötila, säteily) käytettiin Ilmatieteen laitoksen havaintoja Jokioisissa sijaitsevalta mittausasemalta. Kyseisten vuosien sademäärät vaihtelivat suhteellisen paljon, keskimääräisesti jakso oli keskimääräistä sateisempi (taulukko 1.).

Taulukko 1. Vuotuiset sademäärät Jokioisissa tarkastelujaksolla 1982-1987.

Vuosi	Sadanta mm
1982	650,0
1983	606,1
1984	776,3
1985	573,2
1986	672,3
1987	572,4
1982-1987	641,7
1961-1980	545,0

Mallilla kuvattiin hypoteettista 'tyypillistä' eteläsuomalaisista peltoa. Erilaisten viljelytapojen vaikutusta tutkittiin kolmelle maalajiltaan erityyppiselle pellolle (taulukko 2.). Koska savialueen pellot ovat yleensä tasaisempia kuin pellot, jotka sijaitsevat hiesu- tai hietamailla, savipellon kaltevuuksiksi valittiin 1, 3 ja 6 prosenttia, hiesu- ja hietapellon 3, 6 ja 12 %.

Taulukko 2. Saven, hiesun ja hiedan osuus (%) sekä orgaanisen aineen pitoisuus (%) simuloituissa tyyppipeltoissa.

		Savi- pelto	Hiesu- pelto	Hieta- pelto
Saven osuus	%	65	25	20
Hiesun osuus	%	20	55	25
Hiedan osuus	%	15	20	55
Orgaanisen aineen pitoisuus	%	7	6	5

Kesannointi, vapaaehtoinen tai velvoite, toteutettaneen pääasiassa maatalojen peltolohkojen normaaliin viljelykiertoon liittyen. Jos lähtökohdaksi otetaan suunniteltu kesannointiala (n. 200 000 ha), kukin peltolohko olisi kesantona n. joka kymmenes vuosi, mikäli kaikki pellot tulisivat tasaisesti kesannoitavaksi. On kuitenkin oletettavaa, että maanviljelijät jättävät osan pelloistaan kokonaan kesannoinnin ulkopuolelle tai kesannoivat niitä erittäin harvoin. Tässä työssä oletettiin, että se peltoala, jota yleensä kesannoidaan, tulisi kesannoitavaksi joka kuudes vuosi ja siten kuuden vuoden viljelykierto valittiin lähtökohdaksi vertailuun.

Perustasoksi, eli viljelytavaksi, johon kaikkia muita verrattiin, valittiin jatkuvassa ohranviljelyssä oleva pelto. Vertailtaviksi viljelytavoiksi valittiin nurmiviljely ja kolme erilaista kesannointitapaa. Nurmiviljelyssä olevassa pellossa toteutettiin kolmivuotista nurmea, jonka jälkeen pellolla viljeltiin kolme vuotta ohraa. Kaikissa kesantovaihtoehtoissa kuuden vuoden kierto merkitsi siis sitä, että pelto oli yhden vuoden kesantona, muina vuosina se oli normaalissa viljanviljelyssä. Tarkemmin eri viljelykierrot, suoritettut kylvöt, kynnöt ja lannoitukset on esitetty kuvassa 1. Vertailut kesannointivaihtoehdot olivat seuraavat:

- avokesanto (kesanto 1), joka äestetään keväällä, pidetään muokattuna kesän ajan ja kylvetään syksyllä rukiille

- avokesanto (kesanto 2). Kuten kesanto 1, mutta kesantopelto jätetään muokattuna seuraavaan kevääseen, jolloin siihen kylvetään kevätohra.

- viherkesanto (kesanto v). Kesannoitavaan peltoon kylvetään nurmi edellisenä vuonna suojaviljan alle. Nurmen annetaan kasvaa elokuulle korjaamatta, kynnetään, muokataan ja kylvetään syysrukiille.

Kumpaakin avokesantovaihtoehtoa simuloitiin kahdelle sateisuudeltaan erilaiselle vuodelle (1983 ja 1984), jotta nähtäisiin valunnan määrän vaikutukset ravinnehäviöihin.

	1982	1983	1984	1985	1986	1987
OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA
NURMI	OHRA JA NURMEN KYLÖ+LANNOITUS OHRA KORJU OHRA	1 KYLÖ+ LANNOITUS 2 KYLÖ+ LANNOITUS 3 KYLÖ+ LANNOITUS OHRA	1 KYLÖ+ LANNOITUS 2 KYLÖ+ LANNOITUS 3 KYLÖ+ LANNOITUS OHRA	1 KYLÖ+ LANNOITUS 2 KYLÖ+ LANNOITUS 3 KYLÖ+ LANNOITUS OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	OHRA JA NURMEN KYLÖ+LANNOITUS OHRA KORJU OHRA
KESANTO 1	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	ÄESTYS RUKIIN KYLÖ +LANNOITUS NURMI	LANNOITUS KORJU KYNTÖ NURMI	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA
KESANTO 2	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KESANTO	SYYSRUIS	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA
KESANTO V	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	OHRA JA NURMEN KYLÖ+LANNOITUS OHRA KORJU OHRA	KESANTO KYLÖ+LANNOITUS RUKIIN KYLÖ +LANNOITUS KESANTO	LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA	KYLÖ+LANNOITUS KORJU KYNTÖ OHRA

Kuva 1. Viljelykierto sekä kylvö-, lannoitus-, korjuu- ja kyntöajankohdat vertailussa mukana olleilla viljelyta-voilla.

Vertailun pohjana olevalle ohrapellolle käytettiin Varsinais-Suomessa tällä hetkellä käytettäviä keskimääräisiä lannoitemääriä. Nurmelle ja syysrukiille käytetyt lannoitemäärät perustuvat suosituksiin. Kesannolla olevaa peltoa, myöskään viherkesantoa, ei lannoitettu (taulukko 3.).

Taulukko 3. Simuloinneissa käytetyt lannoitemäärät.

	N kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹
Ohra, kylvön yhteydessä	90	38
Nurmi,		
1. sadon yhteydessä	110	20
2. sadon yhteydessä	90	10
3. sadon yhteydessä	60	10
Syysruis, kylvön yhteydessä	30	
kevällä	90	25

3.3 ERI KESANNOINTITAPOJEN AIHEUTTAMAT RAVINNEHÄVIÖT

CREAMS-mallilla lasketut tulokset on esitetty suhteellisina muutoksina verrattuna ravinnehäviöihin jatkuvassa ohranviljelyksessä olevalta pellolta. Suhteelliset erot kesannointivuonna ja sitä seuraavana vuonna on esitetty kuvissa 2 ja 3 ja liitetaulukossa 1. sekä keskimääräiset tulokset kuuden vuoden viljelykierrosta kuvissa 4 ja 5 ja liitetaulukossa 2.

3.3.1 F o s f o r i h ä v i ö t

Valtaosa pellolta poistuneesta fosforista oli maa-ainekseen sitoutunutta ja siten täysin riippuvainen eroosiosta. Liuenneessa muodossa poistunut fosfori muodosti vain vähäisen osan kokonaisfosforihäviöstä, eikä juurikaan vaihdellut eri viljelytapojen mukaan. Ainoastaan nurmiviljelyssä liunneen fosforin osuus oli pintalannoituksesta johtuen hieman suurempi kuin muilla vertailussa mukana olleilla viljelytavoilla. Tällöinkin sen osuus oli kuitenkin huomattavasti pienempi kuin maa-ainekseen sitoutuneen fosforin.

Vaikka vuosi 1984 oli sateisempi ja valunnan määrä suurempi kuin vuonna 1985, fosforin häviöt olivat suurempia vuonna 1985 kuin vuonna 1984. Tämä aiheutui siitä, että vuonna 1985 lumen sulamisesta ja sateista aiheutuneet pintavalunnat olivat suurempia vuonna 1985 ennen orastumista eli silloin kuin peltomaa on herkin eroosiolle.

Nurmipellolta fosforin häviöt olivat huomattavasti pienempiä kuin viljapellolta. Kun verrataan häviöitä yhden vuoden aikana, fosforihäviö oli nurmipellolta 70-90 % alempi kuin vastaavalta ohrapellolta (kuva 2). Kuuden vuoden keskimääräiset fosforihäviöt olivat

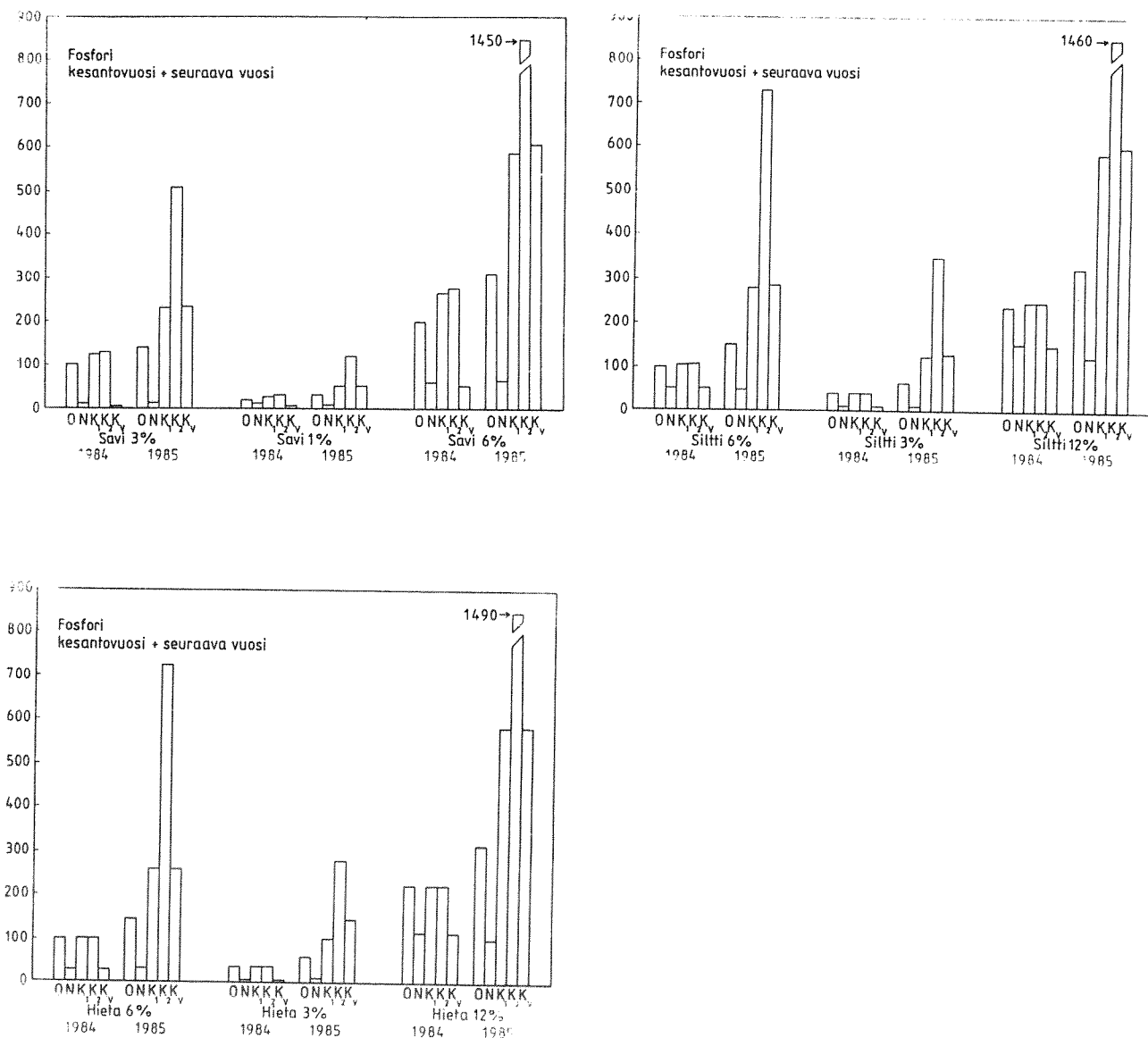
nurmikierrossa (3 vuotta nurmea ja 3 vuotta ohraa) 20-40 % alempia kuin jatkuvassa ohranviljelyssä olevalta pellolta (kuva 4). Suhteelliset fosforihäviöt nurmiviljelyn ja ohranviljelyn välillä eivät poikenneet toisistaan merkittävästi maalajin tai kaltevuuden suhteen. Jos kuitenkin nurmiviljelyn vaikutusta tarkastellaan todellisten kuormitusmäärien suhteen, nurmipelto pienentää kuormitusta sitä enemmän, mitä kaltevammasta pellosta on kyse.

Fosforihäviö ei ollut avokesantopellolta juurikaan suurempi kuin ohrapellostakaan kesannointivuonna (kuva 2). Tämä johtui siitä, että pintavalunnan (ja eroosion) arvioitiin tapahtuvan pääasiassa keväällä lumen sulamisen aikaan ja kesantopelto oli silloin kynnettyä kuten ohrapeltoakin. Kesantopelto on altis eroosiolle kesällä ja syksyllä, mutta malli arvioi, että pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta on varsin pieni syksyllä. Avokesannoinnin havaittiin aiheuttavan fosforihäviön lisääntymistä vasta kesannointia seuraavana vuonna. Äestetty ja muokattu pelto on todennäköisesti huomattavasti alttiimpi eroosiolle kuin kynnöspelto. Tämä johtuu siitä, että kynnöspellolla suurempi osa vedestä imeytyy ja maapartikkelien irtaantuminen pintavirtauksen mukana on helpompaa muokatusta pellosta kuin kynnetyistä (vrt. esim. Cooke 1985). Syysrukiin oras ei muodosta seuraavana keväänä vielä tarpeeksi tiheää kasvustoa, jotta se pystyisi estämään eroosiota kovinkaan hyvin. Jos siis kesanto pidetään äestettynä yli talven, saattaa seuraavan kevään eroosio olla huomattavasti suurempi kuin tavallisesti kynnetyssä ohrapelton ja myös syysrukiilla olevasta pellosta saattaa eroosion mukana poistuva fosforimäärä olla suurempi kuin kynnöspellosta (kuva 2). Kun fosforihäviöitä arvioitiin kuuden vuoden kiertojaksoon perustuen (sisältäen siis ainoastaan yhden kesantovuoden) todettiin fosforihäviön olleen 20-30 % korkeamman kuin jatkuvassa ohranviljelyssä olevalta pellolta, jos kesanto toteutetaan avokesantona ja perään kylvetään syysruis (kesanto 1). Kun kesantopellon annettiin olla muokattuna seuraavaan kevääseen fosforihäviöt olivat 75-110 % suuremmat kuin ohrapellostakaan (kuva 4).

Viherkesanto oletettiin toteutettavaksi siten, että viherkesantonurmi perustetaan edellisenä vuonna suoja-tilan alle. Nurmikasvuston oletettiin jo seuraavana keväänä pidättävän oleellisesti eroosiota ja siten fosforihäviö muodostui seuraavana keväänä pienemmäksi kuin kynnetyltä viljapellosta. Koska tässä esimerkitapauksessa viherkesanto kynnettiin elokuussa ja perään kylvettiin syysvilja sen arvioitiin kohottavan fosforikuormitusta seuraavana vuonna samoin kuin avokesantovaihtoehdossa (kuva 2). Kuuden vuoden tarkastelujaksolla viherkesannoinnin ei todettu laskevan eikä nostavan fosforikuormitusta (kuva 4).

3.3.2 T y p p i h ä v i ö t

Kokonaistyyppihäviöt koostuivat pintavalunnan mukana poistuneesta liukoisesta ja maa-ainekseen sitoutuneesta

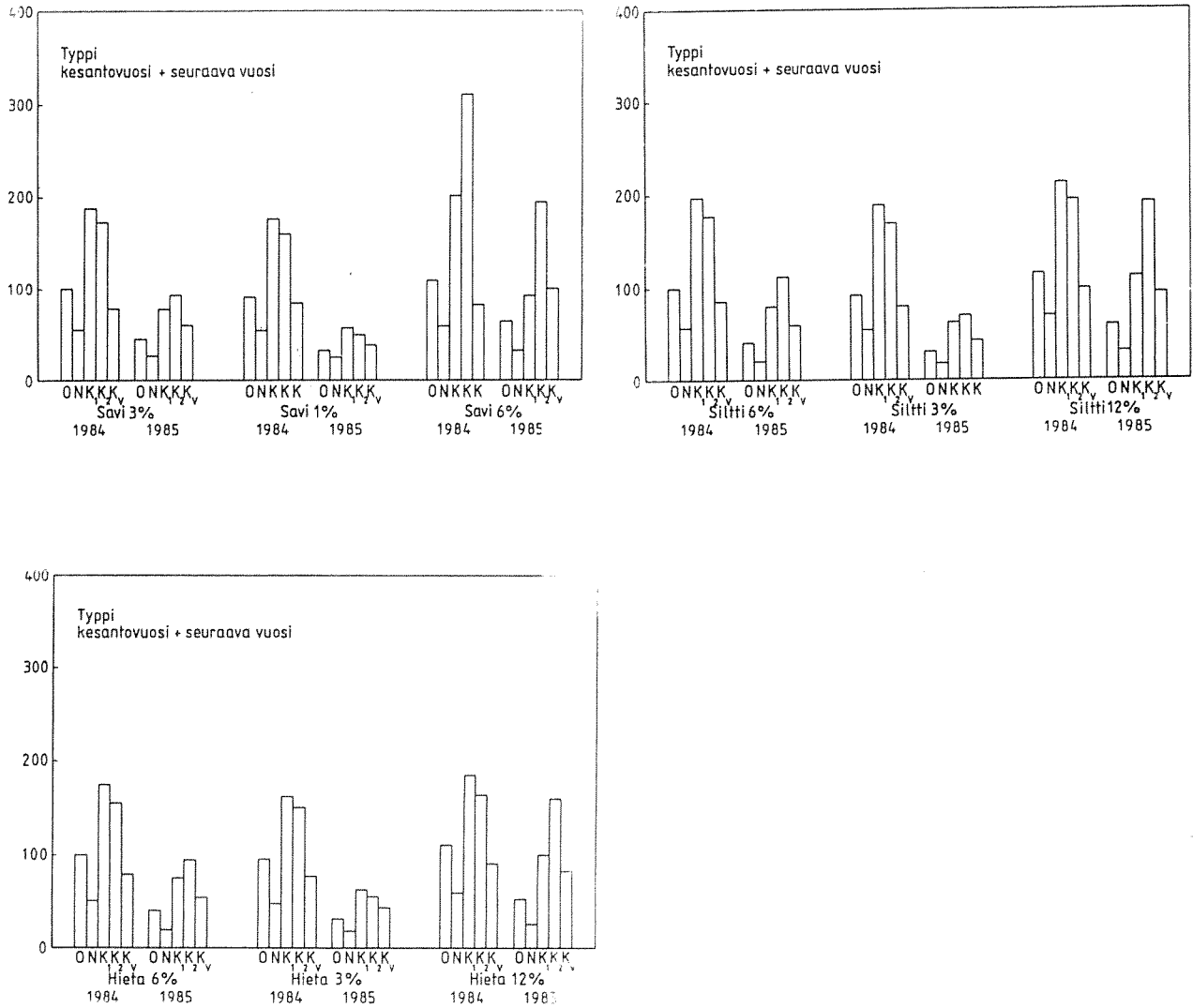


Kuva 2. Kokonaisfosforihäviöiden suhteelliset erot eri viljelytavoilla kesantointivuonna (1984) ja sitä seuraavana vuonna (1985) eri kaltevuuksilla (1, 3 ja 6 %) maalajiltaan erityyppisillä pelloilla.

Selitykset:

O= jatkuva ohranviljely
 N= 3 vuotta nurmea + 3 vuotta ohraa
 K₁=avokesanto, jota seuraa syysruis
 K₂=avokesanto, jota seuraa kevätohra
 K_v=viherkesanto, jota seuraa syysruis

Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.

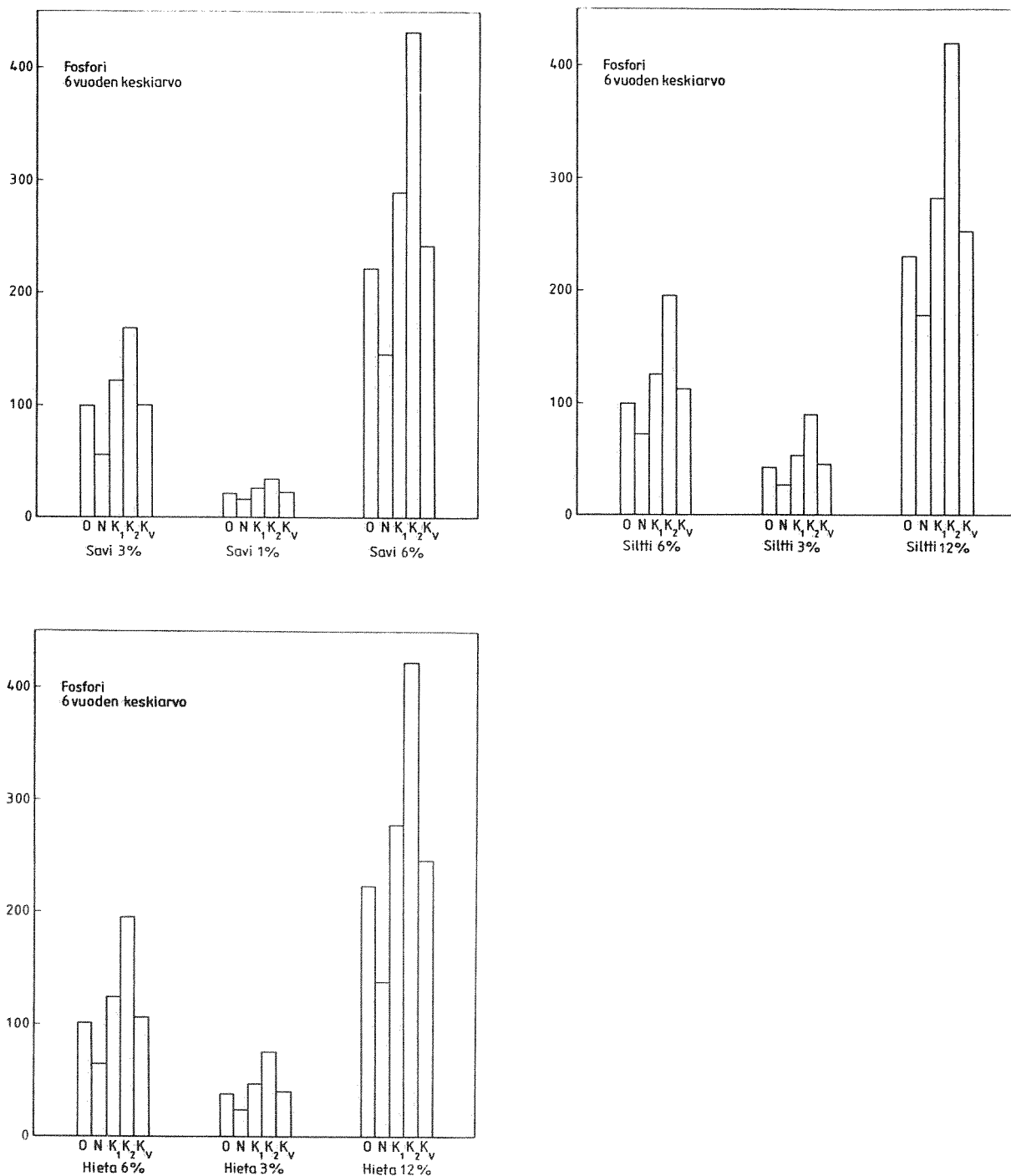


Kuva 3. Kokonaistyyppihäviöiden suhteelliset erot eri viljelytavoilla kesannointivuonna (1984) ja sitä seuraavana vuonna (1985) eri kaltevuuksilla (1, 3 ja 6 %) maalajiltaan erityyppisillä pelloilla.

Selitykset:

O= jatkuva ohranviljely
 N= 3 vuotta nurmea + 3 vuotta ohraa
 K_1 = avokesanto, jota seuraa syysruis
 K_2 = avokesanto, jota seuraa kevätohra
 K_v = viherkesanto, jota seuraa syysruis

Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.

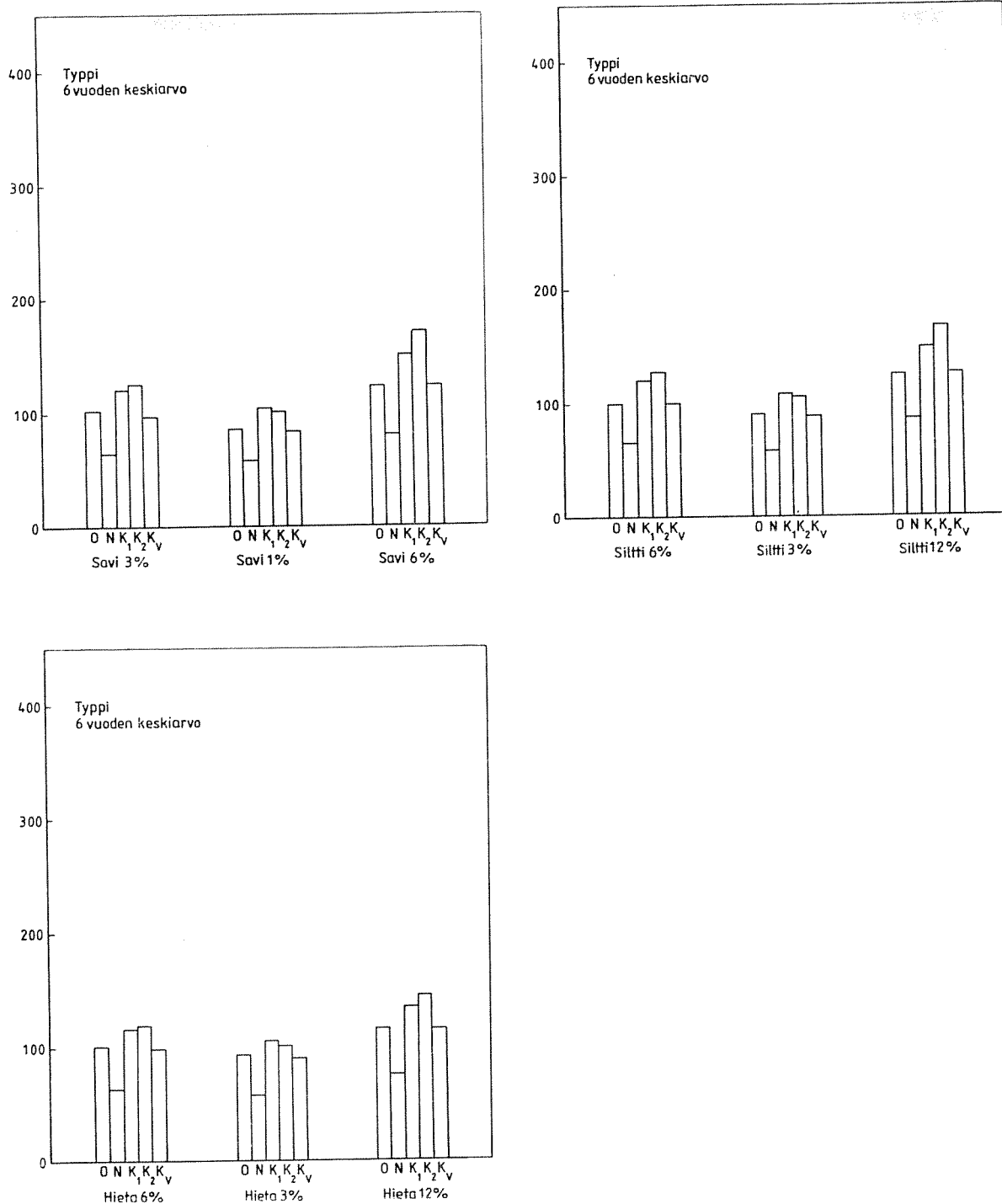


Kuva 4. Kokonaisfosforihäviöiden suhteelliset keskimääräiset erot eri viljelytavoilla eri kaltevuuksilla (1, 3 ja 6 %) maalajiltaan erityyppisillä pelloilla. Laskelmat perustuvat kuuden vuoden viljelykiertoon.

Selitykset:

O= jatkuva ohranviljely
 N= 3 vuotta nurmea + 3 vuotta ohraa
 K₁=avokesanto, jota seuraa syysruis
 K₂=avokesanto, jota seuraa kevätohra
 K_v=viherkesanto, jota seuraa syysruis

Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.



Kuva 5. Kokonaistyyppihäviöiden suhteelliset keskimääräiset erot eri viljelytavoilla savipellolla eri kaltevuuksilla (1, 3 ja 6 %) maalajiltaan erityyppisillä pelloilla. Laskelmat perustuvat kuuden vuoden viljelykiertoon.

Selitykset:

O= jatkuva ohranviljely

N= 3 vuotta nurmea + 3 vuotta ohraa

K₁=avokesanto, jota seuraa syysruis

K₂=avokesanto, jota seuraa kevätohra

K_v=viherkesanto, jota seuraa syysruis

Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.

typestä sekä juuristovyöhykkeestä poistuneesta nitraattitypestä. Samoin kuin fosforilla, pintavalunnan mukana poistunut liukoinen typpi muodosti vain vähäisen osan kokonaistyyppihäviöstä. Erityisesti läpäisevillä hiesu- ja hietamailla juuristovyöhykkeestä huuhtoutunut osuus oli huomattavasti suurempi kuin pintavalunnan mukana poistunut. Ainoastaan savimailla eroosiotypellä havaittiin olevan jotain merkitystä esimerkiksi kesannoitaessa.

Koska maahan imeytyvä vesimäärä säätelee varsin pitkälle kokonaistyyppihäviötä, vuotuisella sademäärällä on huomattava merkitys verrattaessa vuosia toisiinsa. Vuonna 1985 tyyppihäviöt olivat ohranviljelyssä olevasta pellosta 40-70 % alemmat kuin selvästi sateisempina vuonna 1984 (kuva 3). Koska suurin osa tyyppihäviöstä koostuu nitraattityypen huuhtoutumisesta, ei pellon kaltevuudella todettu olevan juurikaan vaikutusta.

Nurmipelloilta tyyppihäviöt olivat noin puolet pienempiä kuin ohrapelloilta hieman maalajista ja sateisuudesta riippuen. Kuuden vuoden kiertojakson (3 vuotta nurmea + 3 vuotta ohraa) perusteella arvioituna tyyppihäviö oli nurmipelloilta 30-35 % alempi kuin jatkuvassa ohranviljelyksessä olevalta pelloilta. Koska huuhtoutuneet typpimäärät olivat suurempia hieta- ja hiesupelloilta kuin savipelloilta, nurmiviljely vähensi tyyppihäviöitä enemmän läpäisevämmillä mailla.

Vertailussa mukana olleiden avokesannointitapojen välillä ei ollut tyyppihäviöiden suhteen suurtakaan eroa. Kesannointivuoden ja myös sitä seuraavan vuoden aikana tyyppihäviö oli osapuilleen kaksinkertainen verrattuna ohrapeltoon (kuva 3). Kesannointia seuraavan vuoden suuret tyyppihäviöt johtuivat maan kohonneista nitraattityppipitoisuuksista kesannointivuoden aikana. Kuuden vuoden jaksolla kesannointi lisäsi tyyppihäviötä 20 prosentilla jatkuvaan ohranviljelyyn verrattuna (kuva 5). Kesantovuoden ja sitä seuraavan vuoden suuremmat tyyppihäviöt tasoittuvat jonkin verran seuraavina vuosina, koska kesannointi paransi ohran typenottoa. Hietapelloilta tapahtunut tyyppihäviö kasvoi kesannoinnin johdosta eniten, vaikka suhteellinen muutos olikin jokseenkin sama eri maalajeista koostuneilla pelloilla.

Viherkesannolla kasvatetun nurmen typenotto oli suurempi kuin ohran. Kuuden vuoden jaksolla (1 vuosi kesantoa) viherkesannolla ei todettu olevan lisäävää eikä vähentävää vaikutusta typen häviöihin.

3.4 KESANNOINNIN VAIKUTUS MAATALOUDEN AIHEUTTAMAAN VESISTÖJEN KUORMITUKSEEN

CREAMS-malli arvioi ravinteiden poistuman tutkittavan pellon reunalta pintavalunnan mukana sekä huuhtoutumana pois juuristovyöhykkeestä. Se ei ota huomioon eroosioaineksen mahdollista myöhempää sedimentoitumista. Siitä huolimatta voidaan katsoa, että mallin avulla arvioidut suhteelliset muutokset ravinnehäviöissä

kuvaavat myös suhteellisia muutoksia vesistöihin kohdistuvassa ravinnekuormituksessa.

Mallilaskelmiin perustuen voidaan arvioida, että vesistöihin kohdistuva fosforikuormitus kasvaa 25 prosentilla ja typpikuormitus 20 prosentilla siltä peltoalalta, joka tulee kesannoinnin piiriin, mikäli kesannointi toteutetaan kokonaan avokesantona ja päälle kylvetään syysvilja samana syksynä. Ravinnekuormitus saattaa kasvaa huomattavasti suuremmaksi, jos peltojen annetaan olla muokattuna yli talven tai useita vuosia. Vastaavasti viherkesannoinnin osittainenkin soveltaminen vähentää kuormituksen kasvua.

Tehdyssä arvioinnissa oletettiin, että viljelijät jättävät osan pelloistaan kokonaan kesannoinnin ulkopuolelle. Kun Suomen koko peltoala on 2 400 000 ha ja kesannoitavan alan tulisi olla 200 000 - 250 000 vuodessa, voidaan laskea, että noin 1 400 000 ha peltomaata tulisi kesannoitavaksi kerran kuudessa vuodessa. Jos oletetaan, että jatkuvassa viljelyssä olevalta pellolta vesistöihin kohdistuva kuormitus pysyy ennallaan, peltoviljelyn aiheuttaman fosforikuormituksen voidaan arvioida kasvavan 15 % ja typpikuormituksen 12 %, mikäli kesannointi on kokonaan avokesannontia.

Peltoviljelyn aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi vesistöihin on arvioitu 1 400 t ja typpikuormitukseksi 31 000 t (Kauppi 1979). Arvio perustuu vuosina 1965-1976 tehtyihin havaintoihin eräiltä pieniltä peltovaltaisilta valuma-alueilta. Sadanta ja valunta on kuitenkin 1980-luvulla ollut keskimäärin suurempaa kuin em. havaintovuosina. Viimeisenä kahtena vuosikymmenenä on myös maataloudessa tapahtunut muutoksia. Nurmiviljelyn osuus peltoalasta on pienentynyt n. 50:sta 30 prosenttiin. Erityisesti Etelä-Suomessa on siirrytty nautakarjattomaan maatalouteen, mikä merkitsee nurmialan vielä huomattavampaa vähentymistä. Edellä mainittujen seikkojen voidaan arvioida nostaneen peltoviljelyn aiheuttamaa kuormitusta jonkin verran Kaupin (1979) esittämistä arvioista. Jos kesannointi nostaa fosforikuormitusta 15 % ja typpikuormitusta 12 %, peltoviljelystä vesistöihin joutuva fosforikuormitus kasvaa 200-300 t ja typpikuormitus 4 000 - 6 000 t vuodessa.

Kesannointitavan lisäksi peltojen kaltevuudella on huomattava merkitys erityisesti fosforin kulkeutumiseen pelloilta vesistöihin. Mikäli kesannointi kohdistetaan mahdollisimman tasaisille pelloille, kuormituksen kasvu saattaa olla huomattavasti pienempää. Vastaavasti nurmien ja viherkesantoalojen, erityisesti monivuotisten, sijoittaminen kalteville pelloille voi pienentää peltoviljelyn aiheuttamaa vesistökuormitusta.

4 LANNOITUSTASON VAIKUTUS VESISTÖJEN RAVINNEKUORMI- TUKSEEN

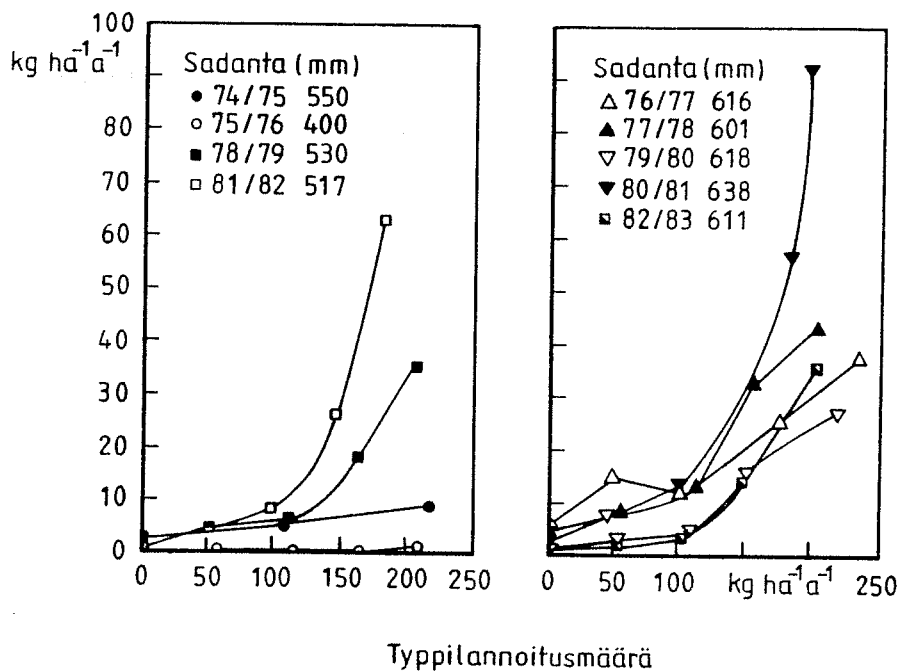
Maatalous 2000 -komitea arvioi mietinnössään lannoitustason kasvavan 5-10 % vuoteen 2000 mennessä. Tämä merkinnee sitä, että peltoja, joita ei kesannoinnilla, metsityksellä tai muutoin oteta pois viljelyksestä, viljellään entistä intensiivisemmin. Useissa yhteyksissä onkin arveltu, että maanviljelijät saattavat lisätä lannoitteiden käyttöä kesannoinnin ulkopuolella olevalla peltoalalla. Toisaalta komitea esittää, että mahdollisuuksia siirtyä laajaperäisempään viljelyyn tulisi selvittää. Tämä puolestaan vähentäisi lannoitteiden käyttöä.

4.1 LANNOITUSTASON VAIKUTUS TYPPIKUORMITUKSEEN

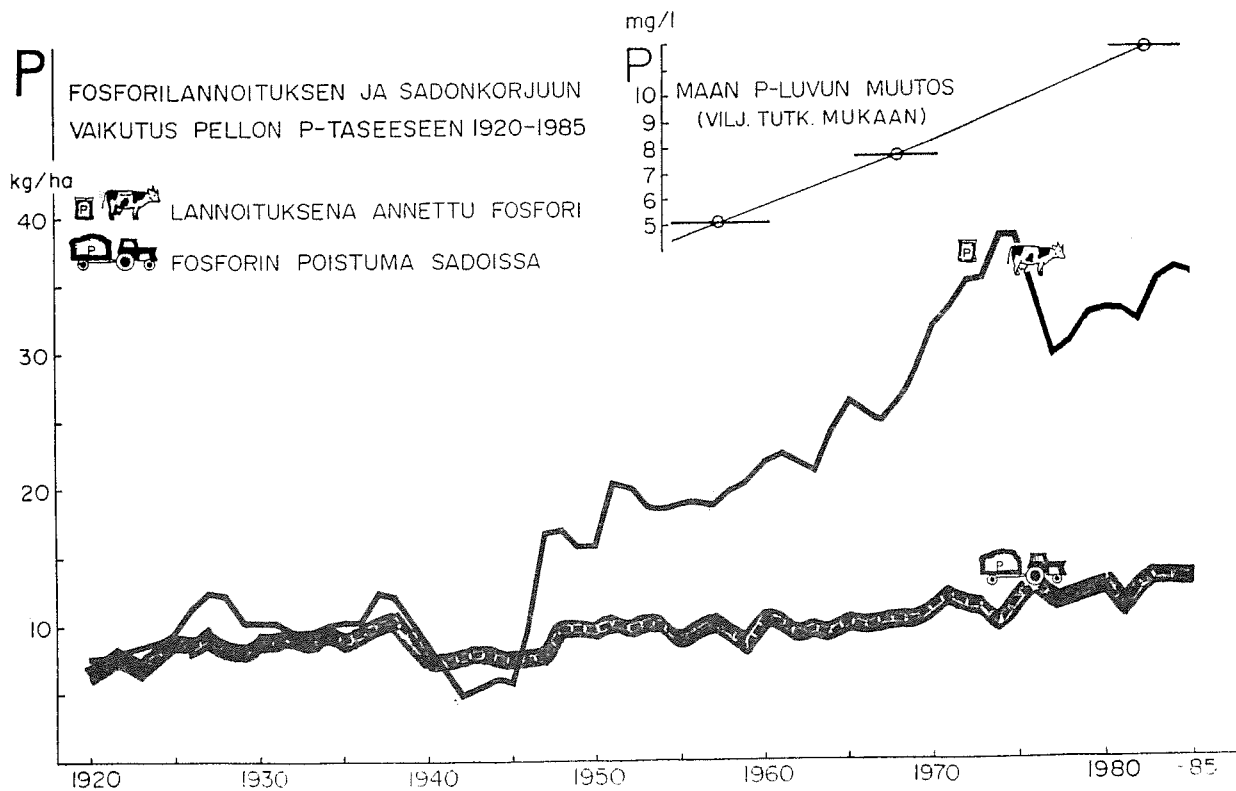
Typpilannoituksen vaikutuksista typen häviöihin on tehty useita tutkimuksia. (esim Barraclough ym. 1983 ja 1984, Dowdell ym. 1984, Jaakkola 1984, Bergström ja Brink 1986, Uhlen 1986). Niissä tutkimuksissa, jotka on tehty meille vertailukelpoisissa oloissa, on yleensä havaittu, että lannoitustason kasvu lisää typen häviöitä, mutta vasta tietyn lannoitustason jälkeen. Viljanviljelyssä typpilannoitus ei juurikaan lisää häviöitä, mikäli lannoitustaso on ollut alle 100 kg ha^{-1} . Tämän rajan jälkeen huuhtoutuminen saattaa lisääntyä jopa eksponentiaalisesti (kts. esim. kuva 6). Nurmiviljelyssä rajan on yleensä havaittu olevan jonkin verran korkeampi. Suomessa keskimääräinen typpilannoitustaso on tällä hetkellä keskimäärin 90 kg ha^{-1} , joka on varsin kohtuullinen moniin Euroopan maihin verrattuna. Kuitenkin, mikäli tehostunut viljely nostaa typpilannoitustasoa nykyisestä, typen huuhtoutuminen saattaa lisääntyä suhteellisesti ottaen saman verran tai jopa hieman enemmänkin kuin lannoitustaso. Jos lannoitustaso nousee 10 %, vuotuinen typpikuormitus kasvaa noin 3 000 - 4 000 tonnilla. Jos typpilannoitusta laajaperäistämisen johdosta lasketaan, typpikuormitus ei mahdollisesti kovin paljon pienene.

4.2 LANNOITUKSEN VAIKUTUS FOSFORIKUORMITUKSEEN

Fosfori pidättyy varsin tehokkaasti maa-ainekseen, eikä lannoitefosfori ole siten läheskään niin herkkä huuhtoutumiselle kuin lannoitetyppi. Suomessa käytetty fosforilannoitustaso on kuitenkin tällä hetkellä varsin korkea, n. 30 kg ha^{-1} . Se on esimerkiksi n. 1,5-2 kertaa niin korkea kuin Ruotsissa. Koska sadon mukana korjattava fosforimäärä on keskimäärin n. 10 kg ha^{-1} , aiheuttaa nykyinen lannoitustaso maan muokkauskerroksen fosforipitoisuuden jatkuvaa nousua. Peltomaahan onkin pantu fosforia enemmän kuin sieltä on otettu pois jo 1950-luvulta lähtien, koska on tietoisesti haluttu parantaa maan fosforitilaa (kts. kuva 7). Pintakerroksen helppoliukoisen fosforipitoisuuden onkin todettu kasvaneen melko lailla yhdenmukaisesti fosforiylijäämän kanssa. Koska syvemmät maakerrokset pystyvät vielä



Kuva 6. Typpen huuhtoutumisen riippuvuus käytetystä lannoitustasosta (Bergström ja Brink 1986).



Kuva 7. Fosforilannoituksen ja sadonkorjuun vaikutus pellon fosforitaseeseen 1920-1985 sekä maan liukoisen fosforipitoisuuden muutokset (Sillanpää, julkaisematon aineisto).

pitkään pidättämään pintakerroksesta mahdollisesti huuhtoutuvan fosforin, fosforin huuhtoutuminen maan läpi kuivatusvesiin ja pohjaveteen ei ehkä pidemmälläkään aikavälillä kovin paljon kasva. Sen sijaan pintakerroksen jatkuva kokonaisfosforipitoisuuden kasvu lisää todennäköisesti eroosion mukana kulkeutuvan fosforin määrää. Jos peltomaan kokonaisfosforipitoisuudeksi arvioidaan tällä hetkellä n. 1 g kg^{-1} , kasvaa muokkauskerroksen fosforipitoisuus nykyisellä lannoitustasolla 10 prosentilla noin 20 vuodessa. Koska fosforikuormitus riippuu melko suoraviivaisesti eroosiosta, saattaa se merkitä myös fosforikuormituksen kasvua noin 10 prosentilla eli 150-200 tonnilla vuodessa. Lannoitustason kohottaminen nykyisestä nopeuttaa tätä kehitystä ja toisaalta laskeminen hidastaa sitä.

5 METSITYKSEN VAIKUTUS VESISTÖ- JEN RAVINNEKUORMITUKSEEN

Poikkeustapauksia lukuunottamatta kasvillisuus suojaa metsämaata huomattavasti paremmin eroosiolta kuin peltomaata. Lisäksi lannoitteiden käyttö metsissä on huomattavasti vähäisempää kuin pelloilla. Ravinnekuormituksen onkin todettu yleensä olevan osapuilleen kymmenesosan peltomaahan verrattuna (esim. Kauppi 1979, Brink 1983).

Kun pelto metsitetään, ruohokasvillisuus kehittyy varsin tiheäksi muutamassa vuodessa ja eroosion voidaan olettaa pienevän huomattavasti. Fosforikuormituksessa tapahtuu siten varsin nopea lasku, joka jatkuu hidastuneena puuston kehittyessä. Peltoviljelyn jäljiltä maassa on runsaasti vapaata tyypeä ja helposti hajoavaa orgaanista ainetta, joten typen huuhtoutumisen pienentyminen on mahdollisesti hitaampaa kuin fosforin. Voidaan kuitenkin arvioida, että kun latvusto sulkeutuu metsitetyllä pellolla, myös typpihäviö saavuttaa pysyvän tason. Koska alunperin viljelykseen otetut maat ovat olleet luontaisesti reheviä maita, uudelleen metsitetyn pellon lopullinen kuormitus saattaa olla hieman korkeampi kuin, mitä nykyään havaitaan metsämaan kuormituksen olevan. Tällä seikalla ei kuitenkaan ole suurta merkitystä kokonaiskuormituksen kannalta.

Jos vuoteen 2000 mennessä metsitetään 200 000 ha maata, voidaan arvioida, että maatalouden aiheuttama ravinnekuormitus vesistöihin pienenee 5-10 %. Fosforin osalta se merkitsisi kuormituksen pienentymistä noin 100 tonnilla ja typen osalta noin 2000 tonnilla vuodessa. Metsitettävien peltosten sijoittelulla erityisesti jyrkille rantapelloille voidaan kuormitusta mahdollisesti pienentää enemmänkin.

6 E S I T E T T Y J E N T O I M E N P I T E I D E N
 V A I K U T U S V E S I S T Ö J E N R E H E V Ö I -
 T Y M I S E E N

Esitettävä arvio perustuu seuraaviin oletuksiin:

- kesannointi ja metsitys toteutetaan suunnitellussa laajuudessa
- kesannointi toteutetaan osittain vesistöjen kannalta vähemmän haitallisena viherkesantona
- lannoitteiden käyttö tulee kasvamaan jonkin verran nykyisestä
- tuotannon erikoistuminen jatkuu eli viljanviljely keskittyy Etelä-Suomeen ja maidontuotanto Keski- ja Itä-Suomeen

Tehtyjen oletusten pohjalta sekä maatalouden aiheuttama fosfori- että typpikuormitus tulee kasvamaan lähimmän 20-30 vuoden kuluessa 15-20 prosentilla. Kuormituksen kasvu nopeuttaa vesistöjen rehevöitymistä, mutta missä määrin on vaikea arvioida. Maa-ainekseen sitoutuneen fosforin sedimentaationopeutta järvissä ja toisaalta sen käyttökelpoisuutta leville ei tällä hetkellä osata tarkalleen arvioida.

Alueellisesti rehevöitymiskehitystä tarkastellen voidaan arvioida, että Etelä- ja Lounais-Suomessa, missä maatalouden osuus vesistöhaitoista on tälläkin hetkellä suurin, vesistöjen rehevöityminen tulee kiihtymään, ellei maatalouden ravinnekuormitusta pienentäviä toimenpiteitä tulla toteuttamaan. Sen sijaan Keski- ja Itä-Suomessa ei sanottavia muutoksia tule juurikaan tapahtumaan.

7 E S I T E T T Y J E N T O I M E N P I T E I D E N
 V A I K U T U K S E T M U U H U N Y M P Ä -
 R I S T Ö Ö N

Erilaisten tuotannonrajoitustoimenpiteiden vaikutukset saattavat olla jopa voimakkaampia muualla kuin vesiekosysteemissä. Esimerkiksi uhanalaisista kasveistamme 2/3 on todettu tavalla tai toisella olevan riippuvaisia maataloudesta (Komiteamietintö 1985). Monet näistä lajeista ovat kotiutuneet Suomeen aikana, jolloin maatalouden koneellistuminen ja kemikaalien käyttö oli vähäistä. Viljelyn yksipuolistuminen ja yhtenäisten peltolohkojen koon kasvu ovat jo hävittäneet monia biotooppeja.

Kesannointi sinänsä ei muuta tätä kehityssuuntaa oleellisesti. Viljelykierrolla on sen sijaan oletettavasti myönteinen vaikutus monien kasvilajien säilymiseen, koska se vähentää viljelyalueiden monotonisuutta. Suuremmat mahdollisuudet vaikuttaa myönteisesti maatalousalueiden kasvi- ja eläinlajien säilymiseen tarjoaa kuitenkin ekstensiivisen maatalouden harjoittaminen.

Sen yhteydessä voitaisiin tietoisesti säilyttää ja jopa luoda uusia biotooppeja uhanalaisille kasveille ja eläimille esimerkiksi pidättäytymällä salaojitukselta ja luomalla pieniä metsäsaarekkeitä tai -kaistoja viljelymaisemaan. Myös joki- ja purovarsien metsitys alkuperäisillä puulajeilla olisi, paitsi maisemallisesti toivottavaa, myös edullista monille kasveille ja eläimille.

Karjanlannan varastoinnin ja levityksen aiheuttamat typpipäästöt ilmaan muodostavat n. 25 % kaikista typpipäästöistä ilmaan Suomessa (Anttila 1987). Nautakarjan osuus karjanlannan päästöistä on 80 %, kokonaismäärältään n. 24 000 t vuodessa (Keränen ja Niskanen 1987). Lehmien määrän supistuessa ilmapäästöjen voidaan arvioida vähenevän melko suorassa suhteessa. Siten esimerkiksi 20 % vähennys lehmien määrässä pienentää karjanlannan typpipäästöjä ilmaan n. 600 tonnia vuodessa, mikä vastaa n. 5 % pienennystä kokonaistyppipäästöihin.

8 JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET

- Maatalous 2000 -komitean esittämien kehitysarvioiden ja toimenpide-ehdotusten arvioidaan kohottavan vesistöihin kohdistuvaa peltoviljelyn aiheuttamaa ravinnekuormitusta 15-20 prosentilla 20-30 vuoden kuluessa ja nopeuttavan siten jonkin verran vesistöjen rehevöitymiskehitystä.

- Kesannointialan kasvu lisää fosforikuormitusta noin 15 prosentilla ja typpikuormitusta noin 12 prosentilla, mikäli kesannointi toteutetaan pelkästään avokesannointina, mutta siten että sen jälkeen peltoon kylvetään syysvilja samana vuonna. Fosforin osalta arvio perustuu tietoihin, joiden mukaan eroosio on suurempaa äestetyltä pellolta kuin kynnetyltä. Lisätutkimuksia tästä samoin kuin eroosiosta yleensä tarvitaan.

- Mikäli kesannointi toteutetaan osittain monivuotisena tai niin, että kesantovuoden jälkeen pellolle kylvetään kevätilja kyntämättä peltoa välillä, ravinnekuormitus saattaa kohottaa em. lukuja huomattavasti korkeammaksi. Vastaavasti, mikäli käytetään viherkesannointia, kuormituksen kasvu jää pienemmäksi.

- Kaltevuudella on erittäin suuri merkitys etenkin fosforin huuhtoutumiseen. Avokesannoitavien peltojen sijoittamisella on siten suuri merkitys. Erittäin kaltevien peltojen kesannointi kasvattaa kuormitusta huomattavasti enemmän kuin tasaisten. Kaltevuudeltaan alle 3 % peltojen kesannointi ei vastaavasti välttämättä lisää kuormitusta kovin paljon.

- Kaltevuuden vaikutuksesta johtuen nurmien ja monivuotisen viherkesannon sijoittaminen kalteville pelloille pienentää kuormitusta eniten. Teoreettisesti laskien, jos kaikki maatalousmaa Suomessa olisi nurmiviljelyssä

(=kierrossa joka sisältää 3 vuotta nurmea ja 3 vuotta viljaa), peltoviljelyn aiheuttama kuormitus saattaisi alentua 30-50 prosenttia nykyisestä.

- Lämpäisevillä mailla (erityisesti hietamailla) kesannointi saattaa olla haitallisempaa typen suuremman huuhtoutumisen johdosta. Kesantojen sijoittaminen savimaille on edullisinta.

- Syysviljan viljely saattaa erityisesti fosforikuormituksen kannalta olla haitallisempaa kuin kevätiljan viljely.

- Peltoalaa, joka jää kesannoinnin ulkopuolelle, saataan viljellä entistä voimaperäisemmin. Typpilannoitustason kohoaminen 5-10 % saattaa lisätä peltoviljely aiheuttamaa ravinnekuormitusta samassa suhteessa.

- Fosforilannoituksen osalta jo nykyinen lannoitustaso saattaa nostaa peltoviljelyn aiheuttamaa ravinnekuormitusta 10 prosentilla 20 vuoden kuluessa.

- Suunniteltu metsitys pienentää maatalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta 5-10 prosentilla. Mikäli metsitetään etupäässä kaltevia rantapeltoja, kuormitus saattaa pienentyä enemmänkin.

- Esitettyjen toimenpiteiden vaikutukset muuhun ympäristöön arvioidaan vähäisiksi.

K I I T O K S E T

Tämän työn on rahoittanut maa- ja metsätalousministeriö. Se on tehty vesi- ja ympäristöhallituksen ja kansainvälisen sovelletun systeemianalyysin laitoksen (IIASA, Wien, Itävalta) yhteistyönä. Kiitämme erityisesti tri Jouko Sippolaa maatalouden tutkimuskeskuksesta ja tri Walter J. Kniselia USA:n maatalousministeriöstä arvokkaasta avusta CREAMS-mallin soveltamisessa.

K I R J A L L I S U U S

- Anttila, P. 1987. Ilman kautta vesistöön tuleva typpikuorma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 45:51-56.
- Barraclough, D., Geens, E.L. & Maggs, J.M. 1984. Fate of fertili zer nitrogen applied to grassland I. Field leaching studies. J. of Soil Science 34:483-497.
- Bergström, L. & Brink, N. 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. Plant and Soil 93: 333-345.

- Brink, N. 1983. Närsalter och organiska ämnen från aker och skog. Ekohydrologi 14. Division of Water Management, Swedish University of Agricultural Sciences, pp 21-30.
- Cooke, J.W. 1985. Effect of fallowing practices on runoff and soil erosion in south-eastern Australia. Aust. J. Exp. Agric. 25:628-635.
- Crowder, B.M. & Young, C.E. 1987. Soil conservation practices and water quality: Is erosion control the answer? Wat. Res. Bull. 23:897-902.
- Crowder, B.M., Pionke, H.B., Epp, D.J. & Young, C.E. 1985. Using CREAMS and economic modeling to evaluate conservation practices: An application. J. Environ. Qual. 14: 428-433.
- DeMare, L. 1983. Management of crop nutrient leaching with CREAMS - nitrate leaching from agricultural field in Skane, Sweden. Vatten 39: 69-77.
- Dowdell, R.J., Webster, C.P., Hill, D., & Mercer, E.R. 1984. A lysimeter study of the fate of fertilizer nitrogen in spring barley crops grown on shallow soil overlying chalk. J. of Soil Science 35: 169-181.
- Heatwole, C.D., Bottcher, A.B. & Boldwin, L.B. 1986. Basin scale model for evaluating best management practice implementation programs. Transactions of the American Society of Agricultural Engineerings 29: 439-444.
- Jaakkola, A. 1979. Ravinteiden huuhtoutumistutkimus käynnistynyt. (The study of nutrient leaching has started). Koetoiminta ja käytäntö 24.4.1979.
- Jaakkola, A. 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. Plant and Soil 76: 59-66.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture, and forest fertilization to watercourses. Publications of the Water Research Institute 34:35-46.
- Keränen, S. & Niskanen, R. 1987. Typpilannoituksen vaikutus happamoitumiseen Suomessa. Kirjallisuusselvitys. Ympäristöministeriö Sarja D 30/1987. 64 s.
- Knisel, W.G. (ed.). 1980. A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report No. 26, 640 pp.
- Komiteamietintö 1985: 43. Uhanalaiset eliöt. Osa I. Ympäristöministeriö. 111 s.
- Komiteamietintö 1987: 24. Maatalous 2000. Valtioneuvosto. 192 s. + liitteet.
- Uhlen, G. 1986. Avrenningstap av N og P ved ulike vekstsystemer. Nordisk Jordbrugsforskeres Forening. Plantenaerings-

stoffer og vandmiljø. Seminarraport.

Young, C.E., Crowder, B.M., Shortle, J.S. & Alwong, J.R. 1985.
Nutrient management on dairy farms in southeastern
Pennsylvania. J. Soil Water Conserv. 40: 443-445.

Liitetaulukko 1. Kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppihäviöiden suhteelliset erot kesannointivuonna (1984) ja sitä seuraavana vuonna (1985). Häviö jatkuvassa ohranviljelyssä olevalta kaltevuudeltaan keskimääräiseltä pellolta valittiin perustasoksi (=100). Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.

kaltevuus	vuosi	FOSFORI					TYPPI					
		O	N	K ₁	K ₂	K _v	O	N	K ₁	K ₂	K _v	
%												
SAVI	1	84	20	12	25	27	4	91	56	178	161	84
	1	85	31	8	48	120	50	33	25	58	50	39
	3	84	100	12	126	130	5	100	56	188	172	77
	3	85	140	134	231	508	237	45	26	78	92	59
	6	84	200	61	266	276	53	110	61	203	312	82
	6	85	313	67	589	1457	609	63	32	117	194	99
SILTTI	3	84	41	13	42	42	12	93	54	190	171	81
	3	85	67	13	125	349	128	30	17	62	70	43
	6	84	100	52	104	104	51	100	58	197	178	86
	6	85	150	46	280	730	286	40	21	79	112	60
	12	84	243	154	252	252	153	59	30	113	192	95
	12	85	325	123	586	1458	598	59	30	113	192	95
HIETA	3	84	36	6	36	36	6	95	47	162	150	77
	3	85	58	9	101	282	144	31	17	62	55	42
	6	84	100	26	100	100	26	100	51	175	156	81
	6	85	146	30	259	724	259	39	19	76	95	56
	12	84	222	115	222	222	115	111	59	184	166	89
	12	85	317	101	582	1491	582	53	24	99	159	83

Liitetaulukko 2. Kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppihäviöiden suhteelliset keskimääräiset erot kesannointivuonna (1984) ja sitä seuraavana vuonna (1985). Häviö jatkuvassa ohranviljelyssä olevalta kaltevuudeltaan keskimääräiseltä pellolta valittiin perustasoksi (=100). Laskelmat perustuvat kuuden vuoden viljelykiertoon. Viljelykierto on tarkemmin esitetty kuvassa 1.

kaltevuus	FOSFORI					TYYPPI					
	O	N	K ₁	K ₂	K _v	O	N	K ₁	K ₂	K _v	
%											
SAVI	1	21	16	26	37	22	86	57	103	101	83
	3	100	56	122	169	100	100	64	120	124	96
	6	223	146	290	433	243	122	80	149	170	122
SILTTI	3	42	27	53	89	46	89	57	107	105	88
	6	100	73	126	197	112	100	66	120	128	99
	12	230	178	283	419	254	124	85	149	169	126
HIETA	3	38	23	46	75	40	92	57	105	101	90
	6	100	64	123	197	106	100	63	115	117	98
	12	222	138	278	422	245	115	75	134	145	116

Heikki Pitkänen¹⁾
Ilppo Kettunen²⁾

SORANNOSTON VAIKUTUKSET RANNIKKOVESIALUEEN TILAAAN:
ITÄISEN SUOMENLAHDEN, ERITYISESTI PYHTÄÄN EDUSTAN
VEDENLAATU JA SIIHEN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

¹⁾ Vesi- ja ympäristöhallitus, vesien- ja ympäristön-
tutkimuslaitos
PL 250, 00101 Helsinki

²⁾ Kymen vesi- ja ympäristöpiiri
PL 23, 45101 Kouvola

Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämääräTekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Pitkänen, Heikki ja Kettunen, Ilppo

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Sorannoston vaikutukset rannikkovesialueen tilaan: itäisen Suomenlahden, erityisesti Pyhtään edustan vedenlaatu ja siihen vaikuttavat tekijät

Julkaisun lajiToimeksiantajaToimielimen asettamispvmJulkaisun osat

osa kokoomajulkaisusta

Tiivistelmä

Tutkimuksessa on tarkasteltu vedenlaatua ja siihen vaikuttavia tekijöitä Loviisa-Virolahti merialueella sekä erityisesti merisoran koenostoalueen ympäristössä Pyhtään edustalla, Pitkäviirin saaren pohjoispuolisella selkäalueella. Työ kuului yhtenä osana ympäristöministeriön asettaman merihiekkatyöryhmän teettämiin selvityksiin. Käytetty aineisto on peräisin vesi- ja ympäristöhallinnon alueella tekemistä tutkimuksista. Lisäksi tausta-aineistona on käytetty velvoitetarkkailututkimusten tuloksia sekä Merentutkimuslaitoksen aineistoa ulkomereltä. Itäisen Suomenlahden saaristoalue on selvästi rehevin Suomen rannikkovesien osa-alue. Tämä johtuu toisaalta joki- ja jätevesien aiheuttamasta kuormituksesta ja toisaalta Itä-Suomenlahden ulkomeritalueen rehevyydestä. Merisoran koenostoalue kuuluu kuormitetun rannikkovesialueen ja ulappameren väliseen vaihtumisvyöhykkeeseen, jolle ovat ominaisia voimakkaat veden laatuvahtelut. Toisaalta meriveden laatuvahtelut ja toisaalta joki- ja jätevesien määrässä ja laadussa tapahtuvat vaihtelut heijastuvat tutkimusalueella muutoksina, jotka ovat suurelta osin vuosirytmiiin sidottuja ja siten melko säännöllisiä. Sääolosuhteista johtuvat tekijät aiheuttavat kuitenkin lisäksi suhteellisen voimakasta epäsäännöllistä vaihtelua. Koenoston vedenlaatuvaikutukset sen sijaan jäivät sekä alueellisesti että ajallisesti hyvin suppeiksi ja rajoittuivat lähinnä sameuden lyhytaikaiseen lisääntymiseen nostopaikan ympäristössä. Kohonneita kiintoainepitoisuuksia todettiin etäimmillään yhden kilometrin päässä nostopaikasta. Yleensä vaikutukset rajoittuvat mutamien satojen metrien etäisyydelle nostopaikasta. Vähäiset vaikutukset selittyivät etenkin sillä, ettei nostettavan hiekan päälle ollut kerrostunut merkittäviä määriä hienojakoisia sedimenttejä. Myös alueen laimenemisolosuhteet ovat edulliset.

Asiasanat (avainsanat)

Vedenlaatu, ravinteet, kiintoaine, orgaaninen aine, raskasmetallit, sorannosto, Suomenlahti

Muut tiedotSarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Kokonaissivumäärä

101-136

Kieli

Suomi

HintaLuottamuksellisuusJakaja

Valtion painatuskeskus

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus

Published by

The National Board of Waters and the Environment, Finland

Date of publicationAuthor(s)

Pitkänen Heikki, Kettunen Ilppo

Title of publication

Effects of gravel uptake on coastal waters: water quality in the eastern Gulf of Finland with special reference to waters of Pyhtää

Type of publicationCommissioned byParts of publicationAbstract

The effects of gravel uptake and other factors on the water quality of the coastal waters in the Loviisa-Virolahti area in the eastern Gulf of Finland were studied. The present study is part of the joint-project carried out by the Ministry of the Environment. The data was obtained mainly by monitoring and special studies performed by the Water and Environment Administration. The study area belongs to the most extensively eutrophicated Finnish coastal waters. The open waters of the eastern Gulf of Finland are eutrophic and the water quality is further deteriorated by nutrient inputs through rivers and waste waters. The area of gravel uptake is situated in the transition zone between nutrient rich coastal waters and the open sea, and is characterized by large and relatively regular variations in water quality. However, quite strong irregular variations due to meteorological factors also exist. The results show that the effects of gravel uptake on the water quality are small. Increased concentrations of suspended matter were found only at the range of about one kilometer from the area of gravel uptake. Clear evidence of the effects on water quality were found only in the immediate surroundings of the uptake. The results can be explained with effective dilution, large background variation in the water quality and with the structure of the gravel, which did not include fine-grained sediments at all.

Keywords

Water quality, nutrients, suspended solids, organic matter, heavy metals, gravel uptake, Gulf of Finland.

Other informationSeries (key title and no.)

Publications of the Water and Environment 26

ISBN

951-47-2157-8

ISSN

0783-327X

Pages

101-136

Language

Finnish

PriceConfidentialityDistributed by

Government Printing Centre

PublisherThe National Board of Waters
and Environment, Finland

1018

101

101

101

A L K U S A N A T

Oheinen itäisen Suomenlahden saaristoalueen vedenlaatua koskeva tutkimus on valmistettu merenpohjan sora- ja hiekkavarojen noston rannikkovesissä aiheuttamien muutosten selvittämiseksi, ja se sisältyy - muutamia täsmennyksiä ja lisäyksiä lukuunottamatta - asiaa selvitelleen työryhmän mietinnön liiteosaan (Ympäristöministeriö 1987). Koska raportissa käsitellään vedenlaatua ja siihen vaikuttavia tekijöitä alueella, jolla mm. rehevöitymisongelmat ovat viime vuosina olleet merkittäviä, raportti on katsottu aiheelliseksi julkaista omana kokonaisuutenaan.

Kirjoittajat haluavat esittää parhaat kiitöksensä dosentti Guy Hällforsille käsikirjoituksen kommentoinnista.

SISÄLLYSLUETTELO

	Sivu
ALKUSANAT.....	105
1 JOHDANTO.....	107
2 TUTKIMUSALUE.....	107
3 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	110
4 LOVIISA-VIROLAHTI SAARISTOALUEEN VEDENLAATU JA SIIHEN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT.....	111
5 KOENOSTOALUEEN VEDENLAATU VUOSINA 1983-1984...	121
6 SORANNOSTON VAIKUTUKSET VEDENLAATUUN.....	128
6.1 Vedenlaatu koenoston aikana vuonna 1985..	129
6.2 Vedenlaatu koenoston jälkeen.....	133
7 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	133
KIRJALLISUUS.....	135

1 J O H D A N T O

Suomenlahdelle ja etenkin sen itäosalle ovat ominaisia voimakkaat ajalliset, alueelliset ja syvyyssuuntaiset veden laatuvahtelut. Alueella tapahtuu intensiivistä Itämeren murtoveden ja jokivesien sekoittumista. Lisäksi rannikkovesiin joutuu jokivesien tai suorien päästöjen mukana huomattavia määriä asutuksen ja teollisuuden jätevesiä (esim. Perttilä ym. 1980, Finnish-Soviet Working Group 1984, Pitkänen ym. 1987, 1988).

Pyhtään edustalla, jolla merisoran koenosto suoritettiin, huomattavin kuormittaja on Kymijoen Ahvenkoskenlahteen laskeva läntinen haara. Kymijoen virtaamien ja vedenlaadun vaihteluiden on todettu heijastuvan rannikkoveden laatuun varsin laajalla alueella etenkin talvella ja keväällä (Kettunen & Lempinen 1983).

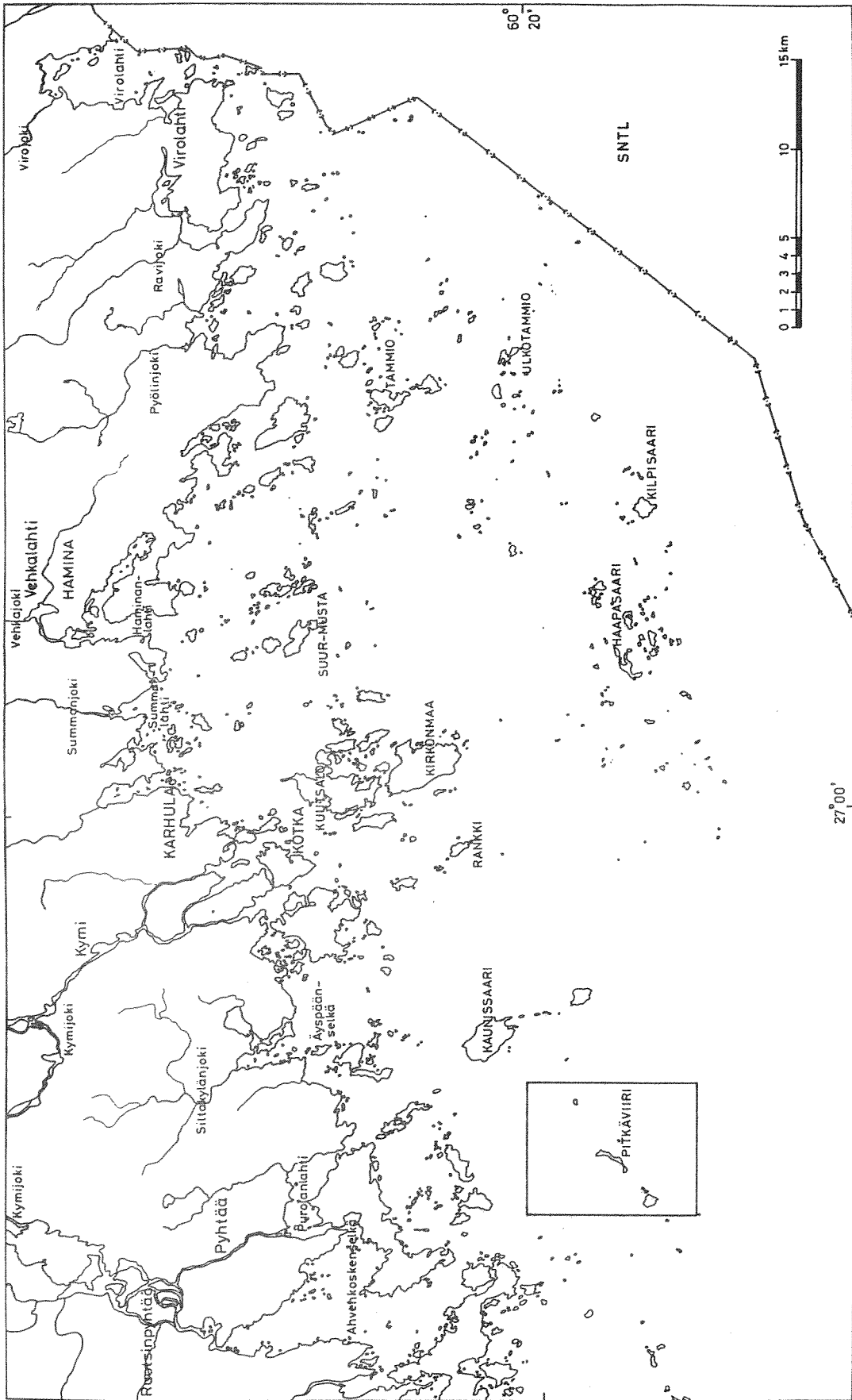
Vesi- ja ympäristöhallitus (VYH) ja Kymen vesi- ja ympäristöpiiri (Kyvy) ovat seuranneet itäisen Suomenlahden vedenlaatua vuodesta 1966 lähtien. Vuonna 1979 otettiin käyttöön nykyinen koko suomenpuoleisen rannikkomerialueen kattava seurantajärjestelmä. Säännöllisen seurannan lisäksi Kymen vesi- ja ympäristöpiiri on suorittanut alueella laaja-alaisen vedenlaadun kartoituksen vuosina 1977-1978, (Kettunen 1980, Kettunen & Lempinen 1983). Kesällä 1988 aloitettiin VYH:n ja Kyvy:n yhteistyönä itäisen Suomenlahden rehevyysoloja selvittävä tutkimus. Kuormitettujen vesialueiden tarkkailusta vastaa Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys, joka raportoi vuosittain alueiden tilasta (esim. Partanen 1984a, 1985). Ahvenkoskenlahdella aloitettiin vuonna 1983 tutkimus, jonka tarkoituksena on selvittää alueen ainevirtoja (Pitkänen ym. 1986).

Koska koenostoalue kuuluu lähes saumattomasti itäisen Suomenlahden vesirunkoon ja heijastelee siten myös merialueen vedenlaadussa tapahtuvia yleisiä muutoksia, työn alkuosassa tarkastellaan koko suomenpuoleisen itäisen Suomenlahden tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Lisäksi tarkastellaan erikseen koenostoalueeseen liittyvän selkäalueen vedenlaatua ennen koenostoa vuosina 1983-1984 toteutetun intensiivisen seurannan aineistoon perustuen.

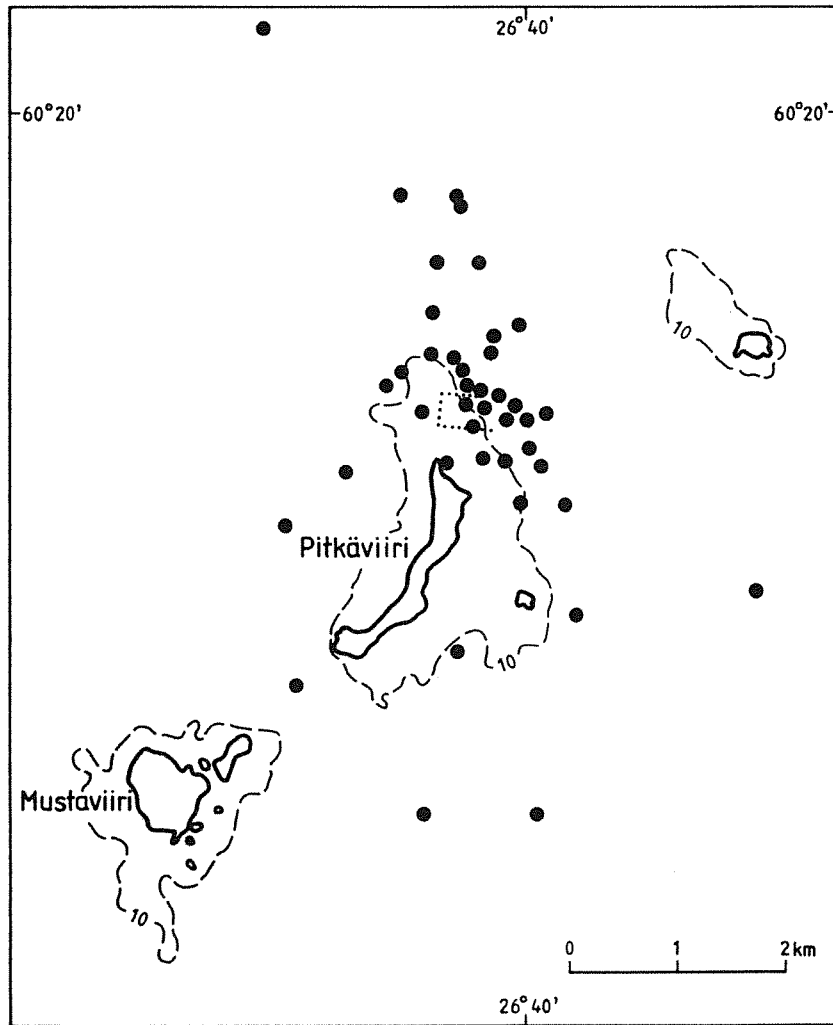
Vuonna 1985 tehdyn merisoran koenoston vaikutuksia vedenlaatuun selvitetään vertaamalla nostoalueen tuloksia tausta-aineistoihin sekä vertailuasemien tuloksiin.

2 T U T K I M U S A L U E

Koenostoalue sijaitsee lähes avoimella merialueella viiden kilometrin päässä varsinaisen saaristovyöhykkeen ulkoreunasta laajahkon selkäalueen eteläreunalla (kuvat 1 ja 2). 25-30 m:n syvyistä selkäaluetta reunustaa



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti itäisellä Suomenlahdella.



Kuva 2. Koenostopaikka (pisteviiva) ja koenoston aikaiset näytteenottopisteet.

sen länsi-, etelä- ja itäsivuilta harvahko saarien, luotojen ja matalikkojen ketju, joka rajoittaa lähinnä 15-20 m syvempien vesimassojen liikkumista. Selkääalueelle johtaa ulkomeren puolelta useita 20-25 m:n syvyisiä merenpohjan painenteita. Pitkäviirin ja Mustaviirin saarten välinen salmi on syvyydeltään n. 35 m, joten varsinaista kynnystä koenostoalueen ja ulkomeren välissä ei ole.

Rannikkovesialueen keskimääräiset virtaukset suuntautuvat idästä länteen (Palmén 1930). Hetkelliset virtaukset määräytyvät kuitenkin lähinnä tuulen ja vedenkorkeusvaihteluiden mukaan. Koska lounaistuulet ovat alueella vallitsevia, ulkomereltä rannikolle suuntautuva virtaus on varsin ilmeisesti hallitseva avovesikautena ainakin pinnan läheisyydessä (vrt. Alenius 1987). Lisäksi Suursalmen kautta tapahtuva Kymijoen veden ja siihen vaihtelevissa suhteissa Ahvenkoskenlahdella sekoittuneen murtoveden ulosvirtaus sekä alueen morfometria vaikuttavat virtauksiin. Vertikaalisia virtauksia aiheutuu tiheyserojen lisäksi syvien vesikerrosten ajoittaisesta kumpuamisesta pintaan (upwelling) ja tälle vastakkaisesta downwelling-ilmiöstä.

Kymijoen läntinen päähaara tuo Ahvenkoskenlahteen makeaa vettä n. $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Jokivesi leviää meriveden päällä 2-5 m paksuna kerroksena joko lähes sellaisenaan (talvella ja keväällä) tai Ahvenkoskenlahdella 10-80 prosenttisesti murtoveteen sekoittuneena (Pitkänen ym. 1986). Lisäksi alueelle laskee pieni Taasianjoki ($MQ \ 5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), jolla on merkitystä alueen ainevirtoihin lähinnä keväisin tulvakauden aikana.

Jokien virtaamat ja niiden mereen tuomat ainemäärät ovat suurimmillaan keväällä. Tällöin kuormituksen välitön vaikutusalue yltää havaintojen mukaan aina Pitkäviirin eteläpuolelle n. 30 km:n päähän jokisuusta.

Osa jokivesien sisältämistä aineista pidättyy jokisuiden sekä Ahvenkoskenlahden sedimentteihin (Pitkänen ym. 1986). Kiintoaineen ja fosforin reduktio oli vuonna 1983 n. 25 % alueen jokien tuomasta kokonaiskuormituksesta. Typellä merkittävää nettopidätymistä ei todettu. Myös osa Kymijoen tuomasta orgaanisen aineen kuormasta hajoaa tai sedimentoituu saaristoalueella. Kvantitatiivisia tuloksia tästä ei kuitenkaan toistaiseksi ole käytössä.

Pitkäviirin ja Suursalmen välisellä selkääalueella edellytykset pysyvälle sedimentaatiolle ovat heikot alueen avoimuuden vuoksi. Muutamia pohjan painanteisiin näyttää kertyvän uusia sedimenttejä. Valtaosaltaan pohja on kuitenkin eroosiotyyppiä (vrt. Häkkinen 1986).

3 A I N E I S T O J A M E N E T E L M Ä T

Työssä käytetty vedenlaatuaineisto on peräisin vesi-

ja ympäristöhallinnon suorittamista koenostoalueen ja sen lähivesien erityistutkimuksista, rannikkovesien tilan seurantaohjelmasta sekä alueella tehdyistä velvoitetarkkailututkimuksista. Myös ulkomerellä sijaitsevien merentutkimuslaitoksen havaintoasemien aineisto on ollut käytettävissä.

Tutkimuslaitokset käyttivät standardoituja analyysimenetelmiä (Koroleff 1979, Vesihallitus 1981, Kettunen & Lempinen 1983). Raskasmetallinäytteet otettiin metallittomalla näytteenottimella (Hydro-bios) ja analysoitiin Koroleffin (1980) kersaostusmenetelmällä.

Alueen vedenlaadun yleiskuvan selvittämiseksi Loviisan ja Virolahden välisen merialueen aineistosta (n. 50 asemaa) laskettiin vedenlaatutekijöiden asemakohtaiset keskiarvot pinnanläheiselle ja pohjanläheiselle vesikerrokselle kesä- ja talvikausilta 1979-1983 (yleensä 1 havainto/vuodenaika ja asema). Sama lähtöaineisto sisältyy Suomen rannikkovesien tilaa käsittelevään raporttiin (Pitkänen ym. 1987).

Vedenlaadun ajallista ja syvyyssuuntaista vaihtelua selvitettiin tarkemmin koenostopaikan kanssa samalla selkäalueella sijaitsevalla havaintoasemalla, jolta oli tehty vuosina 1983-1984 yhteensä 20 laatu havaintoa Kymijokisuun ainevirtaamatutkimuksen vertailuasemana. Täsmälleen tulevalla koenostopaikalla sijaitsevilta asemilta oli käytettävissä vain muutama etukäteishavainto, mikä johtui lopullisen nostopaikan sijainnin selviämisestä vasta kesällä 1984. Koenostovuonna (1985) alueelta otettiin näytteitä 12 kerralla kaikkiaan 55 eri asemalta (kuva 2).

4 LOVIISA - VIROLAHTI MERIALUEEN VEDENLAATU JA SIIHEN VAIKUT - TAVAT TEKIJÄT

Tutkimusalueen ja sitä ympäröivän rannikkovesialueen vesirunko koostuu kolmesta suolaisuudeltaan ja tiheydeltään erilaisesta tekijästä. Ulkomeren pintakerros (suolaisuus 4-5 ‰) muodostaa vesirungon perustan (kuva 3a). Tähän sekoittuu makeita jokivesiä, joiden osuus kasvaa mereltä rannikolle mentäessä etenkin pintakerroksessa. Kolmas komponentti on suolaisuudeltaan 5-7 ‰ oleva pohjanläheinen vesi (kuva 3b). Sopivien sääolosuhteiden seurauksena pohjanläheinen vesi saattaa kummuta pintaan rannikon lähellä ja muodostaa tällöin jopa koko vesirungon. Myös päinvastainen ilmiö (downwelling) on mahdollinen (kts. Niemi 1975, Hällfors ym. 1983).

Koska Suomenlahden itäosaan purkautuu suuria jokivesimääriä, vesirunko on kesäaikana yleensä kerrostunut sekä lämpötilan että suolaisuuden suhteen. Talvella ja keväällä jokivedet leviävät murtoveden päällä, jolloin muodostuu sekundaarinen halokliini 2-3 metrin syvyyteen.

Hapen kyllästysaste on pintakerroksessa keskimäärin 90-100 % tasolla lukuunottamatta voimakkaasti orgaanisella aineella kuormitettuja Kotkan-Haminan lähivesiä. Pohjan läheisyydessä esiintyy kesäaikana 30-60 % hapen vajausta (kuva 3c), mikä johtuu toisaalta pinnalta vajoavan orgaanisen aineen hajotuksesta ja toisaalta pohjan läheisyydessä alueelle ulapalta päin virtaavasta vähähappisesta vedestä sekä tiheyskerrostuneisuudesta, joka vaikeuttaa happivarojen uudistumista. Talvella pohjanläheisessä vedessä hapen vajoaus kyllästystasosta on 20-40 %.

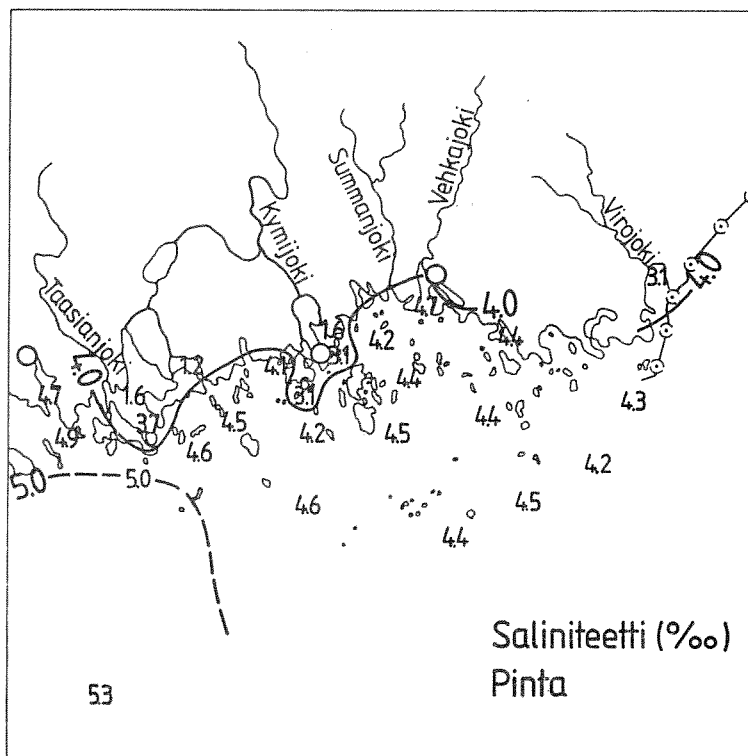
Kokonaisfosforipitoisuus on talvella 30-50 mg m⁻³, pintakerroksessa voi kuitenkin esiintyä jopa alle 15 mg m⁻³ pitoisuuksia, mikä johtuu Kymijoen veden alhaisesta fosforipitoisuudesta talvisaikaan. Kesällä pitoisuus on saaristoalueella 20-40 mg m⁻³ ja merivyöhykkeellä 15-20 mg m⁻³ (kuva 3d). Pohjan läheisyydessä fosforia konsentroituu toisaalta kuormituslähteiden läheisyyteen ja toisaalta merivyöhykkeellä halokkiinin tuntumaan ja sen alapuolelle (vrt. kuva 3e).

Fosfaattifosforin pitoisuus seurailee läheisesti kokonaisfosforia talvella koko vesimassassa ja kesällä pohjan läheisyydessä (kuva 3f). Kesällä pintakerroksen pitoisuus laskee analyysirajan (5 mg m⁻³) alapuolelle jo saaristovyöhykkeellä, mikä johtuu ravinteiden tehokkaasta sitoutumisesta kasviplanktoniin (kuva 3g).

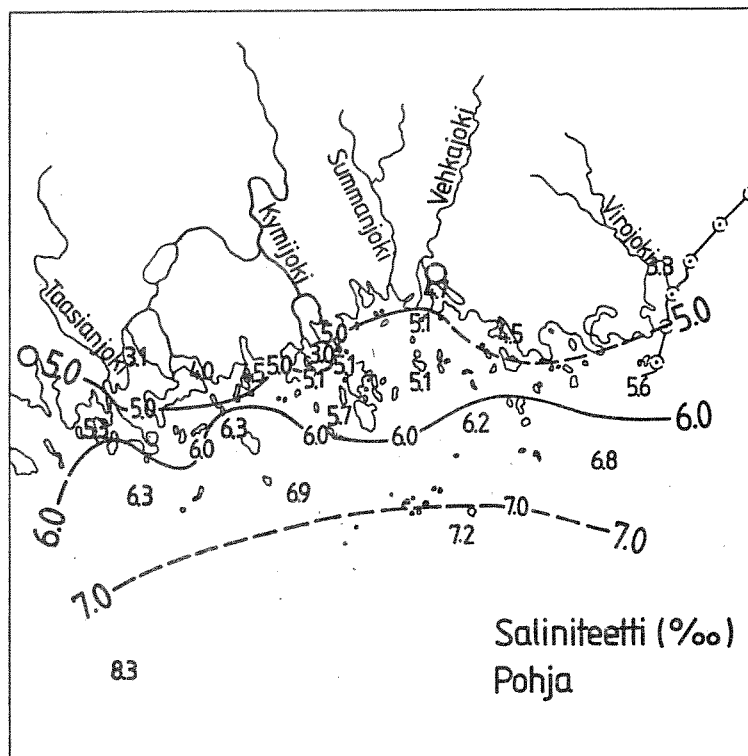
Kokonaistyyppipitoisuus liikkuu talvella 500 mg m⁻³ tienoilla alueellisten erojen ollessa melko pieniä. Kesällä rannikonläheinen taso (400-500 mg m⁻³) laskee ulkomeren tasolle (300-350 mg m⁻³) jo saaristovyöhykkeen alueella (kuva 3h). Pohjan läheisyydessä kerrostuneisuus- ja kuormitusolot määräävät pitoisuusjakauman: ulkosaaristossa ja merivyöhykkeellä pitoisuus on n. 400 mg m⁻³, saariston pitoisuus vaihtelee 300 ja 600 mg m⁻³ välillä.

Epäorgaanisen typen (NO₂⁻, NO₃⁻ ja NH₄-N) pitoisuudet ovat talvella koko vesimassassa korkeita (150-250 mg m⁻³), mikä johtuu Suomenlahden itäosan hydrografiasta ja runsaasta joki- ja jätevesikuormituksesta (Finnish-Soviet Working Group 1984, Pitkänen ym. 1987, 1988). Kesällä määrittämissä (5 mg m⁻³) ylittäviä nitraattityppipitoisuuksia esiintyy lähes koko tarkasteltavalla alueella myös pintakerroksessa (kuva 3i). Pohjan läheisyydessä pitoisuus kasvaa rannikolta ulospäin syvyyden lisääntyessä ja hajotustoiminnan sekä nitrifikaation tullessa hallitseviksi (kuva 3j).

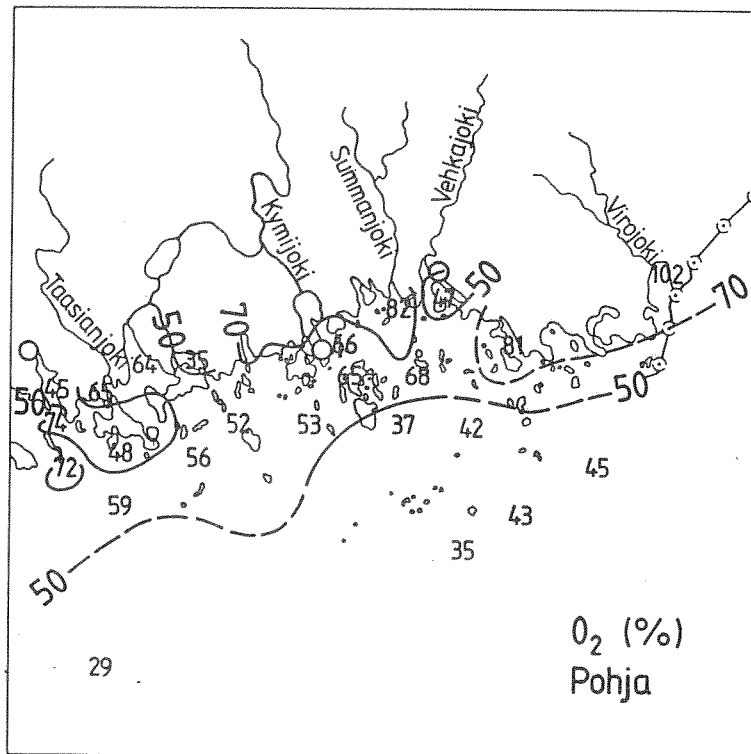
Kesän ammoniumtyppipitoisuudet jakautuvat pintakerroksessa suunnilleen samoin kuin nitraattipitoisuudet. Suhteelliset erot ovat kuitenkin ammoniumin kohdalla suuremmat. Analyysitarkkuuden alaraja (10 mg m⁻³) saavutetaan vasta merivyöhykkeellä. Pohjan läheisyydessä suurimmat pitoisuudet (yli 50 mg m⁻³) esiintyvät Kotkasta kaakkoon sijaitsevalla syvännealueella, Ahvenkoskenlahdella, Loviisan ydinvoimalan



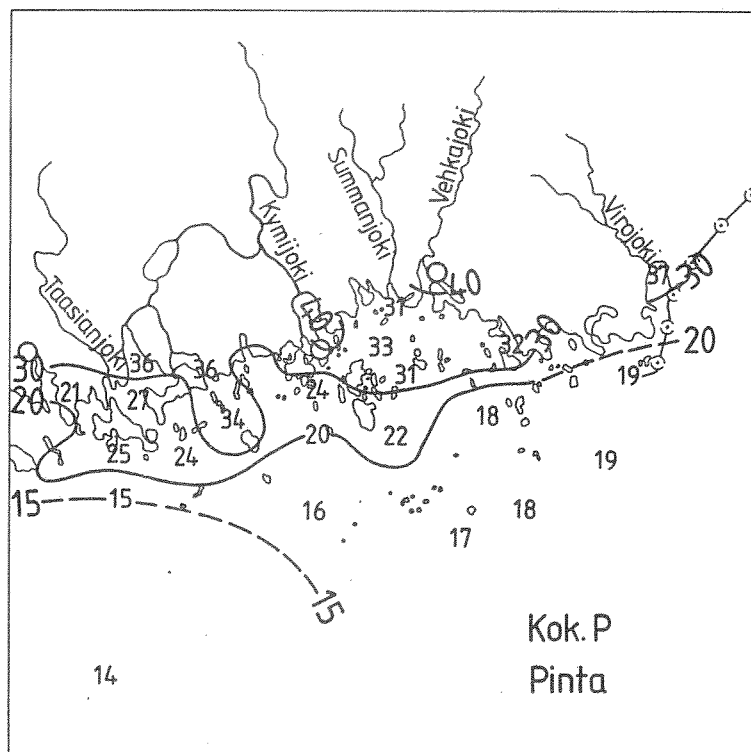
Kuva 3a. Keskimääräinen suolapitoisuus (‰) pinnassa.



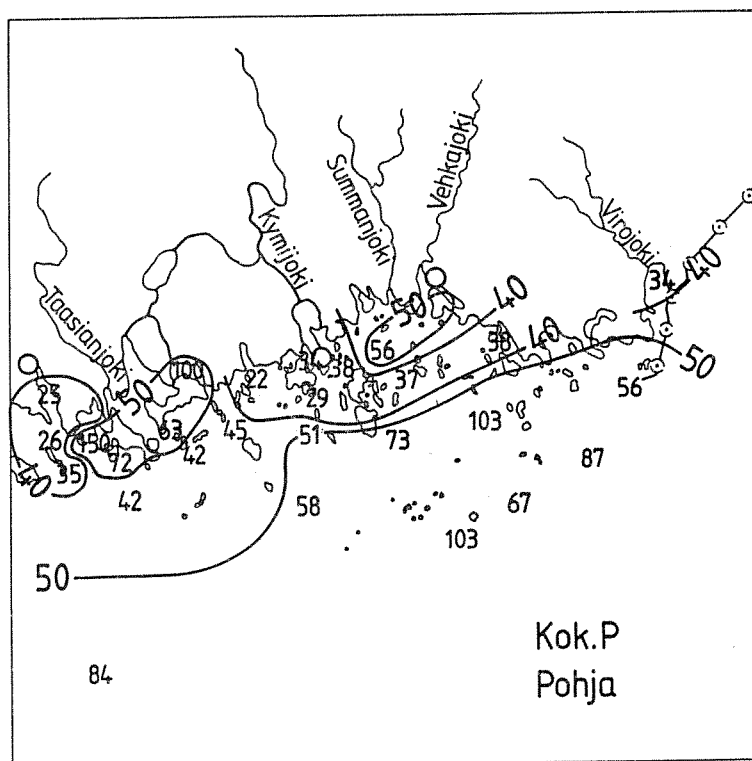
Kuva 3b. Keskimääräinen suolapitoisuus (‰) pohjan läheisyydessä.



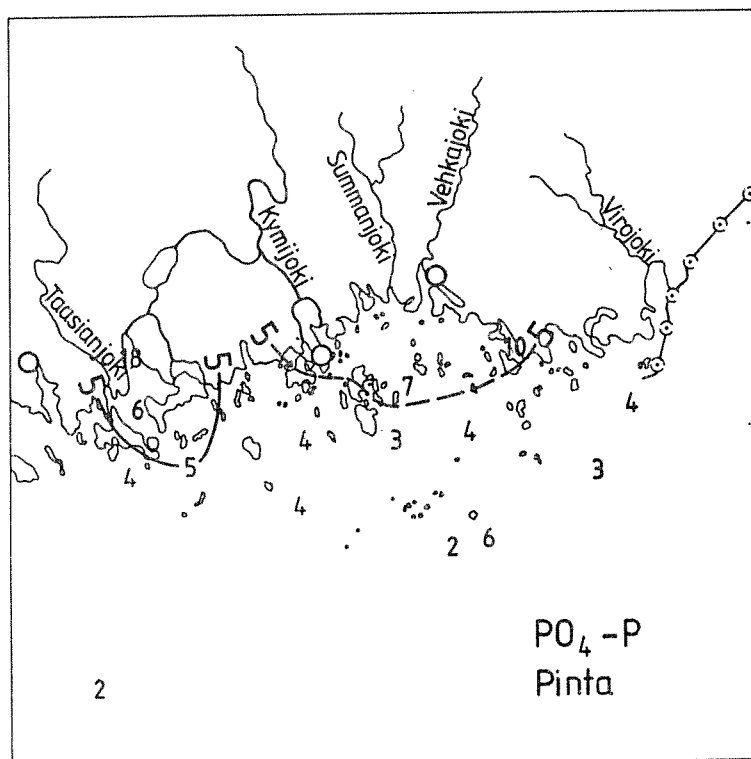
Kuva 3c. Keskimääräinen hapen kyllästyssaste (%) pohjan läheisyydessä.



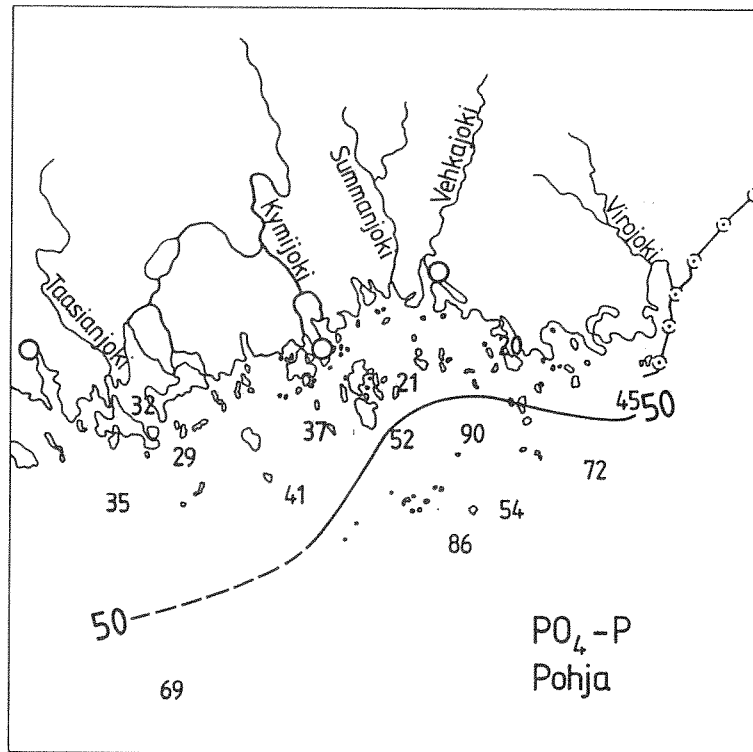
Kuva 3d. Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (mg m⁻³) pinnassa.



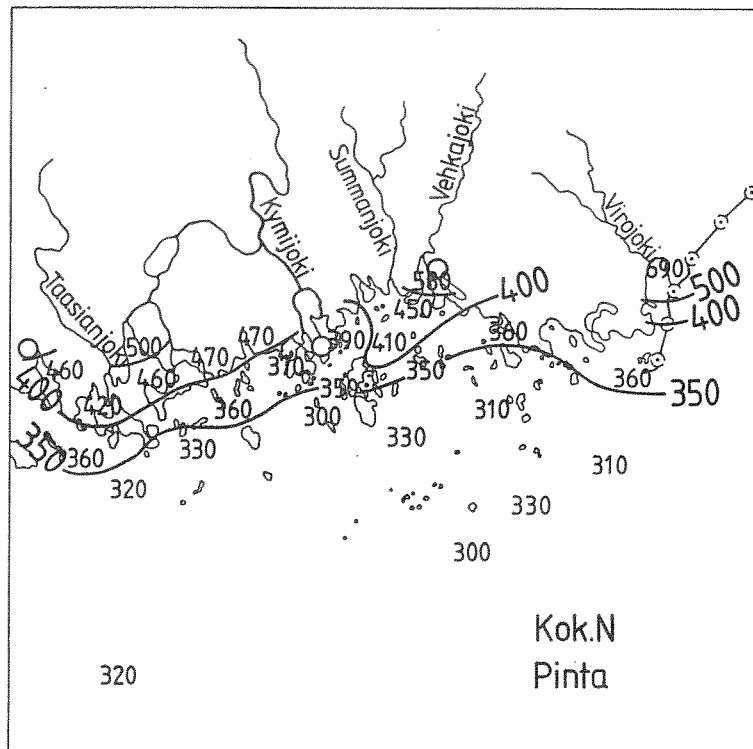
Kuva 3e. Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (mg m^{-3}) pohjan läheisyydessä.



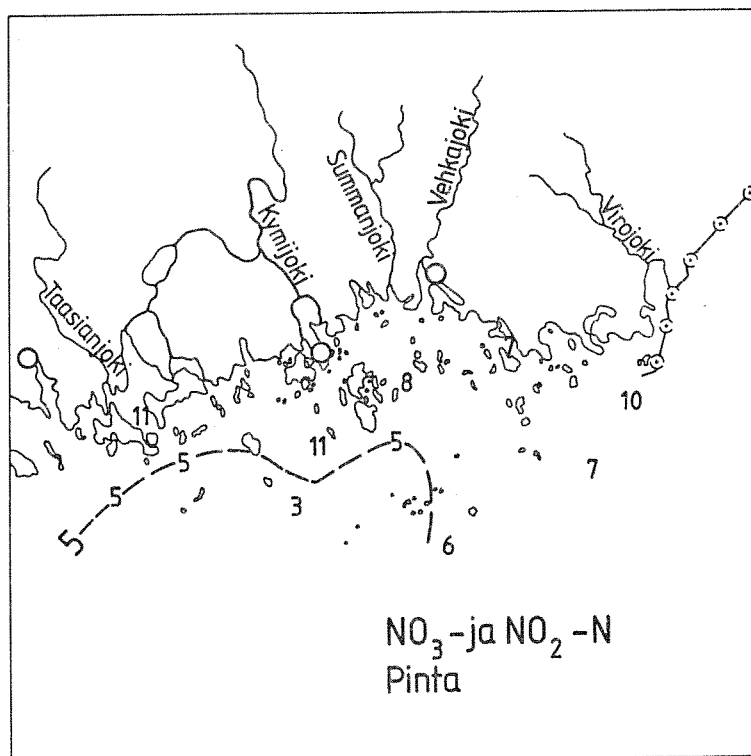
Kuva 3f. Keskimääräinen fosfaattifosforipitoisuus (mg m^{-3}) pinnassa.



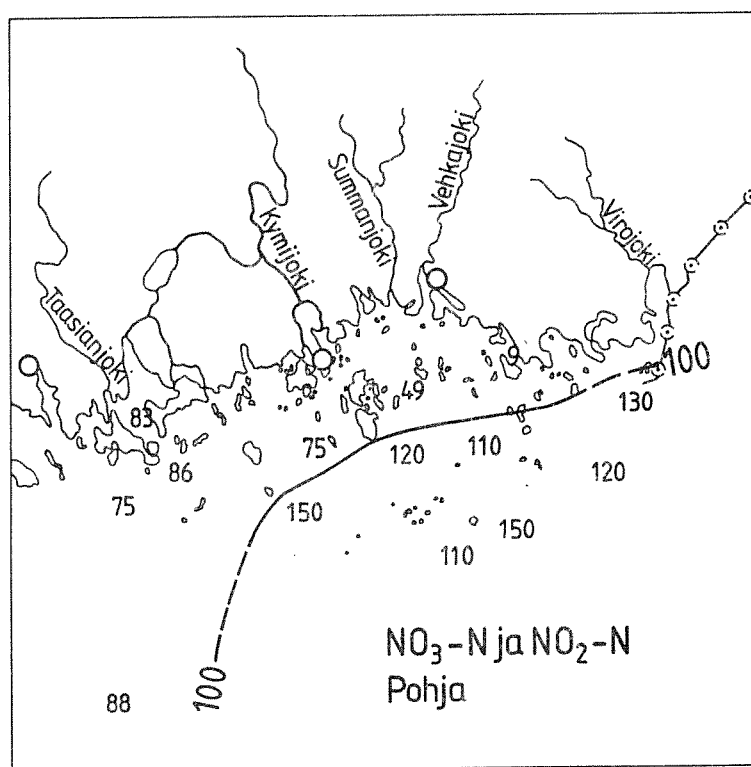
Kuva 3g. Keskimääräinen fosfaattifosforipitoisuus (mg m^{-3}) pohjan läheisyydessä.



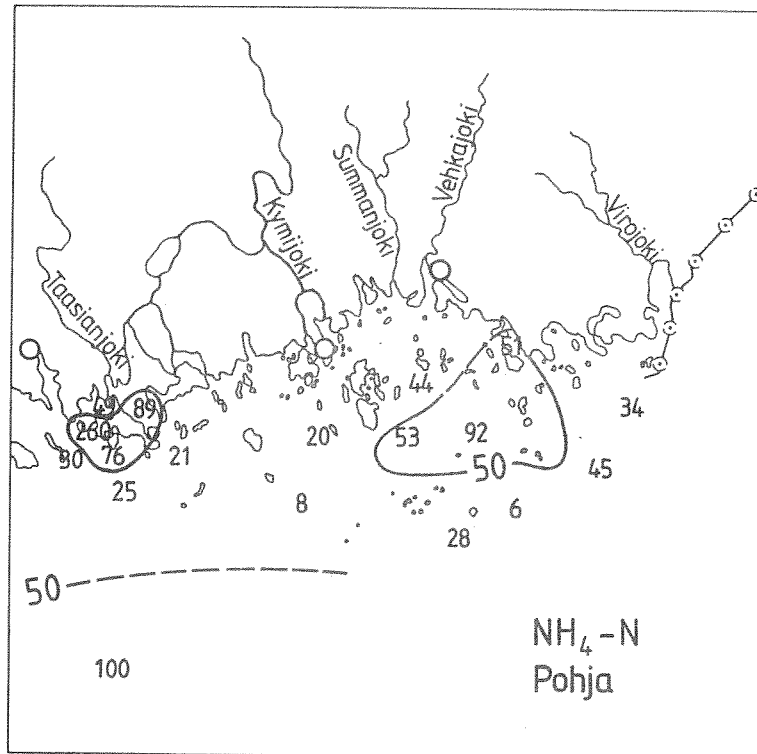
Kuva 3h. Keskimääräinen kokonaistyyppi-pitoisuus (mg m^{-3}) pinnassa.



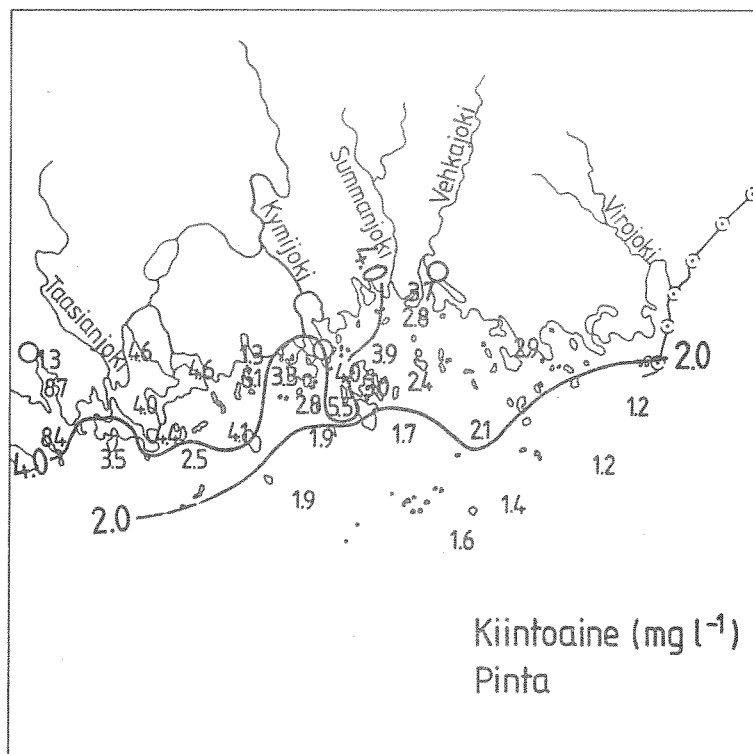
Kuva 3i. Keskimääräinen nitraatti- ja nitriittityyppipitoisuus (mg m^{-3}) pinnassa.



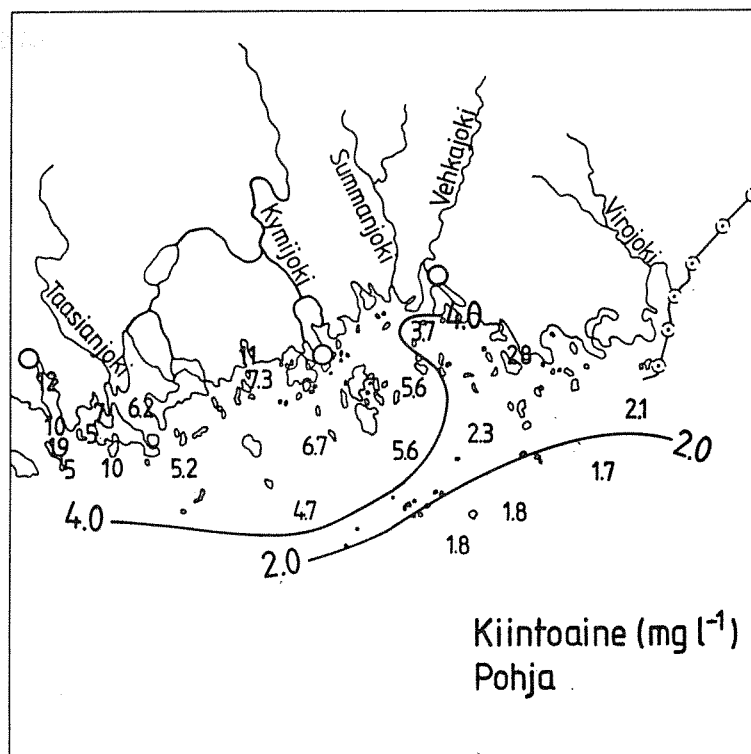
Kuva 3j. Keskimääräinen nitraatti- ja nitriittityyppipitoisuus (mg m^{-3}) pohjan läheisyydessä.



Kuva 3k. Keskimääräinen ammoniumtyyppi-
toisuus (mg m^{-3}) pohjan läheisyydessä.



Kuva 31. Keskimääräinen kiintoainepitoi-
sus pinnassa.



Kuva 3m. Keskimääräinen kiintoainepitoisuus pohjan läheisyydessä.

Taulukko 1. Eräiden raskasmetallien pitoisuustasot Pyhtään-Virolahden merialueella ja Kymijoen alajuoksulla syys-kesällä 1982 sekä pitoisuudet koenostoalueen läheisyydessä olevalla asemalla Kyv-1.

Alue	Syvyys	Cd mg m ⁻³	Cr mg m ⁻³	Cu mg m ⁻³	Pb mg m ⁻³	Zn mg m ⁻³
Merivöhyke	1 m	<0,02-0,2	0,1-0,3	1-4	<0,2-1	4-10
	10 m	<0,02-0,3	<0,03-0,3	0,9-3	<0,2-1	<0,3-10
	pohja	<0,02-0,1	0,1-0,7	1-5	0,2-1	3-40
Saaristovyöhyke	1 m	<0,02-0,1	0,1-0,3	0,8-2	0,2-0,9	3-30
	10 m	<0,02-0,1	0,2-0,9	1-2	0,3-0,9	5-20
	pohja	0,04-0,1	0,2-1,5	1-2	0,4-1	5-10
Kyv-1	1 m	0,16	0,29	2,7	0,89	14
	10 m	0,08	0,15	1,5	0,59	7,4
	27 m	0,07	0,65	1,5	0,77	8,1
Kymijoki	1 m	<0,02-0,02	0,4-0,5	1-2	0,2	3-4

vaikutusalueella sekä ulkomerellä halokliinin alapuolella (kuva 3k).

Klorofylli. Pintakerroksen keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus vaihtelee kesällä 4,5 mg⁻³ ja 7,5 mg⁻³ välillä (vrt. Pitkänen ym. 1987). Pitoisuus kohoaa jonkin verran avomereltä rannikolle, 5 mg m⁻³ tienoilla olevia pitoisuuksia havaitaan kuitenkin myös ulkosaariston ja merivyyhykkeen alueella. Näin korkeaa keskimääräistä klorofyllitasoa ei esiinny muualla Suomen rannikkovesissä (Pitkänen ym. 1987).

Alueelliset erot saariston ja ulappameren välillä ovat suhteellisen pieniä, mikä johtune toisaalta ulappameren korkeasta ravinnetasosta ja toisaalta Kotkan alueen teollisuusjätevesien levien kasvua inhiboivasta vaikutuksesta purkupaikkojen lähivesillä (vrt. Partanen 1984b). Ravinteiden niukkuus ei ilmeisesti ainakaan jatkuvasti rajoita perustuotantoa saaristoalueen sisäosissa, koska epäorgaanista typpeä ja fosforia kumpaakin näyttää keskimäärin olevan vedessä jonkin verran vapaana. Merivyyhykkeen pitoisuudet sen sijaan ovat alhaisia ja sekä typen että fosforin niukkuus ilmeisesti rajoittaa perustuotantoa.

Kiintoainepitoisuuden talviaikainen yleistaso on 1-3 mg m⁻³. Kymijoen vesi erottuu pintakerroksessa merivettä pienemmän pitoisuutensa vuoksi. Kesällä saariston pitoisuudet (3-5 g m⁻³) laskevat ulkomeren tasolle (< 2 g m⁻³) vasta merivyyhykkeellä (kuva 3l). Pohjan läheisyydessä kohonneiden pitoisuuksien alue näyttää yltävän Kymijoen edustalla aina Haapasaaarten tasolle saakka, mikä selittyy sillä, että pohjanläheiset virtaukset pystyvät pitämään kiintoainetta suspendoituneena (kuva 3m).

Raskasmetallipitoisuuksissa ei elokuussa 1982 tehdyn kartoituksen mukaan esiinny systemaattisia alueellisia eroja (taulukko 1). Pääsyytä tähän on se, että Kotkan ja Kymijoen alueella ei ole suuria raskasmetallikuormittajia. Kymijoen raskasmetallipitoisuudet ovat yleensä jopa pienempiä kuin tässä työssä rannikkovesistä todetut (taulukko 1). Raskasmetallit eivät myöskään näytä erityisen merkittävästi konsentroituvan pohjanläheiseen vesikerrokseen.

Arvoissa havaittava vaihtelu selittyy jossain määrin näytteenoton ja analyytikan virhelähteillä. Toisaalta eri metallien pitoisuudet ovat Itämeren yleisellä tasolla (Brügman 1981), joten huomattavista virheistä ei liene kyse. Se, että useilla havaintoasemilla pintanäytteen pitoisuus on 10 m:n näytettä korkeampi saattaa selittyä raskasmetallien konsentroitumisella veden pintafilmiin. Ilmakehä on Brügmannin (1981) mukaan lyijyn, kadmiumin ja kuparin päälähde Itämeressä ja sillä on huomattava merkitys muidenkin raskasmetallien lähteenä.

5 KOENOSTOALUEEN VEDEN LAATU
VUOSINA 1983 - 1984

Koska suunniteltua koenostopaikkaa siirreltiin ennen kuin päädyttiin Pitkäviirin pohjoiskärjen alueeseen, käytössä ei ole kattavaa aineistoa täsmälleen valitulta paikalta. Lähistöllä sijaitseva vesi- ja ympäristöhallinnon seuranta-asema (kuva 4) edustaa kuitenkin samaa selkäaluetta nostopaikan kanssa. Seuraavassa tarkastellaan veden laatuvaihteluita tällä asemalla vuosina 1983-1984.

Alueen vesirungossa vallitsi alkutalvea lukuunottamatta selvä suolaisuuskerrostuneisuus (kuva 5a). Loppupalvella ja keväällä murtovettä peitti vähäsuolaisen veden tai lähes pelkän jokiveden kerros, joka tehtyjen havaintojen mukaan ylsi aina koenostopaikalle saakka. Myös kesällä pintakerroksessa todettiin ajoittain melko vähäsuolaista vettä.

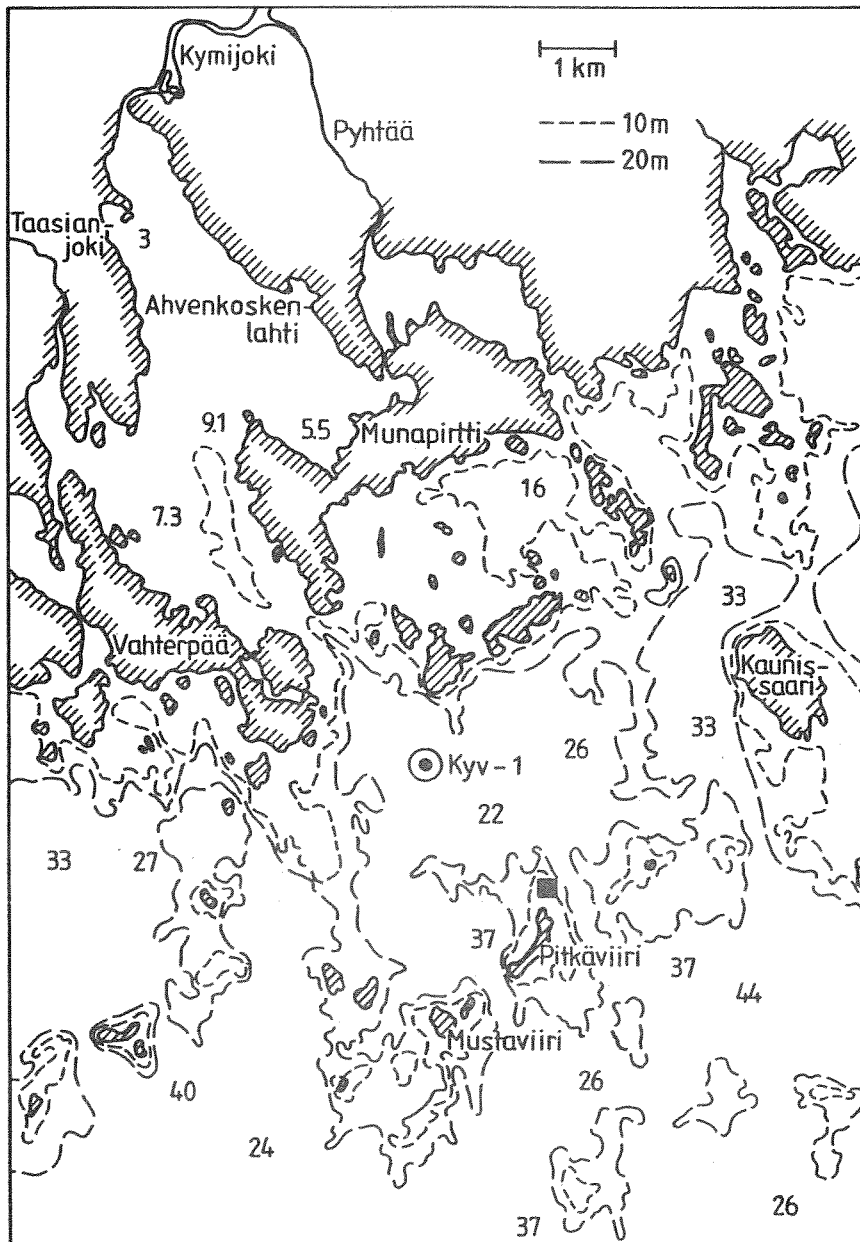
Kesäaikainen lämpötilan harppauskerros sijaitsi yleensä 5-15 m:n syvyydessä (kuva 5b). Harppauskerroksen syvyys vaihteli voimakkaasti sää- ja virtausolojen mukaan; kumpanakin kesäkautena havaittiin yksi melko voimakas kumpuamistilanne, kun taas syyskuussa 1984 vesi oli tiheydeltään täysin homogeenista ja vesimassa koostui kokonaisuudessaan Suomenlahden pintavedestä (downwelling-ilmiö).

Myös pohjanläheisen vesikerroksen lämpötila ja suolaisuus vaihtelivat melko voimakkaasti avovesikaudella. Tämä johtui joko alueelle aika-ajoin työntyneistä normaalista suolaisemman, kylmän veden pulsseista tai downwelling-ilmiöstä.

Vesirungon talviaikainen hapen kyllästysaste oli 90-95 % (kuva 5c). Aivan pinnassa (0-3 m) kyllästystaso oli loppupalvesta alentunut Kymijoen veden vaikutuksesta. Toukokuussa voimakkaan perustuotannon yhteydessä syntynyt happi nosti pintakerroksen kyllästysasteen lähelle 140 prosenttia.

Samaan aikaan pohjanläheisen veden happivarat alkoivat kulua lisääntyvän hajotustoiminnan vuoksi. Ilmeisesti myös pohjan läheisyydessä alueella virrannut suolaisempi ja vähähappisempi vesi laski kyllästysarvoa. Alimmillaan pohjanläheisen veden kyllästysaste oli 50-60 %. Elo-syyskuussa vesimassan happiolot alkoivat stabiloitua ja lokakuun tienoilla happiarvot olivat jälleen pinnasta pohjaan 90-95 % kyllästysarvosta. Lokakuussa 1984 pohjan läheisyydessä todettu lievä hapen vajeus johtui tällöin alueelle työntyneestä suolaisen veden kielekkeestä.

Kiintoainepitoisuus oli yleensä tasolla 2-4 mg m⁻³ ja sameus tasolla 0,5-1,0 FTU (kuvat 5d ja e). Korkeampia arvoja (4-6 mg m⁻³, 1-3 FTU) todettiin huhti-toukokuussa ja loka-marraskuussa sekä ajoittain kesällä. Arvoja kohotti etenkin keväällä jokiveden lisäksi runsas leväbiomassa. Pohjan läheisyydessä kiintoainepitoisuus nousi avovesikauden aikana usein



Kuva 4. Koenostoalueen ympäristön syvyysuhteet sekä vuosien 1983-1984 tausta-aineiston näytteenottopisteen (Kyv-1) sijainti.

tasolle 4-7 mg⁻³. Korkeat pohjanläheiset pitoisuudet näyttivät liittyvän suolaisuuden nousuun, ts. ulkomereltä suuntautuvaan virtaukseen. Niemen (1975) ja Hällforsin ym. (1983) mukaan pohjanläheinen suolaisen veden virtaus irrottaa pohjalle asettuneita hiukkasia ja aiheuttaa sameuden nousua.

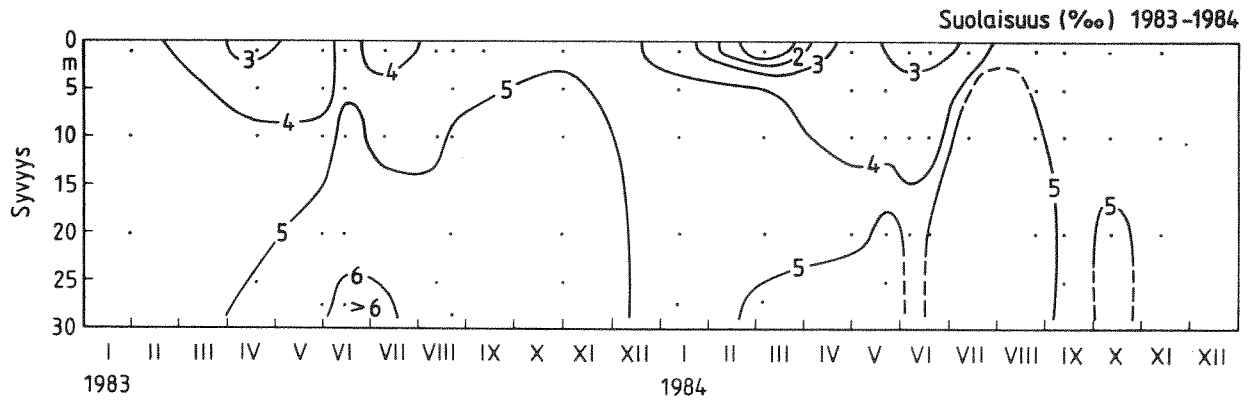
Havaintoaseman kokonaisfosforipitoisuus liikkui alueella 15-40 mg m⁻³ (kuva 5f). Korkeat pitoisuudet vallitsivat talvella koko vesipatsaassa ja kesällä pohjan läheisyydessä (yli 20 m). Erityisen korkea pitoisuus (50 mg m⁻³) todettiin huhtikuussa 1983 aivan pinnassa, jossa jokiveden osuus oli tällöin n. 60 %. Keväällä levätuotanto aiheutti fosforin vähenemisen pintakerroksessa. Tällöin kokonaisfosforipitoisuus laski tasolle 15-20 mg m⁻³ ja fosfaattifosforin pitoisuus alle määritysrajan (5 mg m⁻³, kuva 5g). Downwellingin yhteydessä syyskuussa 1984 fosfaattifosforin pitoisuus oli lähellä nollaa ainakin 20 m:n syvyydelle saakka. Toisaalta mitattavia pitoisuuksia esiintyi kesäkuukausien aikana silloin tällöin pinnassa, mikä yhdessä alhaisen suolapitoisuuden kanssa viittaa Kymijoen vaikutuksen.

Normaalia suolaisemman veden tunkeutuminen alueelle (upwelling) näkyi selvästi myös kokonais- ja fosfaattifosforipitoisuuksien kasvuna erityisesti 20 m syvemmässä vesikerroksessa.

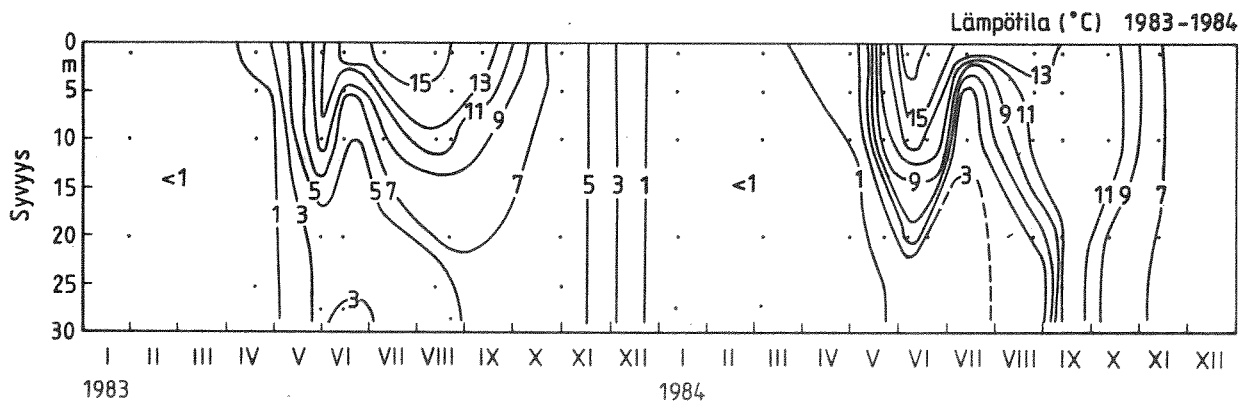
Kokonaistypen pitoisuus vaihteli 300:n ja 500:n mg m⁻³ välillä siten, että korkeat pitoisuudet vallitsivat talvella koko vesipatsaassa ja kesällä pohjan läheisyydessä (kuva 5h). Yli 500 mg m⁻³ arvoja todettiin keväällä pinnassa jokiveden vaikutuksesta ja pohjan läheisyydessä syvemmältä peräisin olevan suolaisen veden läikähdyksen yhteydessä.

Talvisin tyyppistä 150-200 mg m⁻³ oli epäorgaanisessa muodossa ja lähes pelkästään nitraatteina (kuva 5i). Lopputalvella ja alkukevällä pinnassa esiintyi Kymijoen vaikutuksesta yli 200 mg⁻³ pitoisuuksia. Toukokuun alun jälkeen arvot pienenevät nopeasti perustuotannon vaikutuksesta lähelle nollaa. Kesällä pintakerroksessa esiintyi satunnaisesti mitattavia määriä epäorgaanista tyyppiä (lähinnä NH₄-muodossa, kuva 5j). Samoilla näytteenottokerroilla todettiin myös mitattavia määriä fosfaattifosforia, joten tällöin jokin muu tekijä kuin typpi tai fosfori ilmeisesti rajoitti levätuotantoa. Yleisesti ottaen vaikuttaa sille, että fosfori, pikemmin kuin typpi, rajoittaisi perustuotantoa tutkittavalla selkäalueella. Pitoisuudet ovat kuitenkin niin pieniä, ettei niiden perusteella voi tehdä täysin luotettavia johtopäätöksiä.

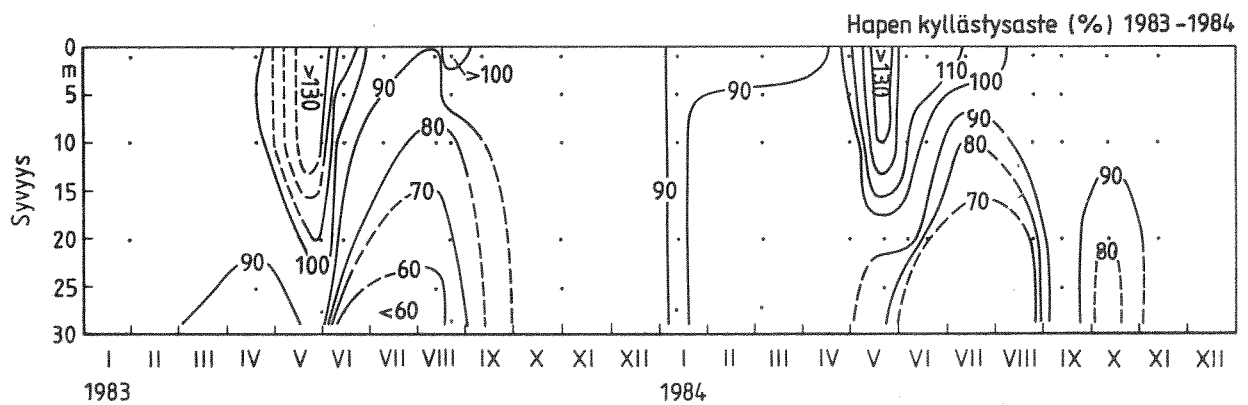
Pohjan läheisyydessä epäorgaanisen typen arvot olivat tasolla 100-180 mg m⁻³. Kesällä näistä pitoisuuksista 10-40 mg m⁻³ koostui ammoniumtyyppistä. Suolaisen veden pohjanläheiset virtaukset alueelle heijastuivat selvästi sekä nitraatti- että ammoniumtyyppipitoisuuksien kasvuna. Downwellingin yhteydessä syyskuussa 1984



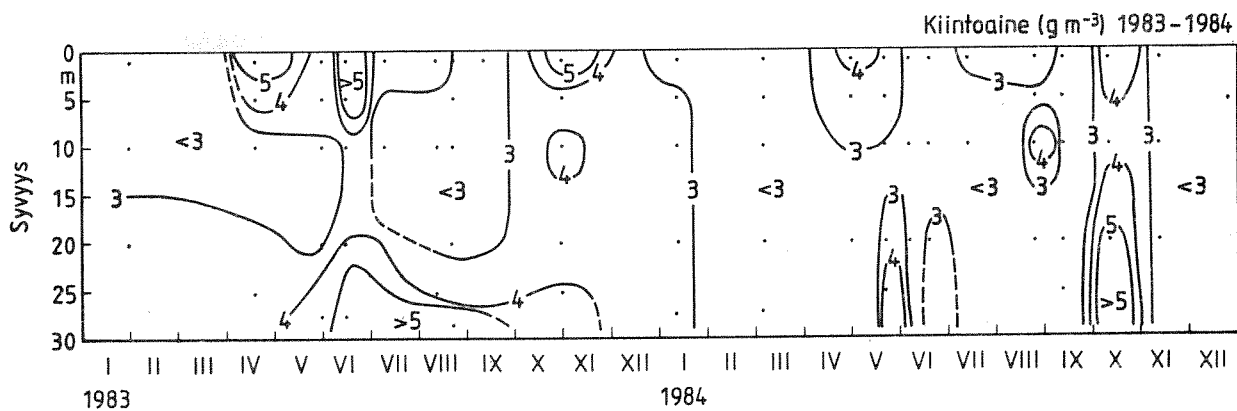
Kuva 5a. Suolaisuus (‰) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



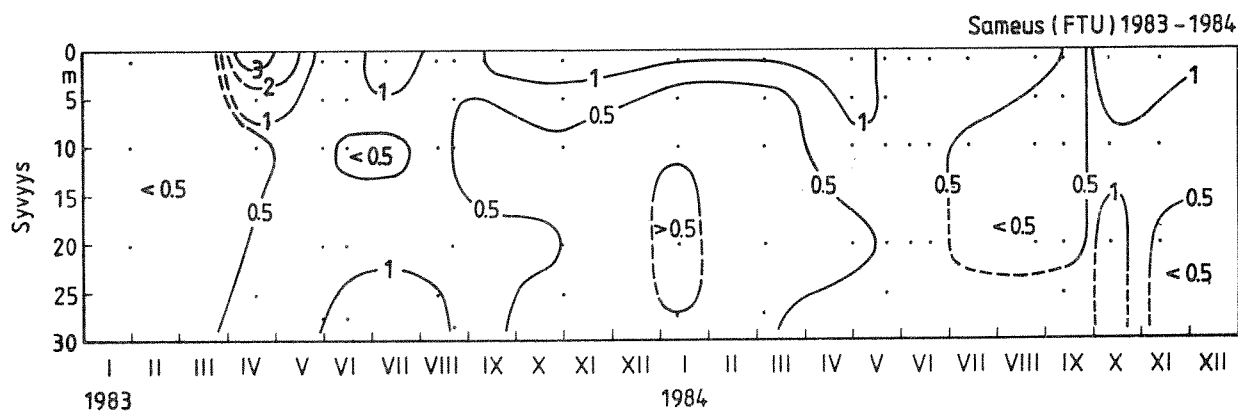
Kuva 5b. Lämpötila (°C) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



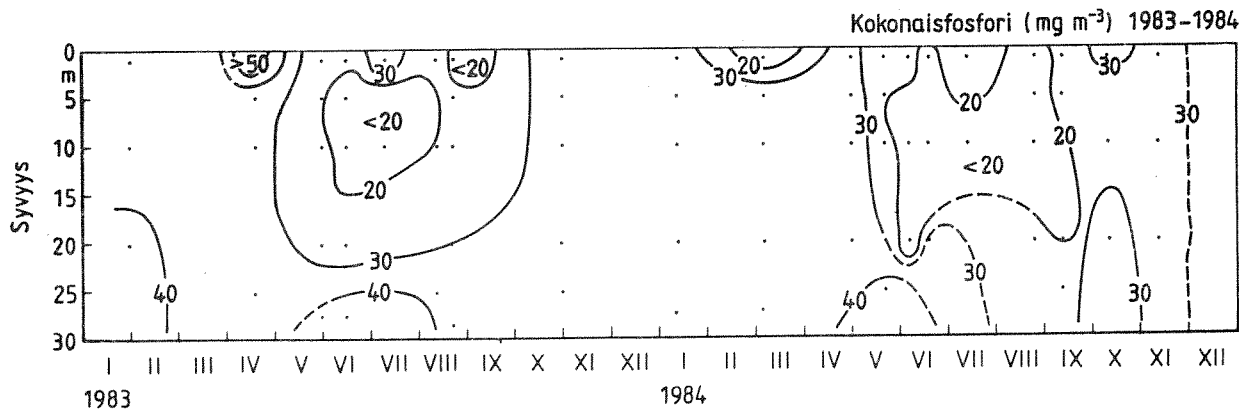
Kuva 5c. Hapen kyllästysaste (%) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



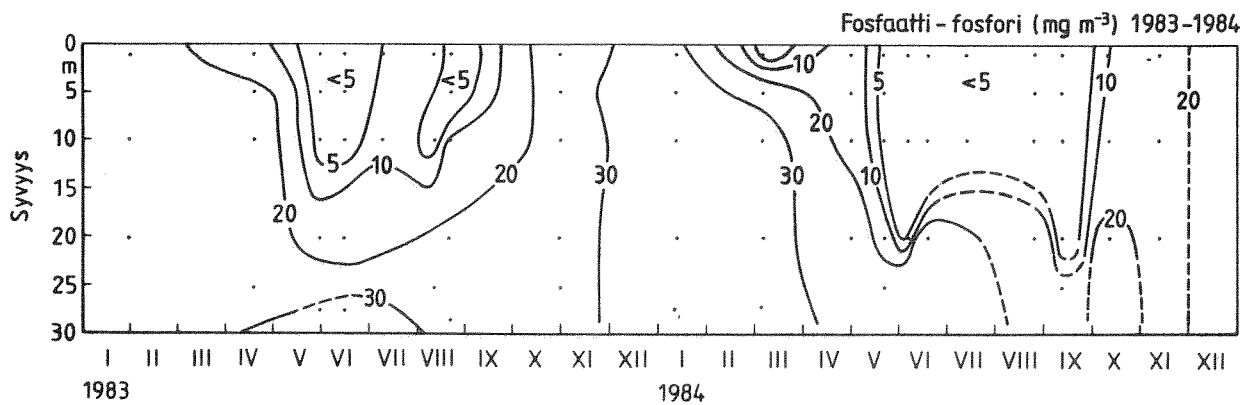
Kuva 5d. Kiintoainepitoisuus (g m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



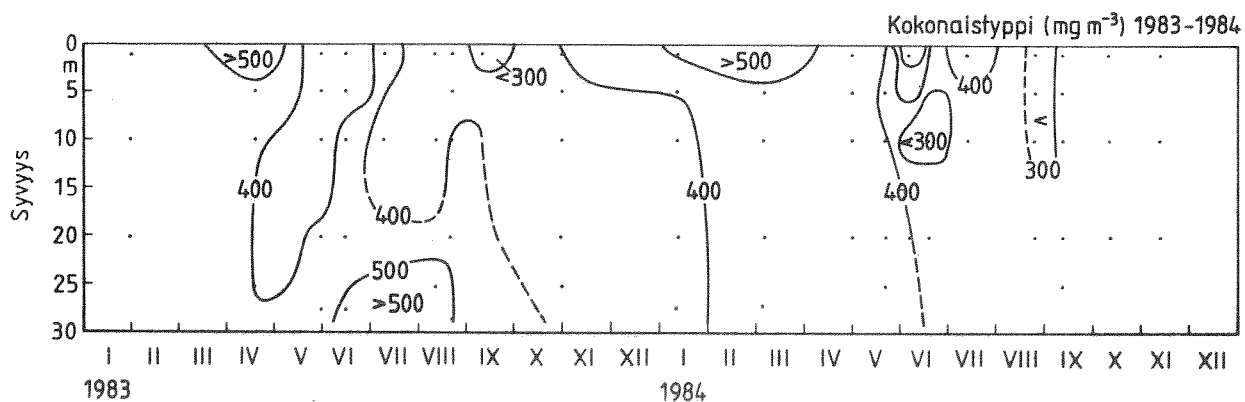
Kuva 5e. Sameus (FTU) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



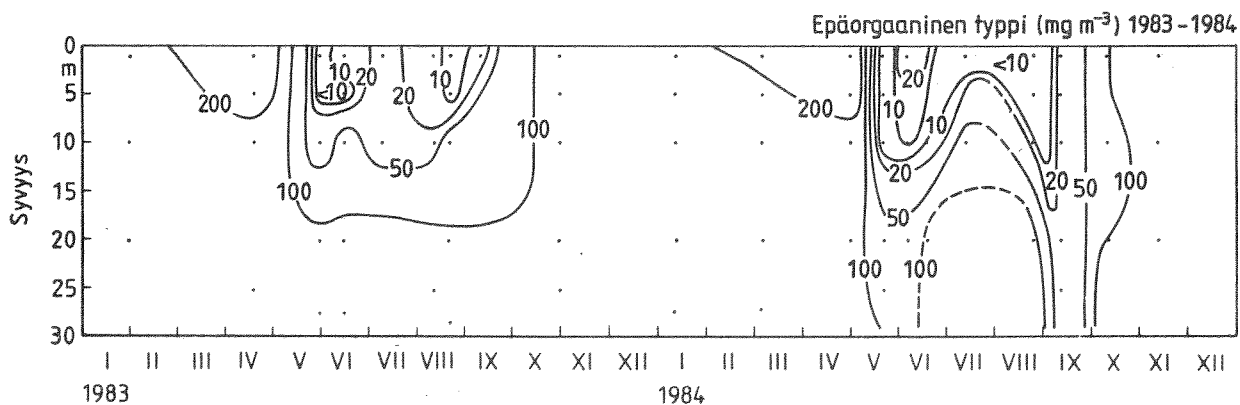
Kuva 5f. Kokonaisfosforipitoisuus (mg m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



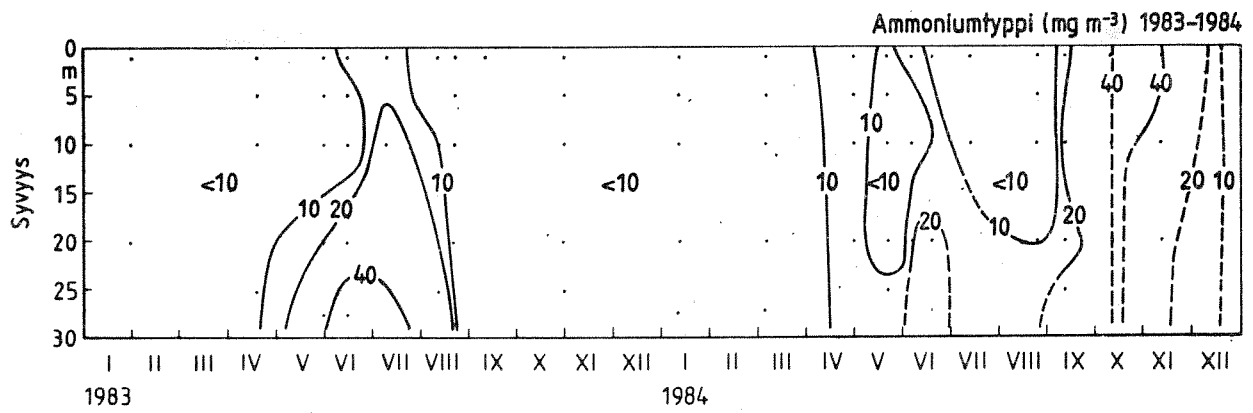
Kuva 5g. Fosfaattifosforipitoisuus (mg m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



Kuva 5h. Kokonaistyyppipitoisuus (mg m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



Kuva 5i. Epäorgaanisen tyypin pitoisuus (mg m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.



Kuva 5j. Ammoniumtyppipitoisuus (mg m^{-3}) havaintopisteellä Kyv-1 vuosina 1983-1984.

epäorgaanisen typen pitoisuus oli vielä 20 m:n syvyydessä vain 24 mg m⁻³.

Raskasmetallien (Cd, Cr, Cu, Pb ja Zn) pitoisuudet olivat elokuussa 1982 jotakuinkin alueen yleisellä tasolla (taulukko 1). Pinnan (1 m) pitoisuudet edustivat kuitenkin lähes poikkeuksetta merivyyhykkeen ylärajoja. Kromia lukuunottamatta pitoisuudet olivat suurempia kuin Kymijoessa, jonka vaikutus näytteenottohetkellä oli hyvin vähäinen myös pintakerroksessa (suolaisuus 4,9 ‰).

6 S O R A N N O S T O N V A I K U T U K S E T V E D E N L A A T U U N

Sedimentistä yläpuoliseen veteen vapautuvien aineiden, kuten yleensä kuormituksen, vaikutukset rannikkovesialueen tilaan riippuvat aineiden määrän ja laadun lisäksi suuresti alueen morfometrisistä ja hydrografisista oloista. Yleensä sisäsaariston alueella olosuhteet alloktonisen ja autoktonisen aineen sedimentaatiolle ovat edullisemmat kuin ulkosaaristossa ja ulappameren reuna-alueilla. Toisaalta laimeneminen on sisäsaaristossa huomattavasti heikompaa kuin ulkosaaristossa ja ulappa-alueella.

Rannikon läheisillä alueilla, etenkin jos ne sijaitsevan kuormituslähteiden läheisyydessä, pohjan kaivun voidaan odottaa aiheuttavan muutoksia veden kemialliseen ja biologiseen laatuun. Suomen rannikkovesissä ruoppausten yhteydessä saadut kokemukset viittaavat siihen, että muutokset eivät kuitenkaan ole pitkäaikaisia (Karlsson 1983).

Sedimentin kaivun yhteydessä vapautuvien ravinteiden, raskasmetallien ym. aineiden määrät riippuvat sedimentin sisältämän potentiaalisen kuorman lisäksi suuresti ympäröivän veden olosuhteista (lämpötila, pH, Eh, suola- ja kiintoainepitoisuus, ks. Förstner ja Wittman 1983, Ekholm 1986).

Ulkosaaristossa ja avomeren tuntumassa voimakkaat virtaukset usein estävät hienojakoisen aineksen pysyvän sedimentoitumisen lukuunottamatta eristettyjä syvänteitä. Tällaisten alueiden karkea pohja-aines (esim. hiekka ja sora) ei pysty sitomaan merkittäviä määriä ravinteita tai haitallisia aineita. Kuitenkin hienojakoisia sedimenttejä voi tilapäisesti asettua pohjaan myös avoimille rannikkovesialueille (Häkanson ja Flodéus 1985).

Pohjan kaivun seurauksena syntyneisiin kuoppiin saattaa sopivissa olosuhteissa muodostua stagnaatiotila, joka estää pohjan läheisen veden happivarojen uudistumisen. Periaatteessa tämäntyyppinen ilmiö on mahdollinen myös tutkittavalla alueella, jossa tapahtuu ajoittain primäärin halokliinin tuntumasta peräisin olevan suolapitoisen veden tunkeutumista matalammille alueille

(ks. luku 5). Toisaalta pohjanläheisen veden happiolosuhteet voivat myös parantua, jos pohjan muoto kaivun seurauksena muuttuu veden vaihtumiselle entistä edullisemmaksi.

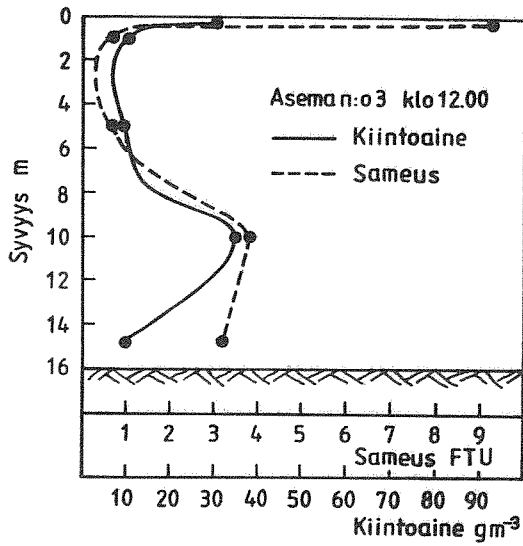
6.1 VEDENLAATU KOENOSTON AIKANA VUONNA 1985

Soran koenosto alkoi toukokuussa ja päättyi marraskuussa 1985. Vesinäytteitä otettiin 27.3. ja 24.9. välisenä aikana 12 kertaa kaikkiaan 55 eri havaintopisteeltä (kuva 2). Kunkin näytteenotokerran pisteet (3-9 kpl) valittiin vallitsevien olosuhteiden mukaan. Yleensä vesinäytteistä analysoitiin lämpötila, sähkönjohtavuus, sameus, kiintoainepitoisuus ja kiintoaineen hehkutusjäännös. Kolmella havaintokerralla (27.3., 27.5., 26.6.) analysoitiin myös happipitoisuus, väriluku ja kokonaisravinteet.

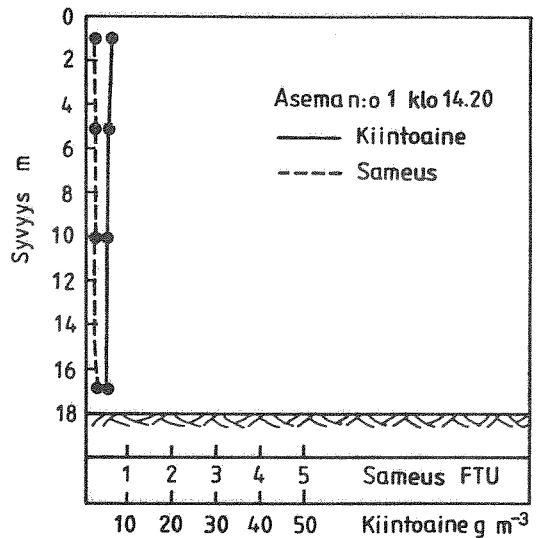
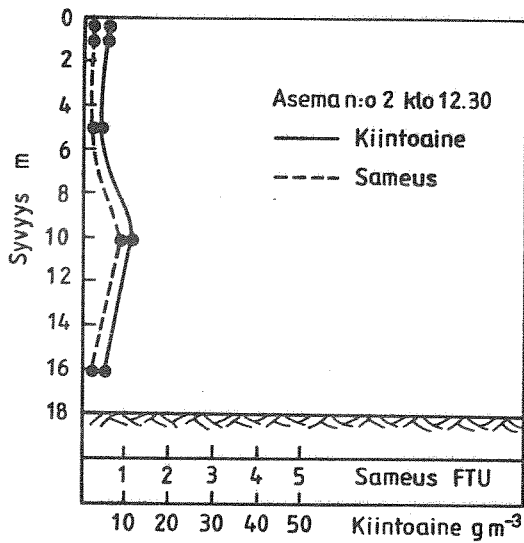
Soranoton vaikutukset vedenlaatuun olivat sekä alueellisesti että ajallisesti hyvin vähäisiä. Selvimmät vaikutukset todettiin sameutta ja kiintoainetta ilmaisevissa tekijöissä, ja nekin rajoittuivat muutamien satojen metrien etäisyydelle nostopaikasta. Soranoton aikaisten kokonaisfosforin ($12-43 \text{ mg m}^{-3}$) ja kokonaistypen ($290-430 \text{ mg m}^{-3}$) pitoisuuksien, hapen pitoisuuden ($7-15 \text{ g m}^{-3}$), veden värin ($10-30 \text{ Pt m}^{-3}$) ja rautapitoisuuden ($30-140 \text{ g m}^{-3}$) vaihtelut selittyvät lähes täydellisesti vesialueen yleisillä hydrografisilla ja biologisilla vaihteluilla (ks. luvut 4 ja 5).

Maaliskuun lopulla, ennen koenoston alkua tutkimusalueen vedenlaatu oli ajankohdalle varsin tyypillinen. Jokiveden osuus oli pinnassa n. 75 % ja vielä 5 m:n syvyydessä n. 20 %. Jokiveden suuri osuus näkyi pinnassa alhaisen suolaisuuden ($1,2 \text{ ‰}$) lisäksi alentuneena happipitoisuutena (70 % kyllästysaste), alhaisena pH-arvona (6,7-6,8) ja fosforipitoisuutena ($19-21 \text{ mg m}^{-3}$) sekä kohonneena värilukuna (35 g Pt m^{-3}), typpipitoisuutena ($550-610 \text{ mg m}^{-3}$) ja sameutena (0,6 FTU). Pinnan sameus ja kiintoainepitoisuus ($0,7-0,8 \text{ g m}^{-3}$) olivat jonkin verran pienempiä kuin maaliskussa 1984. Myös syvemmällä edellisen vuoden arvot olivat jonkin verran suurempia.

Jäiden lähdön aikoihin toukokuun alussa tutkimusalueen pintakerrokseen levisi runsaasti savisameaa ja ravinnepitoista jokivettä. Samentuneen alueen sijainti vaihteli tuulien mukaan. Toukokuun 13. päivänä koenostopaikan pintavedestä n. 50 % oli jokivettä. Sameus oli tällöin 7-10 FTU ja kiintoainepitoisuus $12-14 \text{ g m}^{-3}$. Toukokuun 23. päivään mennessä jokiveden osuus oli laskenut n. 20 prosenttiin. Sameus oli tällöin 0,9-1,2 FTU ja kiintoainepitoisuus n. 6 g m^{-3} . Jokiveden lisäksi myös runsas levätuotanto kohotti arvoja. Soranoton vaikutusta ei voitu erottaa muista sameutta lisäävistä tekijöistä kummallakaan näytteenotokerralla.



Kuva 6. Kiintoainepitoisuus (g m^{-3}) ja sameus (FTU) koenostopaikalla (asema n:o 3), 250 m koenostopai- kasta pohjoiseen (asema n:o 2) ja 500 m koenostopai- kasta pohjoiseen (asema n:o 1). Näytteenotto aloitettiin noston aikana.



Taulukko 2. Vedenlaatu nostopaikan vieressä (asema A, 200 m nostopaikasta pohjoiseen) ja vertailu-
asemalla (asema C, 3 km nostopaikasta etelään) 27.5.1985. Näytteenottohetkellä tuuli lännestä
n. 8 m s⁻¹. Sorannosto päättyi n. 2 tuntia ennen näytteiden ottoa.

Asema/ syvyys (m)	Suolaisuus ‰	Sameus FTU	Kiintoaine			Kok. fosfori mg m ⁻³	Rauta mg m ⁻³
			pitoisuus g m ⁻³	hehk.jäännös g m ⁻³	org.aine g m ⁻³		
A/ 1	4,5	1,0	5,5	2,6	2,9	24	120
5	4,5	1,0	4,9	2,4	2,5	27	120
10	4,9	0,9	8,0	5,8	2,2	40	140
16	5,7	0,5	1,9	1,1	0,8	28	48
C/ 1	4,6	0,9	6,1	2,4	3,7	29	81
5	4,7	0,8	4,3	1,7	2,6	24	86
10	4,8	0,8	3,7	1,9	1,8	21	87
20	6,4	0,3	1,4	0,7	0,7	30	29
31	7,0	0,5	3,2	2,2	1,0	43	45

Taulukko 3. Vedenlaatu 200 m nostopaikan pohjoispuolella (asema A), 500 m nostopaikan luoteispuolella
(asema B) ja 3 km nostopaikan eteläpuolella (vertailuasema C) 26.6.1987. Tuuli idästä n. 10 m s⁻¹.
Sorannosto päättyi n. 2 tuntia ennen näytteenottoa.

Asema/syvyys m	Suolaisuus ‰	Sameus FTU	Kiintoaine			Kok. fosfori mg m ⁻³
			pitoisuus g m ⁻³	hehk.jäännös g m ⁻³	org.aine g m ⁻³	
A/ 1	3,9	0,4	1,1	0,2	0,9	17
5	4,0	0,4	1,2	0,2	1,0	18
10	4,5	0,5	1,5	0,4	0,9	16
16	5,5	0,4	1,5	0,7	0,8	17
B/ 1	3,9	0,4	1,3	0,3	1,0	15
5	4,0	0,6	1,4	0,3	1,1	14
10	4,5	0,6	1,3	0,2	1,1	15
20	6,4	0,5	1,8	0,7	1,1	30
C/ 1	4,0	1,0	1,4	0,5	0,9	12
5	4,0	0,4	1,4	0,4	1,0	14
10	4,5	0,4	1,3	0,0	1,3	14
20	5,8	0,4	1,1	0,5	0,8	11
34	7,0	0,5	1,5	0,5	1,0	42

Perustuotantomaksimin vaikutus veden laatuun oli erittäin selvä vielä toukokuun lopulla (taulukko 2). Soranoston vaikutus voitiin havaita ainoastaan nostopaikan välittömässä läheisyydessä, nostopaikasta noin 200 m pohjoiseen, jossa samennuksen todettiin leviävän lähinnä 10 m:n syvyydessä. Pinnan samennus johtui lisäksi levämässasta sekä mahdollisesti jossain määrin Kymijoen tuomasta kiintoaineesta.

On mahdollista, että nostettavan soran päälle oli kerrostunut tilapäisesti jonkin verran orgaanisperäistä ainetta. Tähän viittaa hiukkasmaisen orgaanisen aineen korkeampi pitoisuus 10 m:n syvyydessä soranostopaikan vieressä verrattuna vertailuasemaan (taulukko 2). Myös fosfori- ja rautapitoisuus olivat tässä syvyydessä korkeampia kuin pinnassa ja pohjan läheisyydessä tai vertailuasemalla. Ilmeisesti soranotto heikensi jonkin verran perustuotantoa nostopaikan vieressä, koska pinnan hiukkasmaisen orgaanisen aineen pitoisuus oli selvästi pienempi soranostopaikalla kuin vertailuasemalla. Ilmiö saattoi kuitenkin johtua myös Kymijoen tuomasta kiintoaineesta.

Vedenlaadun muuttumista välittömästi soranoton loputtua selvitettiin 13.6. Soranoton aikana vesi pinnassa laivan vieressä oli erittäin kiintoainepitoista (kuva 6). Sameusarvot olivat kuitenkin yllättävän pieniä (n. 3 FTU), mikä johtui kiintoaineen suuresta raakoosta. Samasta syystä pinnan samennus myös hävisi varsin nopeasti, alle tunnissa, noston päättymisen jälkeen. Sameus näytti leviävän 250-300 m:n etäisyydelle nostoaluksesta. Leviäminen tapahtui pääosin n. 10 m:n syvyydellä, mikä johtune voimakkaasta suolapitoisuuden ja tiheyden noususta tällä syvyydellä. Sameuden leviäminen n. 10 m:n syvyydellä todettiin myös 27.5., 26.6., 10.7. ja 1.8. suoritetuissa näytteenotoissa (vrt. Vainio ja Launiainen 1987).

Kesäkuun lopun näytteenottokerralla, jolloin analysoitiin laajennettu muuttujavalikoima, vedenlaatu edusti normaalia kesätilannetta. Näytteenotto tapahtui n. 2 tuntia imuruoppaajan lopetettua työskentelynsä. Nostopaikalta 500 m:n päässä tuulen alapuolella sijaitsevalla havaintopisteellä voitiin todeta erittäin lievää samueden kasvua 5-10 m:n syvyydessä (taulukko 3). Pinnan sameus oli sen sijaan vertailuasemalla selvästi karkeampi kuin nostopaikan läheisyydessä.

Seuraavat näytteenottokerrat heinä-elokuussa vahvistivat keväällä ja alkukesällä saatua käsitystä soranoston sameusvaikutuksen suppea-alaisuudesta ja lyhytaikaisuudesta. Syyskuun lopulla suoritettiin nostoalueella sameusolojen kartoitus n. 2 km² alueella Pitkäviirin pohjois- ja koillispuolella. Sameusarvot (0.4-0.6 FTU) vaihtelivat erittäin vähän, ollen alueella ja ajankohdalle tyypillisellä tasolla. Kiintoaineen (2-6 g m⁻³) ja kiintoaineen hehkutushäviön (1-5 g m⁻³) pitoisuuksissa todettu vaihtelu selittyy osittain soranotolla: korkeita arvoja todettiin nostopaikkaan nähden tuulen alapuolella, ja kiintoainepitoisuuden kasvu johtui karkean mineraaliaineksen

pitoisuuden kasvusta, mikä ei juurikaan näkynyt sa-meusarvoissa. Korkeahkoja epäorgaanisen kiintoaineen pitoisuuksia ($3-4 \text{ g m}^{-3}$) todettiin vielä n. 1 km:n etäisyydellä nostopaikasta tuulen alapuolella. Kohonneita pitoisuuksia ei voida kuitenkaan täysin varmasti liittää soranottoon, koska myös vertailuvuosina alueen kiintoainearvot alkoivat nousta syksyllä (vrt. luku 5). Koenoston vaikutusta raskasmetallipitoisuuksiin ei voitu selvittää, koska käytetty näytteenottomenetelmä osoittautui liian alttiiksi kontaminaatioille. On kuitenkin selvää, että tutkitunlaisissa olosuhteissa karkea pohja-aines sisältää erittäin vähän raskasmetalleja, eikä niitä näin ollen voi myöskään merkittävästi vapautua veteen.

6.2 VEDENLAATU KOENOSTON JÄLKEEN

Vedenlaatua koenostopaikalla on seurattu noston loppumisen jälkeen vesi- ja ympäristöhallinnon suorittaman rutiiniseurannan yhteydessä. Jo soranoton aikana saadut tutkimustulokset paljastivat, että Pitkäviirin pohjoispuolen tyyppisellä rannikkovesialueella soranoton vaikutukset ovat hyvin vähäiset. Vuoden 1986 tutkimustulosten mukaan alueen vedenlaatu määräytyi vuodenajan, morfometrinen ja hydrografisten tekijöiden sekä jokiveden tuoman kuorman mukaan. Edellisenä vuonna toteutetulla soranotolla ei voitu todeta olevan minkäänlaisia pitkäaikaisvaikutuksia vedenlaatuun.

7 J O H T O P Ä Ä T Ö K S E T

Tutkittava vesialue edustaa kuormitetun rannikkoveden ja ulappameren välistä vaihettumisvyöhykettä, jolle ovat ominaisia melko voimakkaat ajalliset ja syvyys-suuntaiset laatuvaihtelut. Vedenlaadun vaihtelu on tässä osassa Suomenlahtea ulkomerelläkin suhteellisen voimakasta, mikä johtuu siitä, että Suomenlahden itäosa on Itämeren halokliinin alapuolisen, suolaisen ja ravinnepitoisen veden sekä alueelle laskevien jokivesien (Neva, Narva, Kymijoki) sekoittumisaluetta.

Koenostoalueen vedenlaatu noudattaa pääpiirteittäin Itämeren pintakerrokselle tyyppillistä vuodenaikaisrytmiikkaa. Veden laatu vaihtelu on kuitenkin selvästi voimakkaampaa kuin esimerkiksi Suomenlahden länsiosan rannikkovesissä, mikä johtuu korkeammasta ravinnetasosta sekä voimakkaammista tuotanto- ja hajotusta- pahtumista.

Alueen pintakerroksessa vaikuttaa toisaalta myös maalta peräisin olevan veden määrässä ja laadussa esiintyvä vuodenaikaisvaihtelu. Tämän ja merivedessä esiintyvän vaihtelun yhteisvaikutuksen lisäksi vedenlaatuun vaikuttavat jääpeitteen kesto, vedenkorkeusvaihtelut ja tuuli sekä muut sääolot. Viimeksi mainitut tekijät heijastuvat veden laadussa mm. jokivesi/merivesi -suhteen muutoksina pintakerroksessa ja ulkomereltä

peräisin olevan suolaisen ja ravinnepitoisen veden pulsseina pohjanläheisessä vesikerroksessa.

Suomenlahden itäosan korkea ravinnetaso ja jokivesien tuomat lisäravinteet aiheuttavat tutkimusalueelle melko korkean rehevyydystason, jota vastaavia todetaan Suomen rannikkovesissä yleensä vain kuormituslähteiden läheisyydessä. Runsaan leväbiomassan hajotus kuluttaa pohjanläheisen veden happivaroja. Tiheyskerrostuneisuuden ajoittaisen purkautumisen ja pohjanläheisen veden suhteellisen hyvän horisontaalisen vaihtuvuuden johdosta pohjanläheisen veden happiolosuhteet pysyvät kohtalaisina.

Veden kiintoainepitoisuutta ja sameutta nostavat alueen korkea tuotantotaso ja jokivesien tuoma kiintoaine. Pohjan läheisyydessä virtaukset resuspendoivat pohjalle asettuneita hiukkasia, mikä aiheuttaa sameuden lisääntymistä tässä vesikerroksessa.

Koenostopaikalla ei soran päällä todettu merkittäviä määriä pysyviä hienojakoisia sedimenttejä. Kun lisäksi alueen sekoittumisolosuhteet ovat varsin edulliset, ja toisaalta muista tekijöistä johtuva vedenlaadun vaihtelu on melko voimakasta, voitiin jo etukäteen olettaa, että soranoton vedenlaatuvaikutukset tulisivat rajoittumaan lähinnä jonkinasteiseen sameuden lisääntymiseen. Tutkimustulosten mukaan koenoston vaikutukset jäivätkin erittäin vähäisiksi lukuumattamatta itse nostopaikkaa noston aikana ja välittömästi sen jälkeen.

Aluksen ympärillä vesi oli noston aikana sameaa ja sen kiintoainepitoisuus oli erittäin korkea. Pinnan kiintoaine koostui pääosin karkeasta aineksesta ja sen aiheuttama samennus hävisi muutamien kymmenien minuuttien kuluessa noston loppumisesta. Veteen sekoittui jonkin verran myös hienojakoisempaa ainetta, joka levisi tuulen aiheuttaman virtauksen mukana pääosin n. 10 m:n syvyydellä. Soranoton vaikutuksia todettiin yleensä 200-300 m:n ja enimmillään n. yhden km:n etäisyydellä nostopaikasta.

Vaikutukset muihin kuin mineraaliaineksen kohonnutta pitoisuutta kuvaaviin laatutekijöihin olivat hyvin vähäisiä ja rajoittuivat nostopaikan välittömään ympäristöön. Soranoton ei myöskään todettu aiheuttaneen minkäänlaisia pitkäaikaisia vaikutuksia nostopaikan vedenlaatuun.

Työn tulokset voidaan yleistää vain sellaisiin tapauksiin, joissa sorannosto tapahtuu puhtailta sora- tai hiekkapohjilta. Mikäli soraesiintymän päällä on hienojakoisia sedimenttejä ja erityisesti mikäli nostopaikka sijaitsee jonkin huomattavan kuormituslähteen läheisyydessä, vaikutukset saattavat olla huomattavasti tässä työssä esitetyjä suuremmat.

K I R J A L L I S U U S

- Alenius, P. 1987. Kotkan merihiekka 1985 - virtaustutkimus. 23 s. (moniste).
- Brügmann, L. 1981. Heavy metals in the Baltic Sea. Marine pollution Bulletin 12: 214-218.
- Ekholm, P. 1986. Fosforin käyttäytyminen Paimionjoessa ja Paimionlahdella. Vesihallituksen monistesarja nro 405, 83 s. (moniste).
- Finnish-Soviet Working Group 1984. The Gulf of Finland - discharges from land and air. Report no 3, 15 s. (moniste).
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin, Springer-Verlag, 486 s.
- Häkkinen, A. 1986. Geologian tutkimuskeskuksen merenpohjan sora- ja hiekkatutkimukset 1983-1985 Kotkan edustalla. 22 s. (moniste).
- Hällfors, G., Leskinen, E. & Niemi, Å. 1983. Hydrography, chlorophyll-a and nutrients at Tvärminne Stor fjärd, Gulf of Finland in 1979/80. Walter and Andrée de Nottbeck foundation scientific reports no 4, 19 s.
- Håkanson, L. & Flodérus, S. 1985. Bottenlinser och närsaltsdynamik i Laholmsbukten. Vatten 41: 20-28.
- Karlsson, O. 1983. Ruoppaustöiden vaikutus rannikkoalueiden tilaan ja kalatalouteen. Tie- ja vesirakennushallitus. Åbo Akademi. 115 s. + liitteet. (moniste).
- Kettunen I. 1980. Water quality in the Pyhtää-Virolahti sea area. Finnish Marine Research no 247, p. 87-93.
- Kettunen, I. & Lempinen, P. 1983. Suomenlahden vedenlaatu Pyhtää-Virolahti alueella. Vesihallitus. Tiedotus nro 229, 329 s.
- Koroleff, F. 1979. Meriveden yleisimmät kemialliset analyysimenetelmät. Merentutkimuslaitos. Meri nro 7, 60 s.
- Koroleff, F. 1980. Determination of traces of heavy metals in natural waters by AAS after concentration by coprecipitation. Proceedings of the 12th Conference of the Baltic Oceanographers, Leningrad, 1980. (moniste).
- Niemi, Å. 1975. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. II. Primary production and environmental conditions in the archipelago and the sea zone. Acta Botanica Fennica no 105, 73 p.
- Palmen, E. 1930. Untersuchungen über die Strömungen in den Finland umgebenden Meren. Societas Scientiarum Fennica. Commentationes Physico - Mathematicae V 12, 94 s.

- Partanen, P. 1984a. Merialueen Pyhtää-Kotka-Hamina tarkkailututkimus 1983. Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys ry:n tiedonantoja nro 5, 40 s. (moniste).
- Partanen, P. 1984b. Kasviplanktonin perustuotantokykytutkimukset Ruotsalaisella, Konnivedellä, Arrajärvellä, Lappalanjärvellä, Vekarajärvellä, Kymijoella sekä Pyhtään, Kotkan ja Haminan merialueilla vuonna 1983. Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys ry:n tiedonantoja nro 7, 19 s. (moniste).
- Partanen, P. 1985. Merialueen Pyhtää-Kotka-Hamina tarkkailututkimus v. 1984. Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys ry:n tiedonantoja nro 10, 34 s. (moniste).
- Perttilä, M., Tulkki, P. & Pietikäinen, S. 1980. Mean values and trends of hydrographical and chemical properties in the Gulf of Finland 1962-1978. Finnish Marine Research no 247, p. 38-50.
- Pitkänen, H., Niemi, J., Sarkkula, J. & Sandman, O. 1986. Phosphorus and nitrogen balance of a coastal bay. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja no 68, p. 84-90.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P. 1987. The state of the Finnish coastal waters 1979-1983. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja nro 8, 167 s.
- Pitkänen, H., Puolanne, J., Pietarila, M., Lääne, A., Loigu, E., Kuslap, P. & Raia, T. 1988. Pollution load on the Gulf of Finland in 1982-1984. A report of studies under the Finnish-Soviet Working Group on the Protection of the Gulf of Finland. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja nro 22, 29 p.
- Vainio, J. & Launiainen, J. 1987. Merihiekan koenoston 1985 ympäristövaikutukset. Sameusmittaukset Variosensmittalaitteella. 13 s. (moniste).
- Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Tiedotus nro 213, 136 s.
- Ympäristöministeriö 1987. Merihiekkatyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja C/23/1987, 195 s.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA

1. Julkaiseminen vesi- ja ympäristöhallinnossa. Helsinki 1987.
2. Heikkilä, Raimo: Kyrönjoen deltan sedimenttitutkimus 1983-1985. Helsinki 1986.
3. Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran; Sarvala, Jouko: Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana.
Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran: Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavasta vedestä. Helsinki 1986.
4. Vesistöhankeiden vaikutusten arviointi. Helsinki 1986.
5. Talsi, Tuija: Porvoon edustan merialueen tila ja sen kehitys vuosina 1965-1984. Helsinki 1987.
6. Lax, Hans-Göran: Vattenkvalitet och longitudinell zonerings hos makrozoobentos i forsavnitt i Malax å (västra Finland). Helsinki 1987.
7. Korhonen, Markku; Oikari, Aimo: Järvisimpukka (Anodonta piscinalis) kloorifenolien ilmentäjänä Etelä-Saimaalla. Helsinki 1987.
8. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Miettinen, Veijo; Ekholm, Petri: The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. Helsinki 1987.
9. Forsius, Martin: Suomen järvien alueellinen happamuustilanne. Helsinki 1987.
10. Laikari, Hannu: Aktiivilietepuhdistamon pystyselkeyttimen lietepatjan simulointimalli. Helsinki 1987.
11. Palko, Jukka; Saari, Markus: Lapväärtin-Isojoen vesistöalueella sijaitsevan Storsjön järvikuvion happamat sulfaattimaat.
Palko, Jukka; Myllymaa, Urpo: Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue.
Palko, Jukka; Räsänen, Matti; Alasaarela, Erkki: Luodon-Ojanjärven valuma-alueen maaperän ja vesistön happamuuskartoitus. Helsinki 1987.
12. Eloranta, Pertti: Hapro-projektin perifytonleviä koskevat tutkimukset vv. 1984-85.
Huttunen, Pertti; Hovi, Arto; Hämäläinen, Heikki: Virtaavien vesien pohjaeläimet ja happamoituminen.
Kortelainen, Pirkko; Orgaanisen aineen vaikutus pintavesien happamuuteen - kirjallisuus selvitys. Helsinki 1987.

13. Nenonen, Marjaleena (toim.): Kemijärven tila ja kalatalous. Helsinki 1987.
14. Manninen, Pertti: Gonyostomum semen (Ehrenb.) Dies. Raphidophyceae kannan tiheys ja elinolosuhteet humuspitoisissa lammissa. Helsinki 1987.
15. Vesihuoltolaitokset 31.12.1986. Helsinki 1987.
16. Nybom, Carita: Vesikasvien poiston koetoiminta vuosina 1972-1986. Helsinki 1988.
17. Lax, Hans-Göran; Vainio, Taru: Återhämtning hos makrozoobentos i littoralen och på mjukbotten efter Eira olyckan.
Lax, Hans-Göran; Vainio, Taru: Akvarietest av responsen på olja och dispergeringsmedel hos Lymnaea peregra (mollusca).
Lax, Hans-Göran; Vainio, Taru: Raakaöljyn vaikutus Lymnaea peregran käyttäytymiseen akvaariokokeen perusteella, Helsinki 1988.
18. Heikkinen, Kaisa; Alasaarela, Erkki: Happamoituneiden vesistöjen neutralointi - kirjallisuuskatsaus. Helsinki 1988.
19. Palko, Jukka: Happamien sulfaattimaiden kuivatus ja kalkitus Limingan koekentällä 1984-1987. Helsinki 1988.
20. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Helsinki 1988.
21. Palko, Jukka; Merilä, Eero; Heino, Soini: Maankuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. Helsinki 1988.
22. Pitkänen, Heikki; Puolanne, Juhani; Pietarila, Matti; Lääne, Ain; Loigu, Enn; Kuslap, Peep; Raia, Tiiu: Pollution load on the Gulf of Finland. Helsinki 1988.
23. Airila, Jukka: Bishopin vakavuuslaskentamenetelmän integraaliratkaisu ja minimivarmuuskertoimen määrääminen gradienttimenetelmällä. Helsinki 1988.
24. Lätti, Mervi: Vesiensuojelu ja kansanliikkeet. Helsinki 1988
25. Hynninen, Pekka: Veden laadun kehityksestä Kiiminkijoen vuosina 1971-1985. Helsinki 1988.