



LEA KAUPPI, OLAVI SANDMAN, SEPPO KNUUTILA, KRISTIINA ESKONEN,
ANITA LIEHU, SINIKKA LUOKKANEN & MAARIT NIEMI

MAANKÄYTÖN MERKITYS VESIEN KÄYTÖLLE HAITALLISTEN SINILEVÄKUKINTOJEN ESIINTYMISESSÄ

Sammandrag: Markanvändningens betydelse för uppkomsten av massblomning av blågröna alger som inverkar ofördelaktigt på utnyttjande av vattendragen

LEA KAUPPI, OLAVI SANDMAN, SEPPO KNUUTTILA, KRISTIINA ESKONEN,
ANITA LIEHU, SINIKKA LUOKKANEN & MAARIT NIEMI

MAANKÄYTÖN MERKITYS VESIEN KÄYTÖLLE HAITALLISTEN SINILEVÄKUKINTOJEN ESIINTYMISESSÄ

**Sammandrag: Markanvändningens betydelse för uppkomsten av massblomning
av blågröna alger som inverkar ofördelaktigt på utnyttjande av vattendragen**

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

Etukannen kuva:
Sinileväkukinta Vihdin Enäjärvellä elokuussa 1987
Kuva: Seppo Knuuttila

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

ISBN 951-47-3614-1
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1990

Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus

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

Lea Kauppi, Olavi Sandman, Seppo Knuuttila, Kristiina Eskonen, Anita Liehu, Sinikka Luokkanen ja Maarit Niemi

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä
(Markanvändningens betydelse för uppkomsten av massblomning av blågröna alger som inverkar ofördelaktigt på utnyttjande av vattendragen)

Julkaisun laji

Tutkimusraportti

ToimeksiantajaToimielimen asettamispvmJulkaisun osatTiivistelmä

Tutkimuksessa selvitettiin viime vuosina runsaina esiintyneiden sinileväkukintojen syytä. Erityisesti tutkittiin rehevöitymisen riippuvuutta valuma-alueen maankäytöstä ja jätevesikuormituksesta. 60:stä tutkimusjärvestä 16:sta tehtiin sedimenttitutkimus rehevöitymisen historian selvittämiseksi.

Tutkimusjärvet jakautuvat kolmeen vallitsevan maankäytön ja kuormituksen suhteen erilaiseen ryhmään: jätevesien kuormittamat, maatalouden kuormittamat ja metsätalouden kuormittamat järvet. Nämä ryhmät eroavat toisistaan myös rehevöitymisen ajallisessa kehityksessä.

Jätevesien viemärointi ja johtaminen vesistöön yleistyi vasta tällä vuosisadalla, joten rehevöitymiskehitys on yhdyskunta- ja teollisuusjätevesien kuormittamissa järvissä ollut nopea. Myös metsätalouden kuormittamien järvien rehevöityminen näyttää tapahtuneen suhteellisen myöhään.

Kaikki tutkimusjärvet, joita luonnehtii maatalouden kuormitus, ovat sedimenttitutkimuksen perusteella puolestaan olleet reheviä ainakin koko sen ajanjakson, jonka nyt tehty sedimenttitutkimus kattaa. Eräissä tapauksissa rehevöityminen on kuitenkin edelleen voimistunut viime vuosikymmeninä.

Eroosio ja ravinnekuormitus pelto- ja metsäalueilta on eri suuruusluokkaa. Vesistöjen tilan huononemisen estämiseksi olisikin erittäin tärkeää tutkia, millaisilla maanviljelystoimenpiteillä peltokuormitusta voitaisiin vähentää.

Asiasanat (avainsanat)

sinilevät, rehevöityminen, maankäyttö, jätevesikuormitus, maatalous, metsätalous, sedimentti

Muut tiedotSarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja-sarja A 48

ISBN

951-47-3614-1

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

55

Kieli

Suomi

HintaLuottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

Valtion painatuskeskus

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus

Utgivare

Vatten- och miljöstyrelsen

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

Lea Kauppi, Olavi Sandman, Seppo Knuuttila, Kristiina Eskonen, Anita Liehu, Sinikka Luokkanen ja Maarit Niemi

Publikation (även den finska titeln)

Markanvändningens betydelse för uppkomsten av massblomning av blågröna alger som inverkar ofördelaktigt på utnyttjande av vattendragen

(Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä)

Typ av publikation

Forskningsrapport

UppdragsgivareDatum för tillsättandet av organetPublikationens delarReferat

I undersökningen utreddes orsakerna till de massiva förekomsterna av blågröna alger under de senaste åren. Särskilt studerades betydelsen av tillrinningsområdets markanvändning och spillvattenbelastningen för eutrofieringen. I 16 av de 60 studerade sjöarna utfördes sedimentundersökningar för att utreda eutrofieringens historiska förlopp.

De undersökta sjöarna faller inom tre grupper på basen av den dominerande markanvändningen och belastningen: sjöar belastade av spillvatten, sjöar belastade av lantbruk samt sjöar belastade av skogsbruk. Dessa tre grupper skiljer sig från varandra även genom eutrofieringens tidsmässiga utveckling.

Avledande av spillvatten till vattendrag i större skala blev allmänt först under detta århundrade, och eutrofieringen har framskridit snabbt i sjöar som belastas av kommunalt- eller industrispillvatten. Även i de sjöar som belastas av skogsbruk har eutrofieringen uppträtt relativt sent.

Alla de sjöar som påverkas främst av sådan belastning som uppkommit genom lantbruksaktivitet, har på basen av sedimentundersökningarna varit eutrofa åtminstone under hela den period som täcks av sedimentproverna. I vissa fall har eutrofieringen ändå ytterligare framskridit under de senaste årtiondena.

Erosionen och närsaltbelastningen från åkermark är av en annan storleksordning jämfört med skogsmark. För att förhindra en försämring av vattendragens tillstånd vore det av stor vikt att undersöka med vilka åtgärder inom det praktiska lantbruket belastningen kunde minskas.

Nyckelord

blågröna alger, eutrofiering, markanvändning, spillvattenbelastning, lantbruk, skogsbruk, sediment

Övriga uppgifterSeriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer-serie A48

ISBN

951-47-3614-1

ISSN

0786-9592

Sideantal

55

Språk

Finska

PrisSekretessgrad

Offentlig

Distribution

Statens tryckericentral

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen

ALKUSANAT

Tämä tutkimus on tehty pääosin vesi- ja ympäristöhallituksen vesi- ja ympäristöntutkimustoimistossa ja Mikkelin vesi- ja ympäristöpiirissä. Tutkimusta on osaltaan ollut rahoittamassa Suomen Luonnonvarain Tutkimussäätiö, jolle osoitamme parhaat kiitoksemme. Tutkimuksen edellyttämää analysointityötä on tehty VTT:ssä sekä Kymen, Mikkelin, Kuopion ja Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiirissä. Arvokkaita kommentteja on saatu MMT Pertti Heinoselta. Monivaiheisen tekstinkäsittelytyön on tehnyt toimistovirkailija Pirjo Lehtovaara. Esitämme kiitoksemme kaikille työn valmistumista edistäneille.

Tekijät

S I S Ä L L Y S

	Sivu
ALKUSANAT.....	5
1 JOHDANTO.....	8
2 SINILEVÄKUKINTOJEN ESIINTYMINEN.....	9
3 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	11
3.1 Tutkimusalueet.....	11
3.2 Valuma-alueen maankäyttöselvitykset.....	13
3.3 Järvien hydrografiaa ja veden laatua koskevat tiedot.....	13
3.4 Sedimenttitutkimukset.....	13
3.4.1 Sedimenttien ajoitus.....	13
3.4.2 Sedimentin kemialliset analyysit.....	15
3.4.3 Piileväanalyysi.....	15
3.4.4 Cladocera-analyysi.....	16
4 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU.....	17
5 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	29
6 KIRJALLISUUS.....	34
LIITTEET.....	39

1 JOHDANTO

Sinileväkukinnat eivät ole mikään uusi ilmiö vesissä. Sinileväthän ovat yksi vanhimpia eliöryhmiä maapallolla. Myös voimakkaita kukintoja on havaittu eri puolilla maailmaa 1800-luvulta lähtien. Ensimmäinen kirjattu tapaus Suomesta on vuodelta 1928, jolloin lehmiä kuoli Vesijärvellä juotuaan runsaasti sinilevää sisältävää vettä (Hindersson 1933).

Kukintoja on totuttu pitämään ilmiönä, joka esiintyy rehevissä, useimmiten asumajätevesien pitkään kuormittamissa järvissä. Yleisin esiintymisaika on loppukestä, jolloin vesien lämpötila on korkeimmillaan. Tosin tiedetään kukintoja voivan esiintyä myös talvela jään alla (Keto 1985).

Uutta on sen sijaan ilmiön laajuus. Vuosina 1985-86 toteutetun kartoitustutkimuksen yhteydessä vesi- ja ympäristöntutkimustoimistoon ja Helsingin yliopiston mikrobiologian laitokselle lähetettiin 188 leväkukintanäytettä tutkittavaksi. Vaikka osasyynä suureen näytemäärään saattaa olla ihmisten lisääntynyt tietoisuus ja huolestuneisuus ympäristöstään, on ilmeistä, että kukinnat todellisuudessaakin ovat yleistyneet.

Sinileväkukinnat alentavat vesien käyttöarvoa. Runsaasti levää sisältävä vesi on esteettisesti epämiellyttävää ja siitä voi koitua uimareille terveydellistäkin haittaa. Raakavesihuollon kannalta ongelmat ovat vakavampia. Jo pitkään on tiedetty sinilevien aiheuttavan juomaveteen pahaa makua, mutta todella ongelmalliseksi tilanne muodostuu, jos raakavesilähteenä käytetyssä vesistössä esiintyy toksiineja tuottava sinileväkukinta. Levämyrkyt saattavat kulkeutua vedenpuhdistusprosessien läpi ja aiheuttaa sitä kautta terveysriskin veden käyttäjille. Vaikka toksiinien kemiallinen rakenne tunnetaan jo varsin hyvin, ei ole pystytty selvittämään niiden tuoton geneettisiä ja biokemiallisia mekanismeja. Tiedetään vain, että useat lajit tuottavat myrkkyyä ja, että sama laji voi jopa samassa järvessä olla välillä myrkyllinen ja toisella hetkellä taas ei (Sivonen ja Lahti 1987).

Vesiensuojelun kannalta leväkukintojen yleistyminen on ollut epämiellyttävä yllätys. Voimakkaaseen asumajätevesikuormituksen alenemiseen suhteutettuna muutokset vesistöjen tilassa eivät ole vastanneet odotuksia. Tämän on arveltu johtuvan sisäisestä kuormituksesta ja hajakuormituksen kasvusta.

Osa kukintajärvistä on hyvin tutkittuja ja niiden kuormitustekijät tunnetaan (esim. Lahden Vesijärvi, Tuusulanjärvi). Useimmissa tapauksissa ei ole kuitenkaan tiedossa mitään erityistä syytä rehevöitymiseen. Tämän perusteella on pääteltävissä, että valuma-alueen maankäyttöön liittyvillä tekijöillä saattaisi olla merkitystä. Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään maankäytön osuutta sinileväkukintojen esiintymi-

sessä. Tutkimuksen kohteet valittiin niistä järvistä, joista oli lähetetty leväkukintanäyte vuosina 1985 ja/tai 1986.

2 SINILEVÄKUKINTOJEN ESIINTYMINEN

Sinileväkukinnan syntymisen edellytyksenä on sopiva fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten tekijöiden yhdistelmä vesimassassa. On ilmeistä, ettei mikään yksittäinen ympäristötekijä kuten vesipatsaan stabiilisuus, runsas kuormitus, valo tai lämpötila yksinään voi aiheuttaa haitallista kukintaa.

Syy-yhteyksien selvittämistä vaikeuttaa eri sinilevä-lajien erilainen ekologia (esim. ravinteiden kierto nopeus, kemotaktisuus, ravinteiden varastointikyky, lepovaiheet ja vertikaalinen liikkuvuus). Paerlin (1988) mukaan seuraavien fysikaalis-kemiallisten tekijöiden yhdistelmä hyvin suurella todennäköisyydellä johtaa sinileväkukinnan syntymiseen:

- kerrostunut ja horisontaalisesti liikkumaton vesimassa
- lämmin sää
- voimakas auringonsäteily
- lisääntynyt ravinnekuormitus (P, N)
- lisääntynyt orgaaninen kuormitus (DOC, POC)
- hivenmetallien riittävä saatavuus
- lepovaiheiden säilymiselle sopiva pohjasedimentti

Lisäksi seuraavat bioottiset tekijät voivat edistää kukinnan syntyä:

- levä-bakteeri -synergismi (lisää ravinteiden kierto nopeutta)
- levä-mikrokuluttaja -synergismi (lisää ravinteiden kierto nopeutta)
- leviä syövien eläinplanktonlajien (vesikirput) vähäisyys

Sinilevien runsas esiintyminen vesistössä ei ole välttämättä merkki eutrofiasta; toisaalta eutrofiset olosuhteet eivät aina johda sinileväkukintaan. Keskeinen fysikaalinen tekijä, joka näennäisesti ristiriitaisessa tilanteissa on ratkaiseva, on vesimassan kerrostuneisuus/kerrostumattomuus (Reynolds ja Walsby 1975, Steinberg ja Hartmann 1988). Voimakas vertikaalinen kerrostuminen mahdollistaa sinilevien hakeutumisen kasvun kannalta kulloinkin optimaaliseen vesikerrokseen. Tämä syvyys voi vaihdella vuorokaudenkin aikana, riippuen valon ja ravinteiden edullisimman yhdistelmän sijainnista (van Liere ja Walsby 1982). Esimerkiksi Anabaena circinaliksen on todettu voivan liikkua 50 m/vrk ja Microcystis aeruginosan jopa 140 m/vrk (Reynolds ja Walsby 1975). Tämä ominaisuus antaa näille leville merkittävän kilpailuedun passiivisesti liikkuviin leviin verrattuna. Sinilevät voivat reagoi-

da ympäristöolosuhteiden muutoksiin kelluvuuttaan muuttamalla jopa muutamassa minuutissa.

Solujen kaasurakkuloiden kokoon vaikuttavat ensi sijassa samat ympäristötekijät, joista fotosynteesi on riippuvainen (Van Liere ja Walsby 1982). Näin ollen sinilevien nousu pintaan on seurausta fotosynteesille epäoptimaalisista olosuhteista syvemmissä vesikerroksissa: sekä heikko valaistus että epäorgaanisen hiilen puute voivat lisätä sinilevien kelluvuutta (Paerl 1983). Liukoisen tyypin loppuminen puolestaan vähentää tyypeä sitomattomien lajien kelluvuutta. Fosforilla ei ole todettu olevan merkittävää vaikutusta sinilevien vertikaaliseen liikkeeseen (Paerl 1988).

Sinilevät pystyvät käyttämään epäorgaanista hiiltä muita leväryhmiä tehokkaammin. Syynä on ensinnäkin se, että ne pystyvät käyttämään bikarbonaattia hiilen lähteenään (HCO_3^- on tärkein hiilen muoto pH 9:ssä) (King 1970, Cheng ja Colman 1974, Marcus ym. 1982). Lisäksi niillä on alhainen CO_2 -kompensaatiopiste ja vähäinen fotorespiraatio. Nämä ominaisuudet ovat eduksi voimakkaassa valaistuksessa ja korkeassa pH:ssa. Emäksisissä olosuhteissa Anabaena- ja Aphanizomenon -sukujen sinilevien onkin todettu syrjäyttävän viher- ja piilevät; vastaavasti alle pH 7:ssä tilanne on päinvastainen (Shapiro 1973).

Kerrostuneissa eutrofisissa järvissä pH nousee usein päivällä korkeaksi voimakkaan hiilidioksidin kulutuksen vuoksi. Kerrostumattomat eutrofiset järvet saavat epäorgaanisen hiilen täydennystä ilmasta ja sedimentistä. Tästä syystä niiden kasviplanktonyhteisöt ovat monimuotoisempia eikä kukintoja juuri esiinny (Schindler ym. 1972).

Sinilevät ovat siis sopeutuneet olosuhteisiin, joita luonnehtivat lämpötilakerrostuneisuuden aiheuttamat stagnaatiovaiheet edellyttäen, että ilmastolliset ja ravinnetekijät suosivat niiden kasvua. Alkuun päästyään kukinta ylläpitää olosuhteita (korkea pH, varjosuus), jotka edelleen suosivat sinilevien kasvua muun kasviplanktonin kustannuksella (Paerl 1988). Esimerkiksi Anabaena ja Microcystis -lajien on todettu kykenevän vastustamaan foto-oksideaatiota (Eloff ym. 1976). Lisäksi Microcystis fotosynteesimaksimi a-klorofylliä kohden laskettuna havaittiin pintapopulaatioissa. Eukaryoottisilla lajeilla sen sijaan todettiin selvä hiilidioksidin assimilaation aleneminen pinnassa. Microcystis kestää lisäksi huomattavassa määrin UV-säteilyä (Paerl ja Kellar 1979, Paerl 1985). Kaiken kaikkiaan sinilevien tapa muodostaa pintakukintoja edustaa pitkälle kehittynyttä tapaa välttää niukkoja valaistusoloja ja CO_2 -pitoisuuksia.

Stabiileissa järvisysteemeissä, joihin kohdistuu voimakas typpi- ja fosforikuormitus, kukinnan muodostaa usein vain yksi Microcystis- tai Oscillatoria-laji. Niissä järvissä, joihin tulee runsaasti fosforikuormitusta, vallitsevina ovat tyypeä sitovat Anabaena, Aphanizomenon ja Gleotrichia. Vähemmistönä voivat

esiintyä sekä Oscillatoria että Microcystis. Hyvin suojaisissa järvissä eri Oscillatoria -lajit voivat olla vallitseva leväryhmä, vaikka veden fosforipitoisuus olisi vain $10-15 \mu\text{g l}^{-1}$. Alhaisissa ravinnepitoisuuksissa Oscillatorian populaatiomaksimi esiintyy yleensä syvemmillä ja pintakukinnat yleistyvät vasta, kun ravinteita on runsaasti (Reynolds ja Walsby 1975, Edmonson 1970).

N:P-suhdetta on käytetty (Smith 1983) pyrittäessä ennustamaan, milloin ja missä järvissä sinileväkukintoja mahdollisesti tulee esiintymään. Arviointien luotettavuutta heikentää kuitenkin se, että fysikaalisesti kerrostuneessa järvessä ravinnesuhde vaihtelee syvyyden mukaan. Sinilevät, jotka pystyvät säätelemään esiintymissyvyyttään, voivat hakeutua ravinnevaatimuksiensa kannalta optimaaliseen ympäristöön. Lisäksi useat matalat eutrofiset järvet kerrostuvat vain lyhyiksi ajoiksi, muutamasta päivästä korkeintaan pariin viikkoon, ja ravinnesuhde voi olla stagnaatiojaksojenkin aikana hyvin vaihteleva. Karkeana sääntönä voidaan kuitenkin pitää, että tyypeä sitovat sinilevät ovat vallitseva leväryhmä, kun fosforia on riittävästi, fysikaaliset olosuhteet ovat suotuisat ja tyyppi on rajoittava kasvutekijä.

Riippumatta ravinnesuhteista järviin tuleva liiallinen ravinnekuormitus usein johtaa haitallisiin sinileväkukintoihin. Tämän tutkimuksen järvistä valtaosalle oli osoitettavissa yksi tai useampia kuormitustekijöitä, joiden voitiin katsoa vaikuttaneen järven tilaan haitallisesti. Se, minkä asteiseksi ravinnekuormituksen haitat lopulta muodostuvat, riippuu olennaisesti järven hydrografiasta ja morfometriasta, hydrologisista ja sääolosuhteista sekä bioottisista, järven ravintoketjun rakenteeseen liittyvistä tekijöistä. Kuitenkin lähes ainoa seikka, johon voidaan vesiensuojelullisin toimenpitein vaikuttaa, on ulkoinen (ja jossain määrin sisäinen) kuormitus.

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

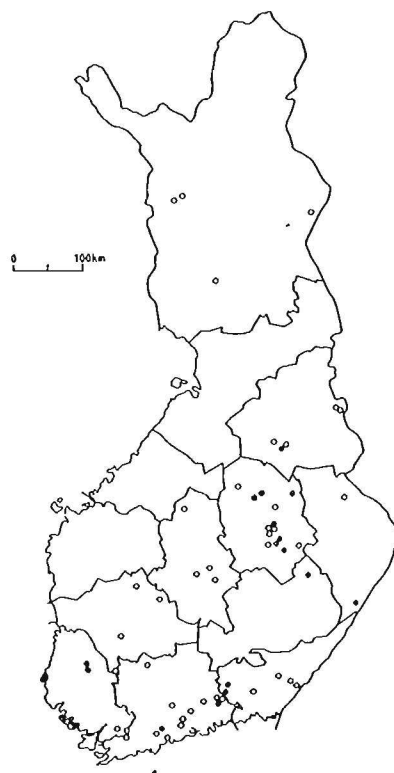
3.1 TUTKIMUSALUEET

Tutkimusjärvet (yhteensä 60) valittiin sinilevien terveyshaittoja käsittelevän tutkimuksen kohteista (taulukko 1). Valintaperusteena oli ensisijaisesti se, että järven valuma-alue oli helposti rajattavissa ja näin ollen myös maankäyttö voitiin kohtuudella selvittää. Tutkimusjärvet painottuivat Etelä-Suomeen (kuva 1), osittain siksi, että sinileväkukintoja esiintyy enemmän Etelä- kuin Pohjois-Suomessa, osittain myös siksi, että Etelä-Suomessa kukinnat havaitaan helpommin ja koetaan haitallisiksi intensiivisemmästä virkistyskäytöstä johtuen.

Osasta maankäyttöselvityksiin valituista järvistä tehtiin myös sedimenttitutkimus (kuva 1). Pyrkimyksenä oli ottaa mukaan sedimenttitutkimukseen maankäytöltään

Taulukko 1. Tutkimusalueiden sijainti kunnittain, vesi- ja ympäristöpiireittäin (VYP) ja vesistöalueittain.

Järvi	Kunta	VYP	Vesistö- alue	Järvi	Kunta	VYP	Vesistö- alue
Säyhtee	Artjärvi	Hevy	16.00	Ätäskö	Kitee	PKvy	04.39
Villikkalanjärvi	- " -	"	16.00	Muntsurinjärvi	Lieksa	"	04.43
Pyhäjärvi	- " -	"	16.00				
Mallusjärvi	Mäntsälä	"	18.03	Vuojärvi	Laukaa	Ksvy	14.32
Kilpijärvi	- " -	"	19.00	Suojärvi	Suolahti	"	14.41
Paalijärvi	Riihimäki	"	21.02	Karkausjärvi	Kinnula	"	14.45
Rusutjärvi	Tuusula	"	21.08	Pieni-Uurainen	Uurainen	"	14.65
Tuusulanjärvi	- " -	"	21.08				
Enäjärvi	Vihti	"	22.00	Salmijärvi	Kajaani	Kavy	59.33
Kotojärvi	- " -	"	23.09	Kuivajärvi	Suomussalmi	"	59.63
Savijärvi	Sipoo	"	81.03	Pieni Kuivajärvi	- " -	"	59.63
Pitkäjärvi	Espoo	"	81.03	Sotkamojärvi	Sotkamo	"	59.82
				Särkinen	- " -	"	59.86
Kirkkojärvi	Kisko	Tuvy	24.02				
Ylisjärvi	Muurla	"	24.04	Sierijärvi	Rovaniemen mlk.	Lavy	65.21
Hirsijärvi	Kisko	"	24.06	Saukkojärvi	Salla	"	65.47
Ilmiinjärvi	Köyliö	"	34.05	Kalloyjärvi	Kittilä	"	65.56
Köyliönjärvi	- " -	"	34.05	Syväjärvi	- " -	"	65.56
Kuralanjärvi	Ryamättylä	"	82.06				
Taattistenjärvi	Merimasku	"	82.06				
Lotilanjärvi	Valkeakoski	Tavy	35.22				
Iso-Kangasjärvi	Vilppula	"	35.33				
Valkjärvi	Hämeenkyrö	"	35.51				
Vehkajärvi	Punkalaidun	"	35.94				
Maatianjärvi	Virrat	"	42.07				
Hanhijärvi	Lappeenranta	Kvyv	06.00				
Hyvikäs	- " -	"	06.00				
Urajärvi	Iitti	"	14.12				
Rautjärvi	Valkeala	"	14.18				
Keskinen	Lemi	"	14.19				
Sääskjärvi	Iitti	"	16.00				
Parkinlampi	Heinävesi	Mivy	04.27				
Hormajärvi	Vehmersalmi	Kuvy	04.27				
Karpjärvi	Sillinjärvi	"	04.27				
Pieni Salminen	Kuopio	"	04.28				
Iso-Ahmo	Iisalmi	"	04.51				
Kirmanjärvi	- " -	"	04.51				
Korkeenjärvi	Kiuruvesi	"	04.55				
Koirajärvi	Kuopio	"	04.61				
Vaaranlampi	- " -	"	04.61				
Valkeinen	Varpaisjärvi	"	04.63				
Ahmo	Sillinjärvi	"	04.65				
Kevätön	- " -	"	04.65				
Pyylampi	- " -	"	04.65				
Ylä-Keyrittö	Rautavaara	"	04.67				
Kourulampi	Tuusniemi	"	04.69				



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti.
• = myös sedimenttitutkimus

ja kuormitukseltaan erityyppisiä järviä. Monet tutkimusjärvet olivat matalia, mikä heikensi niiden soveltuvuutta pohjakerrostumatutkimukseen. Kaikkiaan sedimenttitutkimus tehtiin 16 järvestä.

3.2 VALUMA-ALUEEN MAANKÄYTTÖSELVITYKSET

Tutkimusjärvien valuma-aluekijöiden selvittämiseksi lähetettiin asianomaisille vesi- ja ympäristöpiireille kyselylomake (liite 1), jossa kysyttiin valuma-alueen ja järven pinta-ala, valuma-alueen maankäytön jakauma, viljelykasvit, metsäojitukset ja -lannoitukset, asutus, pistemäiset kuormittajat. Lomakkeen tietoja täydennettiin eräiltä osin haastattelemalla paikallisia asukkaita. Eräistä järvistä oli myös olemassa julkaistuja raportteja.

3.3 JÄRVIEN HYDROGRAFIAA JA VEDEN LAATUA KOSKEVAT TIEDOT

Maankäyttöä koskevassa kyselylomakkeessa vesi- ja ympäristöpiirejä pyydettiin myös ilmoittamaan järven syvyys- ja tilavuustiedot sekä näytteenottoapaikkojen sijainti (koordinaatit). Vedenlaatutiedot poimittiin vesi- ja ympäristöhallituksen vedenlaaturekisteristä. Muutamien järvien vedenlaatutiedot saatiin erillistutkimuksista. Kullekin järvelle laskettiin kesäaikaista havainnoista kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuskeskiarvot. Niistä järvistä, joista havainnot oli runsaasti, tarkasteltiin myös veden laadun muuttumista.

3.4 SEDIMENTTITUTKIMUKSET

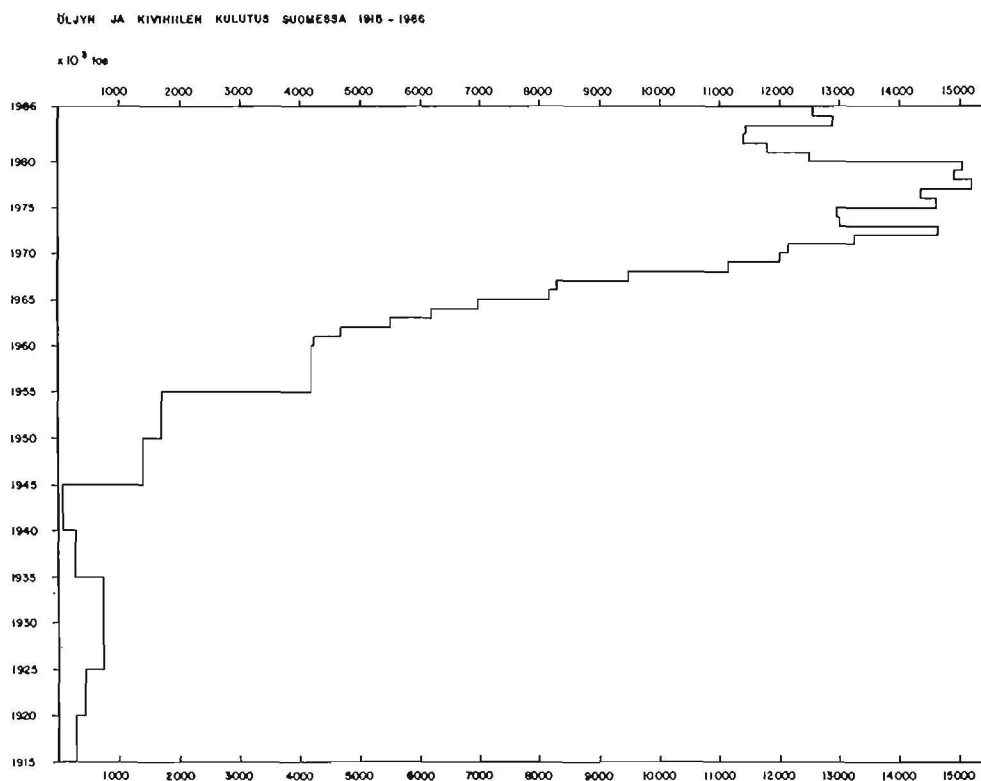
Sedimenttinäytteet otettiin maalis-heinäkuussa v. 1987, paitsi Särkisestä maaliskuussa v. 1986. Näytteenottoapaikat valittiin järven syvyys- ja virtaustietojen perusteella. Sedimenttinäytteenotossa käytettiin painovoimakairaa (Axelsson ja Håkanson 1978), jonka putken sisähalkaisija on 7 cm. Näyteprofiilit ositettiin 1 cm:n (ajoitus ja mikrofossiilit) tai 2 cm:n (sedimenttikemia) viipaleisiin.

3.4.1 S e d i m e n t t i e n a j o i t u s

Sedimentin ajoittaminen on pohjakerrostumatutkimuksessa keskeinen, mutta usein vaikea toimenpide. Tässä tutkimuksessa käytettiin kahta toisistaan riippumatonta menetelmää, nokipalloanalyysiä ja ^{137}Cs -ajoitusta.

Renbergin ja Vikin (1984) kehittämässä nokipalloanalyysissä lasketaan öljyn ja kivihiilen poltossa ilma-kehän kautta sedimenttiin päätyneitä pyöreitä karbonaattikappaleita ja verrataan muutoksia kivihiilen ja öljyn kulutuksen mallikäyrään (kuva 2). Koska paikalliset olosuhteet vaikuttavat partikkeleiden määrään, käyrät saattavat olla vaikeasti tulkittavia. Menetelmä on uusi ja vaatisi alueellisten vertailukäyrien

valmistamista. On ilmeistä, että kaupunkien ja taajamien läheisyydestä löytyy järvisedimenteistä enemmän nokipalloja kuin kauempana päästölähteistä. Nokipallojen määrään vaikuttaa myös kerrostumisnopeus. Tässä aineistossa järvistä löydettyjen nokipallojen maksimimäärä vaihteli 40:n (Parkinlampi) ja 7400:n (Karpjärvi) kpl/g kuiva-ainetta välillä.



Kuva 2. Öljyn ja kivihiilen kulutus Suomessa vuosina 1915-86 (Kauppa- ja teollisuusministeriö, energiaosasto). Diagrammia on käytetty nokipalloanalyysin mallikäyränä. Yksikkö 1 toe = 11,28 MWh.

Toisena menetelmänä käytetty ^{137}Cs -ajoitus perustuu ydinräjäytyksissä ilmakehään joutuneen ja sedimenttiin päätyneen ^{137}Cs -isotoopin maksimiin pohjakerrostumassa (Pennington ym. 1973). Käytettävissä on kaksi maksimijaksoa: 1959-1960 ja 1963-1964, joiden erottaminen toisistaan on kuitenkin usein mahdotonta. Ajoitusmenetelmän tarkkuuteen vaikuttavat valuma-alueella tehdyt toimenpiteet ja cesiumin kerrostumisen jälkeiset liikkeet sedimentissä (Davis ym. 1984). Sedimenttinäytteiden gamma-aktiivisuus mitattiin Helsingin yliopiston ympäristöfysiikan laboratoriossa ja VTT:n reaktorilaboratoriossa. Gammailmaisimena on käytetty HPGe-ilmaisinta (GEM-30195, Ortec), jonka erotuskyky on 1,95 keV ^{60}Co :n 1,33 MeV piikille ja suhteellinen tehokkuus 30 %. Cesium-137 pitoisuuksia laskettaessa on huomioitu näytteen massa, mutta ei näytteen tiheyttä. Näytteiden kuivapaino vaihteli alle 1 g:sta yli 10 g:aan. Mittausaika oli 56000 s eli 15,5 h, joka oli riittävän pitkä hyvän tilastollisen edustavuuden

saavuttamiseksi. Aktiivisuudet palautettiin 1.5.1986 tasolle, jolloin voitiin arvioida Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta peräisin olevan ^{137}Cs :n osuus ^{134}Cs :n pitoisuuden avulla. Tshernobylin laskeuman tunnuspiirteenä on cesiumien suhde 0,5.

Tässä tutkimuksessa nokipallo- ja ^{137}Cs -käyrän välillä oli usein ristiriitaisuuksia, mikä johtuneesi ensisijassa Cs:n liikkeistä mutta myös kerrostumisnopeuden vaihteluista.

3.4.2 Sedimentin kemialliset analyytit

Pohjakerrostuman hehkutushäviö, kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi analysoitiin vesi- ja ympäristöhallinnon käyttämillä standardimenetelmillä (Erkomaa ym. 1977). Tulokset on ilmoitettu kuiva-aineeseen suhteutettuna.

3.4.3 Piileväanalyysi

Piilevät ovat eräs suurimmista ja laajimmalle levinneistä leväryhmistä. Niiden tunnistettavat piikuoret säilyvät sedimentissä. Ryhmän ekologia tunnetaan poikkeuksellisen hyvin ja suuri lajimäärä lisää analyysin käyttökelpoisuutta, mutta myös suorittamisen vaikeutta.

Useimmilla piilevillä on ympäristötekijöiden ja erityisesti veden happamuuden suhteen omat optimaalisuhteensa, joilla ne esiintyvät verraten ahdasrajaisesti. Piilevät sijoitetaan yleisesti Hustedtin luomaan viiteen happamuusluokkaan (Hustedt 1937 - 1939).

Luokka		pH-optimi
alkalibiontti	(alkb)	pH 7:n yläpuolella
alkalifiili	(alkf)	pH 7:n lähellä, optimi sen yläpuolella
indifferentti	(ind)	pH 7:n lähellä, kummallakin puolella yhtä runsaana
asidofiili	(acf)	pH 7:n lähellä, optimi sen alapuolella
asidobiontti	(acb)	pH 7:n alapuolella, optimi pH 5,5 tai alempi

Myöhemmin on kehitetty em. luokkiin pohjautuvia piileväindeksejä, joiden avulla piilevälajiston ja veden pH:n suhdetta on voitu vertailla tarkemmin (Nygaard 1956). Edelleen nykyistä ja fossiilista lajistoa vertailemalla on saatu kaavat, joiden avulla voidaan laskea pH:n muutokset (Meriläinen 1967: index α , Renberg ja Hellberg 1982: index β).

Rehevissä järvissä veden pH nousee yhteyttämisen seurauksena vapaan hiilidioksidin määrän vähetessä. Näin piilevien ilmentämiä pH:n muutoksia voidaan

käyttää järven rehevyytason muutosten mittarina. Lisäksi on joukko voimakkaasti rehevyyttä indikoivia piilevälajeja, joiden esiintymistä voidaan käyttää pH-havaintojen tukena.

Piileväanalyysi tehtiin sedimentin ylimmistä 15 - 20 cm:stä. Osanäytteet otettiin sedimenttipatsaan keskeltä. Kerrostumaa otettiin pieni määrä koeputkeen, johon lisättiin absoluuttista alkoholia 10-20 ml. Näyte homogenisoitiin varovasti lasisauvalla sekoittamalla ja laimennettiin alkoholilla. Eloperäisen aineen hajottamiseksi näytettä käsiteltiin lopuksi hetki ultraäänellä. Kiinnitykseen käytettiin Naphrax-hartsia.

Piilevien tunnistamisessa käytettiin Mölderin ja Tynnin (1967-1973) julkaisuja sekä Hustedtin (1927-1966, 1930, 1937-1939) oppaita. Kultaleväkystien laskennassa käytettiin apuna Nygaardin (1956) kuvaustoa. Piilevien avulla rekonstruoidut pH:t on laskettu Meriläisen (1967) mukaan (index α) ja Renbergin ja Hellbergin (1982) mukaan (index β). Lajiston kehitystä kuvaamaan käytettiin myös DCA-ohjelmaa (Detrended Correspondence Analysis, Cornell University).

Piilevälaskennan alkuperäistulokset on talletettu magneettinauhalle, jota säilytetään vesi- ja ympäristöhallituksen vesi- ja ympäristöntutkimustoimistossa.

3.4.4 Cladocera - analyysi

Chydorus sphaericuksen (s.l.) ekologia on ristiriitainen. Eräiden tutkijoiden (Mueller 1964, Megard 1967) mukaan laji ei valikoi elinympäristöään ja on todellinen kosmopoliitti. Toisaalta Järnefelt ym. (1963) luokittelivat lajin 1. luokan eutrofiailmentäjäksi. Freyn (1960) mukaan ravinnerikkaiden järvien suuret Chydorus sphaericus -määrät olisivat seurausta lajin kyvystä sopeutua puoliplanktiseen elintapaan, jolloin se käyttäisi ravintonaan planktisia sinileviä. Muut lajit eivät ilmeisesti ole niin joustavia elinympäristövaatimuksissaan ja tuhoutuvat runsasravinteissa järvissä, joissa on köyhä litoraalifloora (Whiteside 1970). Myöskin Goulden (1964) mainitsee Chydorus sphaericuksen olevan yleisin lauhkean vyöhykkeen järvissä, joissa esiintyy sinileväkukintoja.

Näin voitaisiin päätellä Chydorus sphaericuksen (s.l.) olevan vallitseva järvissä, joille on ominaista suuri kasviplanktontuotanto, mutta että sitä toisaalta lähes aina esiintyy riippumatta vallitsevista olosuhteista.

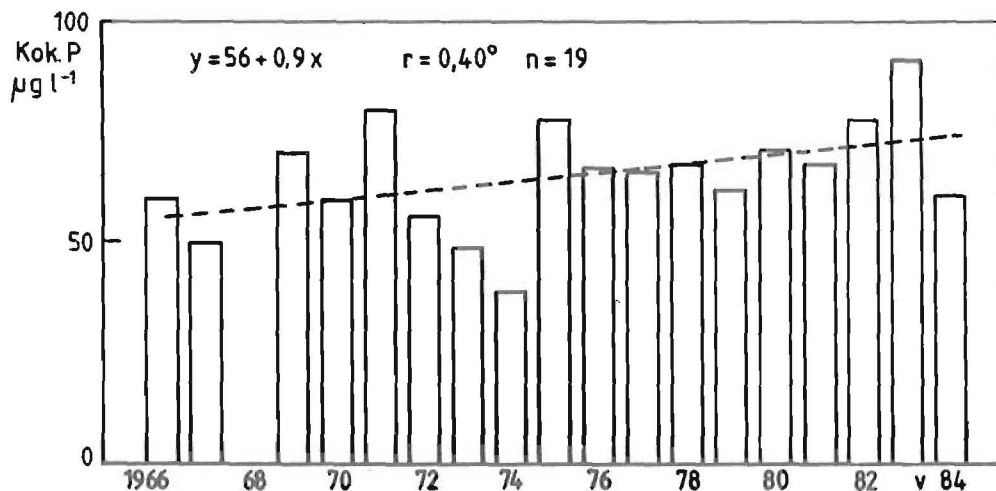
Cladocera-analyysi tehtiin 8 järvestä pääosin Pirjo Uimonen-Simolalta saadun ohjeen mukaan (ks. Frey 1986). Sedimenttiä otettiin 2 tai 3 ml preparaatin tekoa varten kertakäyttöruiskulla. Humuksen hajottamiseen käytettiin 10-%:sta KOH:a. Liuoksen lämpötila ja käsittelyn kesto on keskeinen, koska emäs liuoittaa myös kitiiniä. Tässä tutkimuksessa päädyttiin noin 80 °C:sen KOH-liuoksen käyttöön. Suspensiota käsitel-

tiin kuumalevysekoittajalla viiden minuutin ajan. Näyte siivilöitiin 36 μm :n kankaalla ja sakka huuhdeltiin vedellä sentrifugiputkiin. Näytettä sentrifugoitettiin 20 minuuttia (1800 x g). Sakka siirrettiin 50-%:sen etanolin avulla suljettavaan säilytysputkeen, laimennettiin 5 tai 10 ml:ksi ja siitä otettiin 0,05 tai 0,10 ml:n osanäytteitä objektilasille. Näytteet suljettiin glyseroligelatiiniin ja mikroskopoitettiin kaistoittain kokonaisuudessaan.

Alunperin tutkimussuunnitelmissa ollut Chydorus sphaericuksen käyttö supistui kokeiluksi, kun ilmeni, että laji pilkkoutuu useaksi lajiksi (Duigan ja Murray 1987). Lisäksi erillisten Cladocera-lajien käyttöä indikaattoreina on arvosteltu (Hofmann 1987).

4 T U L O K S E T J A T U L O S T E N T A R K A S T E L U

Tutkimuksessa mukana olleet järvet voitiin jakaa neljään ryhmään, jotka poikkesivat toisistaan kuormitushistorian, valuma-alueen maankäytön ja näiden seurauksena myös veden laadun suhteen. Ryhmittely erilaisilla kuormitettuihin järviin tehtiin arvioimalla ravinnekuormituksen suhteellista määrää asutuksesta, peltoviljelystä ja metsänhoitotoimenpiteistä. Alhainenkin peltoprosentti riitti sijoittamaan järven maanviljelyn kuormittamiin järviin, jos muuta kuormitusta ei luonnonhuuhtoutuman lisäksi ollut. Joissakin tapauksissa kuormitusta aiheuttivat eri tekijät. Tällöin ryhmittely tehtiin tärkeimmäksi katsotun kuormituslähteen perusteella.



Kuva 3. Köyliönjärven kokonaisfosforipitoisuus 1 m:n syvyudessa elokuussa vuosina 1966-84 (Isotalo 1986).

A. Järvet, joihin on kohdistunut tai edelleen kohdistuu suoranaista jätevesikuormitusta.

Tähän ryhmään kuului 13 järveä (taulukko 2), joita luonnehti sisäisen kuormituksen suuri merkitys. Esimerkiksi Vihdin Enäjärvässä on havaittu fosforipitoisuuden kasvu jätevesikuormituksen loputtuakin (Kettunen ym. 1983). Samoin Köyliönjärven fosforipitoisuudet ovat edelleen lievästi kasvaneet, vaikka pääosa jätevesikuormituksesta on loppunut jo pari vuosikymmentä sitten (kuva 3, Isotalo 1986). Tämä saattaa johtua lisääntyneestä hajakuormituksesta, resuspensiosta tai fosforin vapautumisesta sedimentistä. Fosforin vapautuminen sedimentistä taas liittyy ajoittaiseen hapen vajaukseen tai happikatoon alusvedessä.

Veden ravinnepitoisuudet olivat useimmissa ryhmän järvissä korkeita (taulukko 3). Tyypilliset fosforipitoisuudet olivat yli $50 \mu\text{g l}^{-1}$ (mediaani $68 \mu\text{g l}^{-1}$, vaihteluväli $13\text{-}140 \mu\text{g l}^{-1}$) ja typpipitoisuudet yli $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ (mediaani $1000 \mu\text{g l}^{-1}$, vaihteluväli $300\text{-}2000 \mu\text{g l}^{-1}$). Ainoastaan muutamissa järvissä pitoisuudet olivat selvästi alhaisempia.

Sedimenttitutkimus tehtiin kolmesta järvestä (Ilmiinjärvi, Köyliönjärvi ja Särkinen). Sedimentin ravinnepitoisuudet olivat näissä järvissä yleensä korkeita (liite 2). Pintaa kohti pitoisuudet saattoivat kuitenkin pienentyä, mikä heijastanee kuormituksen vähenemistä. Toisaalta hapettomissa oloissa pintasedimentistä vapautuu fosforia veteen, mikä myös alentaa sedimentin P-pitoisuutta. Tyypillistä oli alhainen C/N-suhde, mikä osoittaa sedimentin olevan pääosin autoktonista alkuperää, ts. perustuotanto on näissä järvissä voimakasta (Hansen 1961).

Kerrostumisnopeus oli suuri. Ilmiinjärvelle arvioitu nopeus oli 20 mm v^{-1} , Köyliönjärvelle $10\text{-}11 \text{ mm v}^{-1}$ ja Särkiselle noin 5 mm v^{-1} .

Sedimentin piilevälajisto oli pääasiassa rehevyyttä ilmentävää (liite 3). Esimerkiksi Ilmiinjärvässä erityisesti runsasravinteisuutta indikoivat Nitzschialajit lisääntyivät 9 cm:n yläpuolella. Ilmiinjärven koko tutkitun jakson jatkunutta rehevyyttä kuvastivat kaikissa syvyyksissä esiintyneet lajit: Asterionella formosa (alkf, lyhenteet ks. kohta 3.4.3), Fragillaria crotonensis (alkf) ja Melosira ambigua (alkf). Rehevöitymisen lisääntymistä ylimmissä 3-4 cm:ssä heijasteli Asterionella formosan ja Fragillaria crotonensis sekä mm. Nitzschia sigmoidean esiintyminen.

Köyliönjärven sedimentin piilevästä koostui pääasiassa alkalifiilisisistä planktisista lajeista. Melosira ambigua (alkf) hallitsi syvyyksissä 16-20 cm. Syvyudessa 14-15 cm tapahtui järven ekologiassa muutos. Asterionella formosan (alkf) osuus lisääntyi kolminkertaiseksi samalla, kun Stephanodiscus hantzschii (alkf) tuli yhdeksi valtalajeista. Myös alkalifiilinen Melosira islandica (s.l.) esiintyi runsaana. Ylimmissä 6 cm:ssä Melosira ambigua lisääntyi jälleen.

Taulukko 2. Ryhmään A kuuluvien järvien hydrografia, maankäyttö ja kuormitus.

Järvi	Järven			Valuma-alueen				Viemä-röity asutus as.km ⁻²	Viemä-röimä-tön asutus as.km ⁻²	Metsä- ojitus pinta- ala %	Metsän- lann. pinta- ala %
	pinta- ala km ²	keski- syv. m	max. syv. m	pinta- ala km ²	järvi- syys %	suo+ metsä-%	pelto-%				
Tuusulanjärvi	6,0	3,2	10	92	8,4	42	35	10	27	2,2	..
Enäjärvi	5,2	3,5	9,0	34	15	..	25	0
Pitkäjärvi	1,7	2,9	6,0	67	19	18	66
Ilmiinjärvi	0,34	3,1	5,0	2,4	14	76	2,1	0	2,1	0	17
Köyliönjärvi	12	2,7	16	140	8,7	56	31	2,5	13	20	7,9
Lotilanjärvi	1,5	4,4	12	35	6,4	77	16		4,3	11	4,3
Hanhijärvi	3,2	1,5	2,0	16	19	46	32	0	18	19	13
Ahmo	0,06	6,3	17	0,58	10	0	0	0	0	0	0
Kevätön	4,1	2,4	8,8	25	18	48	26	0	17	3,6	0
Kourulampi	0,02	3,4	9,0	0,08	25	50	13	0	75	0	0
Salmijärvi	0,17	9,4	28	2,6	12	75	12	0	18	0	0
Särkinen	0,45	5,5	18	3,8	13	75	7,6	0	8,9
Syväjärvi	0,30	4,5	18	1,3	23	67	10	0	69	0	..

Taulukko 3. Ryhmään A kuuluvien järvien avovesikauden aikaiset pintaveden (1 m) ravinnepitoisuuksien keskiarvot.

Järvi	VYP	Kok.P, µg l ⁻¹		Kok.N, µg l ⁻¹		Lähde (ellei vedenlaatu- rekisteri)	
		\bar{x}	n	\bar{x}	n		
Tuusulanjärvi	Hevy	130	(43)	2 000	(41)	1968-78	
		100	(93)	1 400	(94)	1979-88	
Enäjärvi	"	130	(12)	1 600	(12)	Keto 1987	
Pitkäjärvi	"	58	(55)	1 700	(55)		
		79		1 300		1980-81	
Ilmiinjärvi ¹⁾	Tuvy	51	(16)	1 000	(16)	Isotalo 1986	
Köyliönjärvi ¹⁾	"	70	(9)	1 000	(7)		
Lotilanjärvi	Tavy	140	(32)	1 300	(32)		1972-79
		64	(28)	840	(28)		1980-86
Hanhijärvi	Kyvy	84	(7)	1 600	(7)		
Ahmo	Kuvy	30	(2)	780	(2)		
Kevätön	"	66	(15)	950	(15)		
Kourulampi	"	34	(1)	1 100	(1)		
Salmijärvi	Kavy	13	(6)	360	(5)		
Särkinen ¹⁾	"	15		300			
Syväjärvi	Lavy	59	(6)	940	(6)		

1) myös sedimenttitutkimus

Vuokatin Särkisessä planktisia lajeja hallitsi 10-15 cm:n välisellä jaksolla Cyclotella comta ja Cyclotella kützingiana. Suuri ekologinen muutos tapahtui 8-9 cm:ssä: koloniamuotoiset Tabellariat, Melosirat ja Fragillariat syrjäyttivät yksisoluiset Cyclotellat. Runsaimpana esiintyi Melosira distans distans (acf, dystr.). Planktisista lajeista 3-4 cm:ssä lisääntyivät Stephanodiscus astrea ja Melosira islandica. Melosira distansin esiintyminen päättyi kokonaan 2-3 cm:ssä ja sen korvasi M. italica tenuissima (ind, runsasrav. indik.). Samassa syvyydessä oli myös Asterionella formosan huippu. Samoin Fragillaria crotonensis esiintyi runsaana. Pintaa kohden Melosira italica tenuissima lisääntyi niin, että se 0-1 cm:ssä hallitsi leväkuvaa.

Kaikkiin kolmeen järveen kokeiltiin myös Cladocera-analyysiä. Chydorus sphaericuksen osuudet olivat tasaisen korkeita Ilmiinjärvessä (36-54 %) ja Köyliönjärvessä, Särkisessä arvot nousivat voimakkaasti pintaa kohti (0-89 %).

B. Järvet, joiden valuma-alueen vallitseva maankäyttömuoto on maanviljely.

Tutkimuksen suurimman yksittäisen ryhmän (33 kpl) muodostivat järvet, joiden tärkein kuormittaja on maatalous (taulukko 4). Haja-asutuksella saattaa olla merkitystä eräissä tapauksissa. Urajärven (Kyvy) kohdalla sijoittaminen maatalouden tai metsätalouden kuormittamiin järviin oli vaikeaa: valuma-alueesta on peltoa 11 %, metsäojitettua 16 %. Koska maataloudessa viljelytoimenpiteet (muokkaus, lannoitus) toistuvat joka vuosi toisin kuin metsätaloudessa, päädyttiin kuitenkin sijoittamaan Urajärvi maatalouden luonnehtimien järvien ryhmään.

Monet näistä järvistä ovat matalia ja sedimentin resuspensio on yleistä. Kerrostuneisuus on kesäaikana heikko, mutta toisaalta jo lyhyetkin stagnatiojaksot saattavat johtaa alusveden happipitoisuuden merkittävään vähenemiseen ja vastaavasti fosforin vapautumiseen sedimentistä. Tämä ilmiö oli erittäin selvästi havaittavissa Kotojärvessä kesällä 1988 (kuva 4). Sekoittumisen jälkeen seurasi välittömästi voimakas sinileväkukinta.

Tämänkin ryhmän järvien pintaveden (1 m) fosfori- ja typpipitoisuudet olivat yleensä korkeita (taulukko 5), fosforipitoisuuksien mediaani $50 \mu\text{g l}^{-1}$ (vaihteluväli $13-195 \mu\text{g l}^{-1}$) ja typpipitoisuuksien mediaani $960 \mu\text{g l}^{-1}$ (vaihteluväli $340-2400 \mu\text{g l}^{-1}$). Pienimmät pitoisuudet havaittiin järvissä, joiden valuma-alueen peltoprosentti oli suhteellisen alhainen.

Taulukko 4. Ryhmään B kuuluvien järvien hydrografia, maankäyttö ja kuormitus.

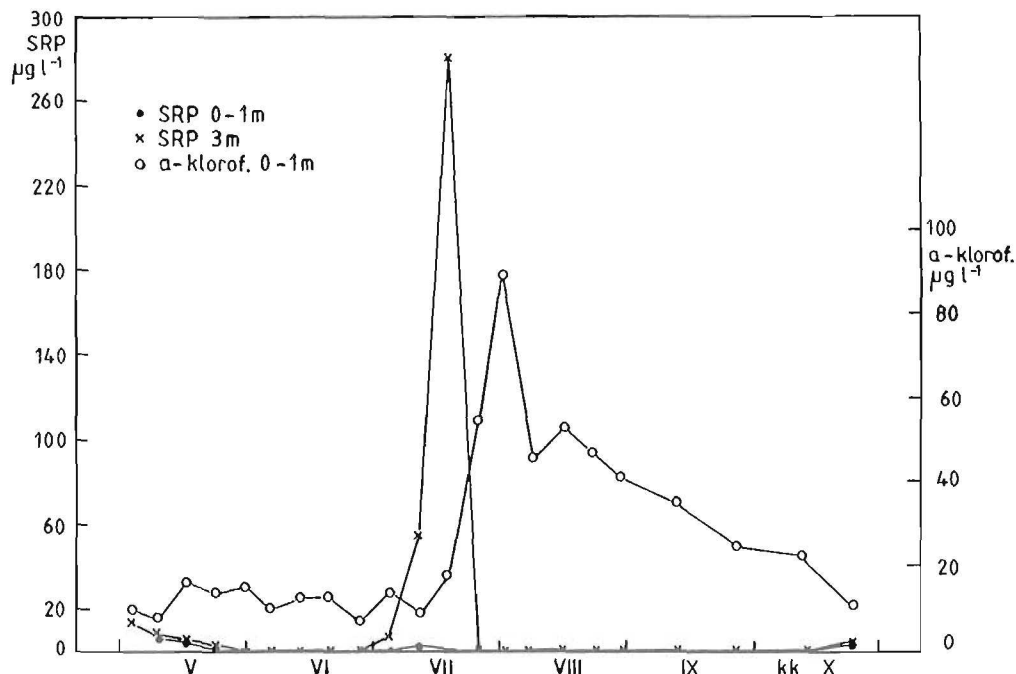
Järvi	Järven			Valuma-alueen				Viemä- röity asutus as.km ⁻²	Viemä- röimä- tön asutus as.km ⁻²	Metsä- ojitus pinta- ala %	Metsän- lann. pinta- ala %
	pinta- ala km ²	keski- syv. m	max. syv. m	pinta- ala km ²	järvi- syys %	suo+ metsä-%	pelto-%				
Säyhtee	2,0	3,8	12	430	3,4	61	33	0,7	9,4
Villikkalanjärvi	7,1	3,2	10	410	2,9	62	33	0,7	9,4
Pyhäjärvi	13	21	68	460	6,0	59	33	1,2	9,4
Mallusjärvi	5,3	3,6	8,0	90	7,3	59	33
Kilpijärvi	2,7	1,6	2,1	21	13	63	24
Paalijärvi	0,80	1,6	2,2	17	5,6	83	11	0
Rusutjärvi	1,4	2,0	3,5	9,6	15	50	27	0	49
Kotojärvi	0,30	2,5	4,1	6,0	5,3	72	22	0	6,0
Savijärvi	0,43	1,6	2,6	3,0	15	69	16	0	35	0	..
Kirkkojärvi	7,2	2,1	8,5	530	9,7	70	19	2,4	0,7
Ylisjärvi	1,8	1,9	4,3	130	3,9	67	26	0	3,1
Hirsijärvi	5,2	4,3	12	83	9,8	66	21	0	6,0
Kuralanjärvi	0,13	..	3,3	2,5	6,8	76	17	0	24
Taattistenjärvi	0,55	2,9	6,0	6,1	8,9	65	23	0	8,2
Valkjärvi	0,33	..	8,2	2,6	13	62	25	0	16	1,2	0
Vehkajärvi	2,1	..	7,9	12	18	73	9,6	0	4,4	0	0
Hyvikäs	0,35	3,5	10	57	29	0	29	15	10
Urajärvi	14	3,8	15	49	31	58	11	..	19	16	..
Keskinen	0,73	3,2	5,8	31	22	60	13	0	5,5	1,9	0,61
Sääskjärvi	5,0	2,5	5,0	68	7,5	60	32	0	8,2	9,0	2,2
Parkinlampi	0,14	1,8	7,0	2,0	9,3	65	22	..	10	10	3,0
Karpjärvi	0,08	5,9	15	0,49	16	67	14	0	14	0	0
Pieni Salminen	0,08	3,1	7,0	0,67	11	60	27	0	15	0	0
Iso-Ahmo	0,84	1,3	4,9	8,4	12	44	22	0	6,0	2,3	0
Kirmanjärvi	2,8	4,0	10	29	15	54	30	0	12	6,9	0
Korkeenjärvi	0,29	2,4	6,0	2,9	10	79	8,6	0	6,4	10	0
Koirajärvi	0,08	1,7	4,4	6,6	3,3	88	8,0	0	7,7	1,2	0
Vaaranlampi	0,06	..	9,1	1,2	5,2	73	17	0	8,8	4,2	0
Pyylampi	0,2	2,4	5,9	1,1	17	17	33	0	53	0	0
Vuojärvi	0,72	3,7	11	4,9	15	48	33	0	3,1
Suojärvi	0,54	3,3	10	8,2	7,3	75	15	0	6,4
Karkausjärvi	0,1	0,9	2,0	1,7	5,8	39	55	..	26
Sotkamojärvi	2,3	4,1	17	16	17	48	25	0	7,7	13	..

Taulukko 5. Ryhmään B kuuluvien järvien avovesikauden aikaiset pintaveden ravinnepitoisuuksien keskiarvot.

Järvi	VYP	Kok.P, $\mu\text{g l}^{-1}$		Kok.N, $\mu\text{g l}^{-1}$		Lähde (ellei veden- laaturekisteri)
		\bar{x}	n	\bar{x}	n	
Säyhtee	Hevy	110	(3)	1 800	(3)	
Villikkalanjärvi	"	100	(9)	2 100	(8)	
Pyhäjärvi ¹⁾	"	39	(36)	1 300	(36)	
Mallusjärvi	"	78	(18)	900	(18)	
Kilpijärvi	"	72	(6)	1 600	(6)	
Paalijärvi	"	48	(12)	1 000	(16)	
Rusutjärvi	"	64	(43)	1 200	(42)	
Kotojärvi ¹⁾	"	62	(71)	870	(71)	
Savijärvi	"	130	(11)	1 300	(11)	
Kirkkojärvi	Tuvy	59	(9)	860	(9)	Isotalo 1986
Ylisjärvi	"	120	(7)	1 400	(7)	- " -
Hirsijärvi	"	33	(3)	670	(3)	- " -
Kuralanjärvi	"	97	(1)	1 000	(1)	
Taattistenjärvi	"	190	(7)	2 400	(7)	- " -
Valkjärvi	Tavy	27	(1)	480*	(1)	
Vehkajärvi	"	48	(2)	820	(2)	
Hyvikäs	Kyvy	-		-		
Urajärvi ¹⁾	"	13	(5)	340	(5)	
Keskinen	"	16	(1)	470	(1)	
Sääskjärvi ¹⁾	"	76	(25)	720	(22)	
Parkinlampi ¹⁾	Mivy	46	(4)	1 200	(4)	
Karpjärvi ¹⁾	Kuvy	24	(1)	1 100	(1)	
Pieni-Salminen	"	200	(2)	1 600	(2)	
Iso-Ahmo ¹⁾	"	48	(3)	650	(3)	
Kirmanjärvi ¹⁾	"	45	(10)	700	(10)	
Korkeenjärvi	"	36	(2)	760	(2)	
Koirajärvi ¹⁾	"	52	(1)	1 400	(1)	
Vaaranlampi ¹⁾	"	19	(3)	600	(3)	
Pyylampi	"	55	(2)	1 200	(2)	
Vuojärvi	KSvy	44	(33)	940	(33)	
Suojärvi	"	28	(6)	580	(6)	
Karkausjärvi	"	76	(2)	970	(2)	
Sotkamojärvi	Kavy	32	(12)	510	(12)	

1) myös sedimenttitutkimus

* talvinäyte

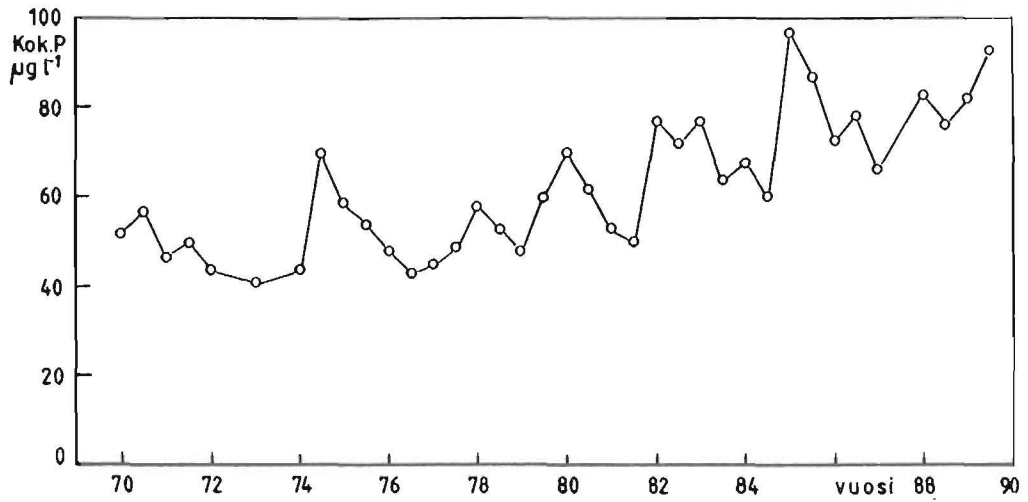


Kuva 4. Vihdin Kotojärven liukoisen fosfaattifosforin (soluble reactive phosphorus, SRP) ja a-klorofyllin pitoisuudet kasvukaudella 1988.

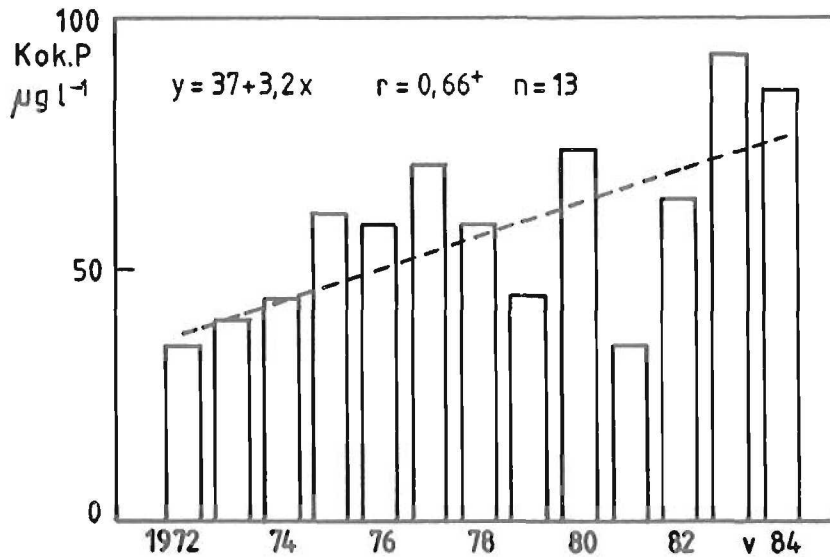
Artjärven Pyhäjärvi poikkeaa hydrografialtaan muista ryhmän järvistä. Se on pitkäviipymäinen ja syvä. Tämän seurauksena pitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelu on vähäistä. Voidaankin olettaa, että käytettävissä oleva Pyhäjärven melko pitkä havaintosarja antaa luotettavan kuvan siitä, millainen kehitys on yleisemminkin ollut tämän ryhmän järvissä viime vuosikymmeninä: veden fosforipitoisuudet ovat nousseet 1970-luvun alusta nykypäivään (kuva 5). Sama trendi on nähtävissä myös Kiskon Kirkkojärvässä (kuva 6). Tämän perusteella voidaan yleistäen sanoa, että maatalouden jo pitkään kuormittamat rehevät järvet ovat edelleen rehevöityneet viime vuosikymmeninä, mitä osoittaa myös sinileväkukintojen yleistyminen. Paikallisten asukkaiden mukaan Pyhäjärven sinileväkukinnat ovat olleet toistaiseksi selvästi vähäisempiä kuin saman vesistöalueen yläjuoksulla sijaitsevissa Sääskjärvässä, Villikkalanjärvässä ja Säyhteenjärvässä. Tähän lienevät syynä järvien väliset hydrografiset erot.

Sedimenttitutkimus tehtiin kymmenestä tämän ryhmän järvestä (ks. taulukko 5). Sedimentin kemia osoitti sedimentin olevan pääosin minerogeenista ja valuma-alueelta peräisin (liitteet 4-6). Eroosion kasvu oli havaittavissa monissa järvissä. Lisäksi Pyhäjärvässä sedimentin ravinnepitoisuudet kohosivat tasaisesti pintaa kohti. Sedimentoitumisnopeus oli useimmissa ryhmän järvissä 3-5 mm v⁻¹, eräissä, kuten Iitin Sääskjärvässä, vielä suurempi.

Sedimentin piileväanalyysi osoitti järvien olleen reheviä koko tutkitun ajanjakson, mutta rehevöityminen



Kuva 5. Artjärven Pyhäjärven syvänteeseen (kok.syvyys 68 m) kokonaisfosforipitoisuus vuosina 1970-89 35 m:n syvyydessä.



Kuva 6. Kiskon Kirkkojärven kokonaisfosforipitoisuus 1 m:n syvyydessä loppukesällä vuosina 1972-84 (Isotalo 1986).

oli eräissä tapauksissa edelleen voimistunut (liitteet 7-9).

Karpjärvessä piilevien avulla laskettu pH vaihteli syvyydessä 8-19 cm voimakkaasti. Sen jälkeen pH nousi (syvyysalue 1-7 cm) melko tasaisesti 7,1:stä 7,9:ään. Piilevästöä hallitsivat koko ajan alkalifii-liset muodot. Syvyyksillä 8-19 cm niiden osuus oli keskimäärin 70 %; 5-7 cm:ssä osuus kohosi tasaisesti 90 %:iin ja edelleen 1-4 cm:ssä 90-95 %:iin. Suurin osa, keskimäärin 85 % lasketuista levistä, oli plank-tisia. Epifyyttien esiintymisessä oli yksi selvä huippu: syvyydellä 6-7 cm niiden osuus kohosi 35 %:iin. Benttisten levien osuuksissa ei tapahtunut merkittäviä muutoksia. Syvyysaluetta 17-19 cm hallit-sivat planktisista lajeista Asterionella formosa (alkf) ja Synedra acus (alkf). Asterionella formosa oli runsas kaikissa syvyyksissä. Synedra acuksen huippua seurasi rehevyyttä suosivan Melosira italica tenuissiman kaksi maksimia. Syvyyksissä 5-13 cm vallitsivat yhdessä Asterionella formosan kanssa Cyclotella pseudostelligera (alkf) ja Melosira islän-dica (s.l.). Sedimentin pintaosassa dominoi Synedra acus, jonka osuus oli 82 %.

Pyhäjärven piilevien avulla laskettu pH vaihteli 7,0:n ja 7,7:n välillä. Maksimit olivat syvyyksillä 19-20 cm ja 2-3 cm, minimi puolestaan olivat syvyyk-sillä 14-15 cm ja 8-9 cm. Alkalifii-listen lajien osuus oli maksimissaan 80-90 %. Asidobiontteja leviä ei tavattu lainkaan. Suurin osa lasketuista piilevis-tä oli planktisia, epifyyttien osuus vaihteli 3-18 %:n välillä. Epifyyttien maksimi oli syvyydellä 16 cm, missä myös benttisten levien osuus oli suurin: 15 %. Toinen benttisten levien huippu oli syvyydellä 12 cm. Valtalajien kehitys oli tässä järvessä selkeä: Cyclotella nana (alkf) hallitsi syvyyksiä 20-16 cm, 15 cm:stä ylöspäin sen korvasi Stephanodiscus hantz-schii (alkf), joka vallitsi ensin yhdessä Melosira italica tenuissiman (ind) ja Melosira italica subarc-tican (ind) kanssa syvyyksiä 7-15 cm. Ylimmässä 6 cm:ssä valtalajit olivat Stephanodiscus hantzschii ja Melosira ambigua (alkf) jälkimmäisen ollessa selvästi runsaampi. Piilevästön kehitys viittasi rehevöitymi-sen voimistumiseen: Melosira italica spp. vaihtuivat M. ambiguan ja Cyclotella nana korvautui enemmän ravinteita vaativalla Stephanodiscus hantzschilla.

Ryhmän järvistä Iso-Ahmoon ja Kotojärveen kokeiltiin Cladocera-analyysiä. Kotojärvessä Chydorus sphaericus -maksimi oli 26-28 cm:ssä (63 %) ja arvot laskivat pintaa kohti (0-1 cm, 36 %).

C. Metsätalouden kuormittamat järvet

Tähän ryhmään luokiteltavia järviä aineistossa oli 10 (taulukko 6). Tämän lisäksi oli muutamissa edellisiin ryhmiin luokitelluissa järvissä myös metsätaloudella vaikutusta (Ilmiinjärvi, Sotkamojärvi, Urajärvi).

Tämän ryhmän järvet olivat selvästi niukkaravinteisempia kuin edellisiin ryhmiin kuuluvat (taulukko 7). Pintaveden fosforipitoisuuksien mediaani oli $37 \mu\text{g l}^{-1}$ (vaihteluväli $11-92 \mu\text{g l}^{-1}$) ja typpipitoisuuden mediaani $680 \mu\text{g l}^{-1}$ ($370-1100 \mu\text{g l}^{-1}$). Korkein fosforipitoisuus havaittiin Maatianjärvessä, jonne oli joutunut suoraan lannoitetta, kun järveä oli käytetty talvella lannoituskoneen lastauspaikkana.

Näissä järvissä rehevöityminen (ja kerrostumisnopeuden kasvu) oli tapahtunut melko hiljattain eli viimeisten 20-30 vuoden aikana. Tämä on helposti ymmärrettävissä, koska myös metsätalouden tehostuminen - laajat metsäojitukset ja lannoitukset - ajoittuu tähän jaksoon.

Sedimenttitutkimus tehtiin kahdesta järvestä, Ylä-Keyritystä ja Ätäsköstä. Selvimmin viimeaikainen rehevöityminen oli havaittavissa Ylä-Keyrityksen sedimentissä (liite 10). Se oli homogeenista mutaa, jossa pintaan tasaisesti laskeva hehikutushäviö vaihteli välillä 38-54 %. Myös ravinnepitoisuudet nousivat pintaa kohti: fosforilla muutos alkoi minimistä $1,6 \text{ mg P g}^{-1}$ 4-6 cm:ssä ja nousi maksimiinsa 0-2 cm:ssä $2,6 \text{ mg P g}^{-1}$ kuiva-ainetta. Kokonaistyyppipitoisuuden kehitys oli samankaltainen: vaihteluväli oli 13-16 mg N g^{-1} ja C/N-suhteen minimi oli sedimentin pinnassa, toisin sanoen autoktonisen aineen osuus on nousussa.

Ätäskön sedimentissä alhaalta ylös mentäessä näkyi selvä muutos 23 cm:n syvyydessä, jossa eloperäinen muta vaihettui harmaaksi savipitoiseksi sedimentiksi (liite 10). Tämä ilmiö näkyi myös hehikutushäviön arvoissa, jotka maksimistaan 32 % (26 - 28 cm) laskevat nopeasti 15 %:iin (15 cm). Fosforipitoisuudet olivat yllättävän tasaisia. Sedimentin alaosassa muutokset olivat erityisen vähäisiä, ja fosforimäärät $1,0-1,2 \text{ mg P g}^{-1}$ kuiva-ainetta. Typen määrien muutokset heijastelivat hyvin eloperäisen aineen määriä. Kaikissa pitoisuuksissa näkyi nousu ylimmän 6 cm:n alueella, tyypellä voimakkaimpana, osoittaen autoktonisen aineen osuuden kasvua.

Ylä-Keyrityksen piilevät tutkittiin sedimenttisyvyyksiltä 0-15 cm. Laskennassa tavattiin yhteensä 125 taksonia. Lajisto oli sedimentin ylimmässä osassa suppea koostuen rehevyyttä heijastavista lajeista. 5 cm:n alapuolella se kuitenkin runsastui ja koostui pääasiassa happaman veden suosijoista (liite 11).

Taulukko 6. Ryhmään C kuuluvien järvien hydrografia, maankäyttö ja kuormitus.

Järvi	Järven			Valuma-alueen				Viemä- röity asutus as.km ⁻²	Viemä- röimä- tön asutus as.km ⁻²	Metsä- ojitus pinta- ala %	Metsän- lann. pinta- ala %
	pinta- ala km ²	keski- syv. m	max. syv. m	pinta- ala km ²	järvi- syys %	suo+ metsä-%	pelto-%				
Iso-Kangasjärvi	0,43	..	5,0	8,2	5,2	80	14	25	..	28	..
Maatianjärvi	0,19	..	4,7	2,0	9,4	89	1,5	0	14	20	20
Rautjärvi	2,2	2,1	5,2	25	12	80	8,0	0	1,0	24	..
Valkeinen	0,73	<3	4,5	2,5	30	60	8,0	0	5,2	19	0
Ylä-Keyrittty	2,9	5,7	25	63	6,5	93	0,19	0	0,11	24	84
Ätäskö	14	3,6	7,5	150	10	74	15	2,2	8,0	27	7,3
Muntsurinjärvi	1,1	53	4,6	94	1,4	..	1,7	30	38
Pieni-Uurainen	0,84	3,7	11	2,9	29	67	4,0	0	12	21	..
Kuivajärvi	1,5	..	7,1	30	12	86	0,8		2,7	12	7,3
Pieni Kuivajärvi	0,35	3,4	13	84	2,2		5,9	10	0

Taulukko 7. Ryhmään C kuuluvien järvien avovesikauden aikaiset pintaveden ravinnepitoisuuksien keskiarvot.

Järvi	VYP	Kok.P. µg l ⁻¹		Kok.N. µg l ⁻¹		Lähde (ellei vedenlaatu- rekisteri)
		\bar{x}	n	\bar{x}	n	
Iso-Kangasjärvi	Tavy	37	(2)	750	(2)	
Maatianjärvi	"	92*	(1)	840*	(1)	
Rautjärvi	Kyvy	-		-		
Valkeinen	"	16	(2)	600	(1)	
Ylä-Keyrittty ¹⁾	"	17	(1)	430	(1)	
Ätäskö ¹⁾	PKvy	21	(11)	680	(10)	
Muntsurinjärvi	"	40	(2)	1 100	(2)	
Pieni-Uurainen	KSVy	11	(3)	370	(3)	
Kuivajärvi	Kavy	40	(7)	460	(6)	
Pieni Kuivajärvi	"	71	(4)	1 100	(3)	

1) myös sedimenttitutkimus

* talvinäyte

Ylä-Keyrityn piilevä-pH vaihteli 5,5:stä 7,1:een. Alimmillaan se oli syvyydellä 4-15 cm ja nousi sitten vähitellen ensin 6:een ja lopuksi kolmen ylimmän cm:n aikana 7,1:een. Syvyyksillä 6-15 cm asidofiilisiä lajeja oli yli 50 %, 3-5 cm:ssä lisääntyivät indifferetit, planktiset lajit ja ylimmissä 2 cm:ssä hallitsivat alkalifiiliset planktiset lajit. Sedimentin alaosan asidofiiliset benttiset piilevät olivat tyyppillisiä happaman, ruskeahkon veden lajeja: Frustulia rhomboides, Frust. rh. saxonica, Eunotia spp., Anomoeoneis spp. Planktisista piilevistä olivat tärkeitä mm. Tabellaria spp., Melosira distans (acf), M. lirata (acf), M. ital. subarctica (ind), M. perglabra (acf) ja M. tenella (acf). Melosira tenellan lisääntyminen 4-5 cm:ssä oli ensimmäinen oire alkavasta rehevöitymisestä. Sitä seurasi 1-2 cm:n syvyydessä Asterionella formosa (alkf) maksimi samalla, kun 0-1 cm:ssä 78 %:n osuuden saavuttanut Melosira ambigua (alkf) alkoi myös runsastua.

Ätäsköstä piilevät tutkittiin syvyyksiltä 0-10 cm, 11-12 cm, 13-14 cm, 15-16 cm, 20-21 cm ja 26-27 cm. Lajisto oli erittäin runsas, yhteensä 217 taksonia (liite 11). Järven piilevien avulla laskettu pH vaihteli 20-21 cm:n 6,5:stä kahden ylimmän cm:n 7,1:een. Muutos oli hidas ja suhteellisen tasainen. Lajien pH-stratigrafiassa näkyi selvästi alkalifiilisten levien osuuden kasvu: 16-27 cm:n 35 %:sta vähitellen sedimentin pinnan 65 %:iin. Planktisten ja litoraalilajien suhde säilyi tasaisena.

Planktisten lajien perustan loivat Tabellaria fenestrata ja T. flocculosa. 14 cm:n alapuolella olivat valtalajeina edellisten kanssa Melosira -lajit ja sen yläpuolella lisäksi Cyclotella comta, C. meneghiniana ja C. stelligera. Ylimmissä 4 cm:ssä levästä ilmensi rehevöitymistä; lajistossa runsastuivat alkalifiiliset ja alkalibionttiset piilevät, mm. Synedra acus angustissima (alkf), Opephora martyi (alkf) ja Nitzschia scalaris (alkb). Vaihetta edelsi 5-6 cm:ssä esiintynyt happamuutta suosivien lajien huippu (esim. Tabellaria quadriseptata). Ylimmässä senttimetrissä Asterionella formosa runsastui äkillisesti.

D. Muut järvet

Muutamia tutkimusjärvet olivat sellaisia, ettei niihin tiedetty kohdistuvan muuta ulkoista kuormitusta kuin ilmakehästä tuleva (taulukko 8). Tällaisia olivat Hormajärvi sekä Lapin järvet Sierijärvi, Saukkojärvi ja Kallojärvi. Veden laatu näissä järvissä oli vaihteleva (taulukko 9). Vähäisten havaintojen perusteella laskettu fosforipitoisuuksien mediaani oli 30 $\mu\text{g l}^{-1}$ (vaihteluväli 13-49 $\mu\text{g l}^{-1}$) ja typpipitoisuuksien mediaani 540 $\mu\text{g l}^{-1}$ (vaihteluväli 430-980 $\mu\text{g l}^{-1}$). Kukintojen voimakkuudesta ja toistuvuudesta ei ole tietoja.

Sedimenttitutkimus tehtiin Hormajärvestä (liitteet 10 ja 11). Sen piilevästö heijasti vähäistä humuspitoi-

suutta ja vain lievää rehevöitymistä. Lajiston kehityksessä oli 6 cm:ssa muutoskohta, josta alkalifiilien osuus alkoi pintaa kohti kasvaa. Kuitenkin 11-12 cm:ssa oli selvä pH-maksimi ja alkalifiilien osuuden huippu. Sedimentissä oli ylimmän 10 cm:n alueella sulfidiyhdisteitä ja eloperäisen aineen minimi oli 10-12 cm:ssä.

Taulukko 8. Ryhmään D kuuluvien järvien hydrografia, maankäyttö ja kuormitus.

Järvi	Järven			Valuma-alueen			Viemä- röity- asutus as.km ⁻²	Viemä- röimä- tön asutus as.km ⁻²	Metsä- ojitus pinta- ala %	Metsän- lann. pinta- ala %	
	pinta- ala km ²	keski- syv. m	max. syv. m	pinta- ala km ²	järvi- syys %	suo+ metsä-%					pelto-%
Hormajärvi	1,3	6,5	22	6,8	19	71	6,0	0	9,8	0	0
Sierijärvi	3,4	1,5	2,8	15	23	74	2,5	0	3,3	5,3	..
Saukkojärvi	1,5	28	7,9	92	0	0	0	0	..
Kallojärvi	0,74	2,0	5,5	18	12	86	1,4	0	0,83	0	..

Taulukko 9. Ryhmään D kuuluvien järvien avovesikauden aikaiset pintaveden ravinnepitoisuuksien keskiarvot.

Järvi	VYP	Kok.P, µg l ⁻¹		Kok.N, µg l ⁻¹		Lähde (ellei vedenlaatu- rekisteri)
		\bar{x}	n	\bar{x}	n	
Hormajärvi	Kuvy	13	(2)	430	(2)	
Sierijärvi	Lavy	49	(3)	980	(2)	
Saukkojärvi	"	31	(4)	-		
Kallojärvi	"	28	(6)	540	(6)	

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimusjärvet jakautuivat kolmeen, vallitsevan maankäytön suhteen erilaiseen ryhmään: jätevesien kuormittamat, maatalouden kuormittamat ja metsätalouden kuormittamat järvet. Tämän lisäksi erottui yksi ryhmä, johon kuuluvien järvien valuma-alueilla ei ollut tiedossa mitään mainittavia kuormitustekijöitä.

OECD:n (1982) fosforipitoisuuteen (µg l⁻¹) perustuvan luokituksen mukaan kaikki järvet sijoittuivat vähintään mesotrofiseen luokkaan:

	Mesotrofia	Eutrofia	Hypertrofia
Ryhmä A	31 %	54 %	15 %
Ryhmä B	25 %	56 %	19 %
Ryhmä C	44 %	56 %	0 %
Ryhmä D	75 %	25 %	0 %
Kaikki yhteensä	33 %	53 %	14 %

Paitsi maankäytön suhteen nämä ryhmät erosivat toisistaan myös rehevöitymisen ajallisessa kehityksessä.

Jätevesien viemäröinti ja johtaminen vesistöön yleistyivät vasta tällä vuosisadalla, joten rehevöitymiskehitys on yhdyskunta- tai teollisuusjätevesien kuormittamisessa järvissä ollut suhteellisen nopea. Tämä oli havaittavissa useassa tutkimusjärvessä, mm. Tuusulanjärvessä.

Yhdyskuntajätevesien puhdistusta alettiin voimakkaasti tehostaa 1970-luvulla. Tämän seurauksena niiden aiheuttama BOD- ja fosforikuormitus on alentunut noin neljännekseen 1970-luvun alun arvoista. Tulevaisuudessa onkin odotettavissa, että kaikkein pilaantuneimpien järvien tila hitaasti paranee. Tosin tätä kehitystä hidastaa oleellisesti suuri sisäinen kuormitus. Tämän ilmiön vaikutus on selvä ainakin Köyliönjärvessä ja Enäjärvessä, joissa fosforipitoisuudet ovat olleet jatkuvasti nousussa huolimatta jätevesikuormituksen loppumisesta. Myös sinilevien, erityisesti tyypeä sitovien lajien, esiintyminen saattaa tässä tilanteessa lisääntyä, koska nimenomaan fosforipitoisuudet ovat korkeita.

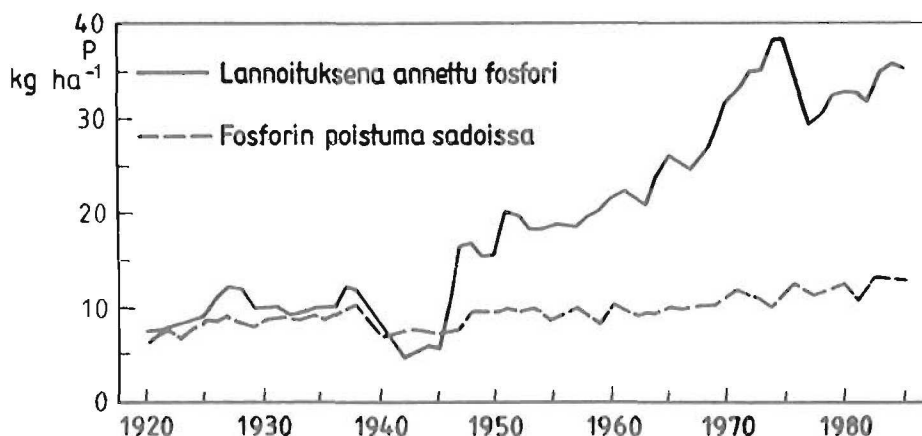
Kaikki järvet, joita luonnehti maatalouden kuormitus, ovat olleet reheviä ainakin koko sen ajanjakson, jonka nyt tehty sedimenttitutkimus kattoi. Artjärven Pyhäjärven on todettu olleen rehevä jo vuosisatoja (Kukkonen ja Tynni 1970). Yleensäkin maatalouden vaikutuksia on havaittu eteläisen Suomen järvisedimenteissä jo noin 600 j.Kr. alkaen. Erityisesti kaskeamisen on todettu lisänneen eroosiota (esim. Kukkonen ja Tynni 1970, Tolonen ym. 1976). Tämä näkyy mineraaliaineksen osuuden kasvuna sedimenteissä. Ilmiöön liittyy yleensä myös rehevyyttä ilmentävien piilevien lisääntyminen.

Seuraava lisääntyvän eroosion vaihe sijoittuu 1700-1800 -luvulle, jolloin Suomen väestö lähes kuusinkertaistui. Maatalouden oli laajennuttava ja kehityttävä nopeasti kyetäkseen tarjoamaan kasvavalle väestölle riittävän toimeentulon. Ojitus yleistyi ja ojitus-tekniikka kehittyi varsinaisesti 1800-luvun alkupuolella (Soininen 1974).

Viimeisin suurten muutosten aika maataloudessa on alkanut toisen maailmansodan jälkeen. Lannoitteiden käyttö on lisääntynyt selvästi nopeammin kuin kasvien ravinteiden otto (kuva 7). Seurauksena on ollut viljelysmaan fosforipitoisuuden kasvu ja oletettavasti myös typen huuhtoutumien lisääntyminen. Kun samaan

aikaan nurmiviljely on voimakkaasti vähentynyt ja viljan viljely lisääntynyt (kuva 8), on myös fosforirikkaan maan eroosioriski suurentunut. Tästä aiheutuva ravinnekuormien kasvu on selvästi nähtävissä esimerkiksi Artjärven Pyhäjärven veden laadussa ja sedimentissä. Voidaan olettaa, että kehitys on ollut samansuuntaista monissa muissakin järvissä, vaikka niistä ei ole olemassa pitkäaikaisia havaintosarjoja.

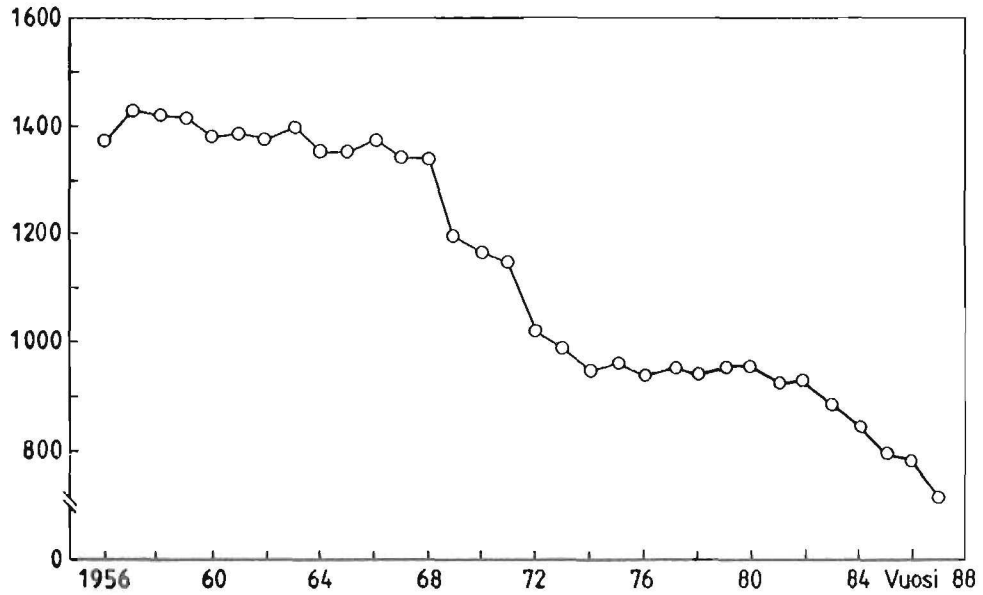
Suomessa peltojen lannoitus on painottunut enemmän fosforiin kuin monissa muissa Euroopan maissa. Tämä johtuu viljelysmaittemme happamuudesta, jonka seurauksena fosfori sitoutuu suurelta osin kasveille käyttökelvottomaan muotoon. Osa tästä fosforista, joutuessaan maahiukkasten mukana vesistöön, vapautuu levien käyttöön (esim. Dorich ym. 1980, Williams ym. 1980, DePinto ym. 1981, Kortelainen 1983, Kauppi ja Niemi 1984, Ekholm ym. 1989). Monet sinilevät pystyvät sitomaan ilmakehän tyypeä ja ovat näin ollen riippumattomia veden epäorgaanisista typpiyhdisteistä. Nimenomaan nämä lajit hyötyvät lisääntyneestä fosforikuormasta. Lisäksi monet maatalousalueiden järvet ovat erittäin matalia, joten sedimentti sekoittuu helposti vesifaasiin lisäten sen fosforisisältöä. Sen sijaan epäorgaaniset typpiyhdisteet kuluvat näissä järvissä usein loppuun kasvukauden alussa. Näin ollen ravinnesuhteet muodostuvat tyypeä sitoville sinileville edullisiksi.



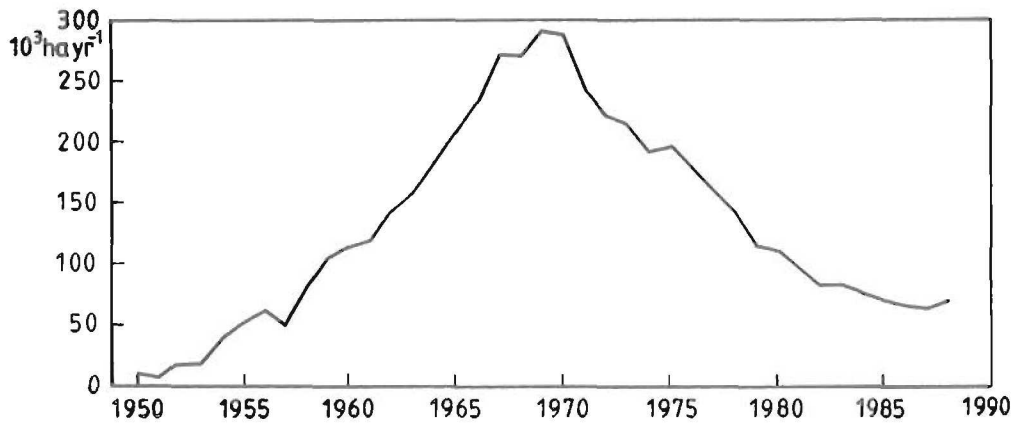
Kuva 7. Fosforilannoituksen ja sadossa poistuneen fosforimäärän kehitys Suomessa vuosina 1920-85 (Sillanpää 1986).

Metsätalouden kuormittamissa järvissä rehevöityminen ajoittuu viime vuosikymmeniin. Metsätalouden tehostuminen on alkanut lähinnä 1960- ja 1970-luvuilla. MERA-ohjelmien myötä metsäojitus ja metsänlannoitukset ovat yleistyneet voimakkaasti (kuvat 9 ja 10). Lisäksi ojituksen koneellistaminen on mahdollistanut entistä syvempien ojien kaivamisen, mikä merkitsee sitä, että yhä useammin ojat ulottuvat mineraalimaan asti lisäten eroosiota (Sandman ja Simola 1983, Simola 1983). Lisääntynyt mineraalaineksen osuus on yleensä selvästi havaittavissa metsätalouden kuormittamien järvien sedimentin pintakerroksissa.

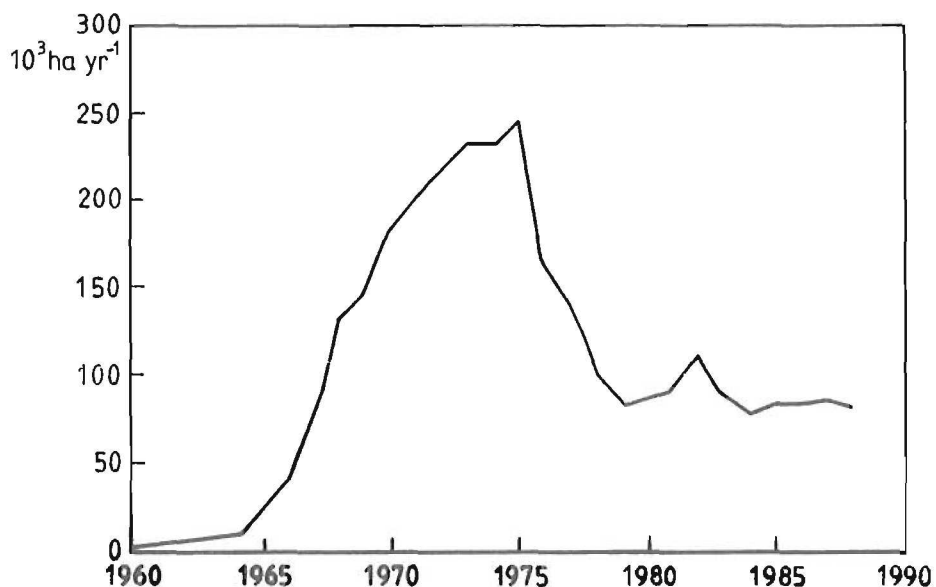
Viljelyala 1000 ha



Kuva 8. Nurmialan kehitys Suomessa vuosina 1956-87 (Maataloushallitus 1957-70, Maatilahallitus 1971-76, 1987).



Kuva 9. Metsäojituksen kehitys vuosina 1950-88 (Metsäntutkimuslaitos 1989).



Kuva 10. Metsänlannoituspinta-alojen kehitys vuosina 1960-88 (Kemira 1989, Metsäntutkimuslaitos 1989).

Eroosio ja ravinnekuormitus pelto- ja metsäalueilta on luonnollisesti eri suuruusluokkaa. Maanviljelyssä olevaa maata muokataan ja lannoitetaan vuosittain ja lisäksi suuren osan vuotta maa on ilman suojaavaa kasvipeitettä ainakin viljanviljelyssä. Siilinjärven Heinälammessa tehokas pelto-ojitus kasvatti sedimentin kerrostumisnopeuden viisinkertaiseksi; tehokas metsäojitus (15 % valuma-alueesta) puolestaan kaksinkertaisti kerrostumisnopeuden edelleen (Sandman ym. 1989). Erityisesti viimeisin metsäojitus heijastui myös piilevästössä rehevöitymistä indikoivien lajien lisääntymisenä. Erot maa- ja metsätalouden kuormituksen luonteessa ja suuruudessa heijastuvat myös sinileväkukinnoissa. Vesiviranomaisille lähetettyjen näytteiden perusteella maatalousalueiden järvissä kukinnat ovat lähes jokavuotisia ja melko voimakkaita, metsätalousalueilla ilmiö on satunnaisempi.

Ilmeistä on, että maanviljely nykyisessä muodossaan lisää eroosiota ja vesistöjen ravinnekuormitusta oleellisesti enemmän kuin viljely, jossa suuri osa pelloista oli nurmella ja lannoitteita käytettiin vain vähän. Vesistöjen tilan huononemisen estämiseksi olisikin erittäin tärkeätä tutkia, millaisilla maanviljelytoimenpiteillä peltokuormitusta voitaisiin vähentää.

Järven ulkoisten ja sisäisten tekijöiden merkitys sinileväkukintojen muodostumisessa on tunnettava vesiensuojelutoimenpiteitä suunniteltaessa. Mikäli järven hydrografiset ominaisuudet ovat sinileväkukintoja suosivia, voi olla, että ulkoisen kuormituksen merkittäväkään vähentäminen ei estä kukintojen syntymistä. Eri tekijöiden merkitys olisikin tunnettava nykyistä paremmin. Kahden tähän tutkimukseen kuuluneen järven, Artjärven Pyhäjärven ja Villikkalanjärven

(peräkkäiset järvet samalla reitillä) vertaileva tutkimus tuonee valaistusta ulkoisten ja sisäisten tekijöiden merkitykseen.

Sedimentin aiheuttama sisäinen kuormitus on monissa voimakkaasti kuormitetuissa vesistöissä ratkaisevan tärkeä. Ulkoisen kuormituksen huomattavakaan vähentäminen ei johda järven tilan paranemiseen ainakaan lyhyellä aikavälillä, jos sedimentistä aiheutuva kuormitus on suuri. Tällä hetkellä sisäisen kuormituksen määrällistä merkitystä ei tunneta riittävästi mm. tutkimusmenetelmällisistä vaikeuksista johtuen. Vesistöjen kunnostuksen suunnittelussa sisäisen kuormituksen tunteminen tulisi olla lähtökohtana. Parhaillaan onkin käynnissä tutkimuksia, joissa selvitetään sekä sisäisen kuormituksen suuruutta että mahdollisuuksia vähentää sitä.

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

- Axelsson, V. & Håkanson, L. 1978. A gravity corer with a simple valve system. *J. Sed. Pet.* 48(2): 630-633.
- Cheng, K.H. & Colman, B. 1974. Measurements of photorespiration in some microscopic algae. *Plant* 115: 207-212.
- Davis, B.D., Hess, T.C., Norton, S.A., Hanson, D.W., Kyle, D.H. & Anderson, D.S. 1984. ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from softwater lakes in New England (U.S.A.) and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. *Chem. Geol.* 44: 151-185.
- DePinto, J.V., Young, T.C. & Martin, S.C. 1981. Algal available phosphorus in suspended sediments from lower Great Lakes tributaries. *J. Great Lakes Res.* 7(3): 311-325.
- Dorich, R.A., Nelson, D.W. & Sommers, L.E. 1980. Algal availability of sediment phosphorus in drainage water of the Black Creek watershed. *J. Environ. Qual.* 9: 557-563.
- Duigan, C.A. & Murray. 1987. A contribution to the taxonomy of *C. sphaericus* sens. lat. (Cladocera, Chydoridae). *Hydrobiol.* 145: 113-124.
- Edmonson, W.T. 1970. Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169: 690-691.
- Ekholm, P., Yli-Halla, M. ja Kylmälä, P. 1989. Availability of phosphorus in suspended sediments estimated by chemical extraction and bioassay. Esitelmä, SIL 13.-20.8.1989 München. 19 s.

- Eloff, J.N., Steinitz, Y. & Shilo, M. 1976. Photooxidation of cyanobacteria in natural conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 31: 119-126.
- Erkomaa, K., Mäkinen, I. & Sandman, O. 1977. Vesiviiranomaisen ja julkisen valvonnan alaisten vesitutkimuslaitosten fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotuksia 121. 54 s.
- Frey, D.G. 1960. The ecological significance of cladoceran remains in lake sediments. *Ecology* 41: 684-699.
- Frey, D.G. 1986. Cladocera analysis. Teoksessa: Handbook of holocene palaeoecology and palaeohydrology. Toim. B. Berglund. S. 669-675.
- Goulden, C.E. 1964. The history of the cladoceran fauna of Esthwaite Water (England) and its limnological significance. *Arch. Hydrobiol.* 60: 1-52.
- Hansen, K. 1961. Lake types and lake sediments. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 14: 285-290.
- Hindersson, R. 1933. Förgiftning av nötkreatur genom sötvattensplankton. *Finsk Vet. Tidskrift* 39: 179-189.
- Hofmann, W. 1987. Cladocera in space and time: Analysis of lake sediments. *Hydrobiologia* 145: 315-321.
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomaceae). Teoksessa: Die Süßwasser-flora Mitteleuropas 10. Toim. A. Pacher. Jena. 466 s.
- Hustedt, F. 1937-1939. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen Limnologischen Sunda-Expedition. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 15: 131-177, 187-295, 393-506, 638-790, *Suppl.* 16: 1-155, 274-394.
- Hustedt, F. 1927-66. Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. Teoksessa: Dr. Rabenhorsts Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. VII 1: 1-920, 2: 1-845, 3: 1-816.
- Isotalo, I. 1986. Veden laatu 44 Turun vesipiirin järvessä. Vesihallituksen monistesarja 403. 56 s.
- Järnefelt, H., Naulapää, A. & Tikkanen, T. 1963. Planktonopas; Kalavesitutkimus II. Suomen Kalastusyhdistys n:o 34. 108 s.

- Kauppi, L. & Niemi, M. 1984. The role of runoff water phosphorus in eutrophication. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. 57: 41-51.
- Kemira 1989. Lannoitteiden myynnin jakautuminen maatalouskeskusalueittain lannoitusvuonna 1988/89. Helsinki. 20 s.
- Keto, J. 1985. Myrkylliset ja punaiset sinilevät Lahden Vesijärvessä. Ympäristö ja Terveys 16: 37-40.
- Keto, J. 1987. Espoon Pitkäjärven hajakuormitusselvitys. Esitutkimusraportti. Espoo. 14 s.
- Kettunen, J., Stenmark, M. & Hooli, J. 1983. Pienten järviäلتaiden veden laadun kuvaaminen matemaattisella mallilla. Vesitalous 24(3): 7-14.
- King, D. 1970. The role of carbon in eutrophication. J. Water Pollut. Control Fed. 40: 2035-2501.
- Kortelainen, P. 1983. Ravinteiden vapautuminen Tuusulanjärven sedimentistä. Tuusulanjärven vesiensuojeluyhdistys 1/83: 1-44.
- Kukkonen, E. & Tynni, R. 1970. Die Entwicklung des Sees Pyhäjärvi in Südfinnland im Lichte von Sediment- und Diatomeenuntersuchungen. Acta Bot. Fennica 90. 30 s.
- van Liere, L. & Walsby, A.E. 1982. Interactions of cyanobacteria with light. Teoksessa: The biology of cyanobacteria. Toim. N.G. Carr ja B.A. Whitton. Blackwell. S. 9-45.
- Maataloushallitus 1957-70. Maatalouden vuositilasto 1956-1969.
- Maatilahallitus 1971-76. Maatalouden vuositilasto 1956-1975.
- Maatilahallitus 1987. Maatilatilastollinen vuosikirja 1986. Helsinki. 287 s.
- Marcus, Y., Zenfirth, D., Harel, E. & Kaplan, A. 1982. Induction of HCO_3^- transporting capability and high photosynthetic ability to inorganic carbon by low concentrations of CO_2 in *Anabaena variabilis*. Plant Physiol. 69: 1008-1012.
- Megard, R.O. 1967. Late-Quaternary Cladocera of lake Zeribar, Western Iran. Ecology 48: 179-189.
- Meriläinen, J. 1967. The diatom flora and the hydrogen ion concentration of the water. Ann. Bot. Fenn. 4: 51-58.

- Metsäntutkimuslaitos 1989. Metsätilastollinen vuosikirja 1988. Folia Forestalia 730. Helsinki. 243 s.
- Mueller, W.P. 1964. The distribution of cladoceran remains in surficial sediments from three Northern Indiana lakes. Invest. Ind. Lakes & Streams 6.
- Mölder, K. & Tynni, R. 1967-73. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen I-VII. Bull. Geol. Soc. Finland 39: 199-217, 40: 151-170, 41: 235-251, 42: 129-144, 43: 203-220, 44: 141-149, 45: 159-179.
- Nygaard, G. 1956. Ancient and recent flora of diatoms and Chrysophyceae in Lake Gribsjö. Fol. Limnol. Scand. 8: 32-94, 253-262.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Pariisi. 154 s.
- Paerl, H.W. & Kellar, P.E. 1979. Nitrogen-fixing Anabaena: Physiological adaptations instrumental in maintaining surface blooms. Science 204: 620-622.
- Paerl, H.W. 1983. Partitioning of CO₂ fixation in the colonial cyanobacterium Microcystis aeruginosa: A mechanism promoting surface scums. Appl. Environ. Microbiol. 46: 252-259.
- Paerl, H.W. 1985. Microzone formation: Its role in the enhancement of aquatic N₂ fixation. Limnol. Oceanogr. 30: 1246-1252.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. Limnol. Oceanogr. 33: 823-847.
- Pennington, W., Cambray, R.S., Fisher, E.M. 1973. Observations on lake sediments using fall-out ¹³⁷Cs as a tracer. Nature 242: 324-326.
- Renberg, I. & Hellberg, I. 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. Ambio 11: 30-33.
- Renberg, I. & Vik, M. 1984. Dating recent lake sediments by soot particle counting. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 712-718.
- Reynolds, C.S. & Walsby, A.E. 1975. Water blooms. Biol. Rev. 50: 437-481.
- Sandman, O. & Simola, H. 1983. Juvan Iso-Kontusen tutkimus. Suomalaista sedimenttitutkimusta. Symposio Kolilla 1983. Toim. H. Simola. Joensuu korkeakoulu, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 55: 63-77.

- Sandman, O., Liehu, A. & Simola, H. 1990. Drainage ditch erosion history as recorded in the varved sediment of a small lake in East Finland. *Journal of Paleolimnology* (painossa).
- Schindler, D.W., Brunskill, G.J., Emerson, S., Broecker, W.S. & Peng, T.H. 1972. Atmospheric carbon dioxide: its role in maintaining phytoplankton standing crops. *Science* 177: 1192-1194.
- Shapiro, J. 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science* 179: 382-384.
- Sillanpää, M. 1986. Suomen maatalouden ravinnetaseet. Käsikirjoitus.
- Simola, H. 1983. Limnological effects of peatland drainage and fertilization as reflected in the varved sediment of a deep lake. *Hydrobiologia* 106: 43-57.
- Sivonen, K. & Lahti, K. 1987. Sinilevien esiintyminen ja niiden aiheuttama terveysriski. *Ympäristö ja Terveys* 18: 406-410.
- Steinberg, C.E.W. & Hartmann, H.M. 1988. Planktonic bloom-forming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater Biology* 20: 279-287.
- Smith, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.
- Soininen, A.M. 1974. Vanha maataloutemme. Maaseutu ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. *Maataloustieteellinen Aikakausikirja*, Erikoisnumero 46. 259 s.
- Tolonen, K., Tolonen, M., Honkasalo, L., Lehtovaara, A., Sorsa, K. & Sundberg, K. 1976. Esihistoriallisen ja historiallisen maankäytön vaikutuksesta Lammin Lampellonjärven kehitykseen. *Luonnon Tutkija* 80: 1-15.
- Whiteside, M.C. 1970. Danish chydorid cladocera: Modern ecology and core studies. *Ecol. Monogr.* 40(1): 79-118.
- Williams, J.D.H., Shear, H. & Thomas, R.L. 1980. Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 25: 1-11.

Liitteet

Liite 1. Tutkimusjärviä koskeva kyselylomake.

Liite 2. Köyliönjärven, Särkisen ja Ilmiinjärven sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

Liite 3. Köyliönjärven, Särkisen ja Ilmiinjärven sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

Liite 4. Pyhäjärven, Parkinlammen, Sääskjärven ja Kotojärven sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

Liite 5. Iso-Ahmon, Kirmanjärven, Urajärven ja Koirajärven sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

Liite 6. Karpjärven ja Vaaranlammen sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

Liite 7. Pyhäjärven, Parkinlammen ja Sääskjärven sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

Liite 8. Kotojärven, Iso-Ahmon ja Koirajärven sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

Liite 9. Karpjärven ja Vaaranlammen sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

Liite 10. Ätäskön, Hormajärven ja Ylä-Keyrityn sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

Liite 11. Ätäskön, Hormajärven ja Ylä-Keyrityn sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

Tutkimusjärviä koskeva kyselylomake.

Sinileväjärvien valuma-alueiden ja limnologian perusselvitys

1. Valuma-aluetta koskevat tiedot

Järvi

- järven nimi -----
- vesi- ja ympäristöpiiri -----
- kunta -----
- vesistöalueen nimi ja numero -----
- pinta-ala ----- km²
- keskisyvyys ----- m
- maksimisyvyys ----- m
- tilavuus ----- m³

Valuma-alue

- pinta-ala koko va. ----- km², lähiva. ----- km²
- järvipinta-ala ----- km²
- järvisyys ----- %
- suo + metsäpinta-ala ----- km²
- peltomaan pinta-ala ----- km², josta salaojitettu ----- km²
 - pääasialliset viljelykasvit (pinta-alat, jos tiedossa):
 -
 -
 -
 -
- metsäojitukset: nykyinen kokonaispinta-ala ----- km²
 - ja kehitys esim. vuosikymmenittäin, jos tiedossa
 -
 -
 -
 -
- turvetuotantoalueet: pinta-alat, käyttöönottoajankohdat ym.
-
-
-
-

2. Vesistön tilaa muuttava toiminta

Jätevesikuormitus

- teollisuus	BOD	P	N	
-				$t a^{-1}$
-				"
-				"
-				"
- yhdyskunnat	BOD	P	N	
-				$t a^{-1}$
-				"
-				"
-				"
- viemäröimätön haja-asutus	-----			asukasta

Muu kuormittava toiminta

- sikalat
-
-
-
- kaatopaikat
-
-
-
- kalankasvatus
-
-
-
- säännöstely
-
-
-
- järvenlaskut
-
-
-
- metsänlannoitukset: pinta-ala ja ajankohdat, jos tiedossa
-

-
-
- ym.
-
-
-

3. Vesistön tila ja sen tarkkailu

- vesihallituksen tai vesipiirin havainnot
 - ajanjakso
 - havaintojen laatu (syvä- tai virtahavaintopaikka tai muu havainnointi, mitä analysoitu?)

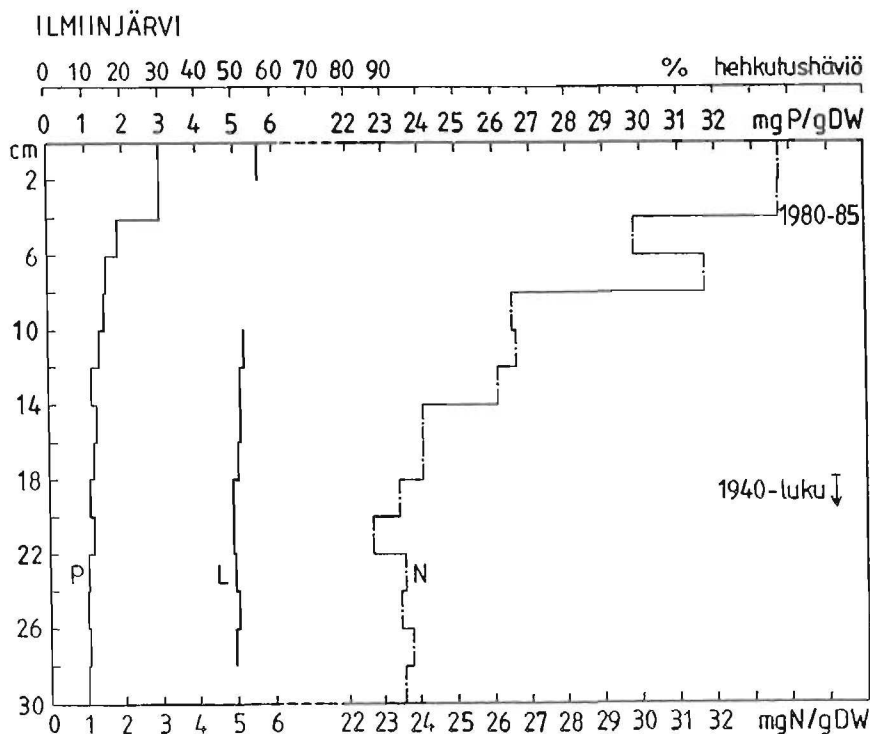
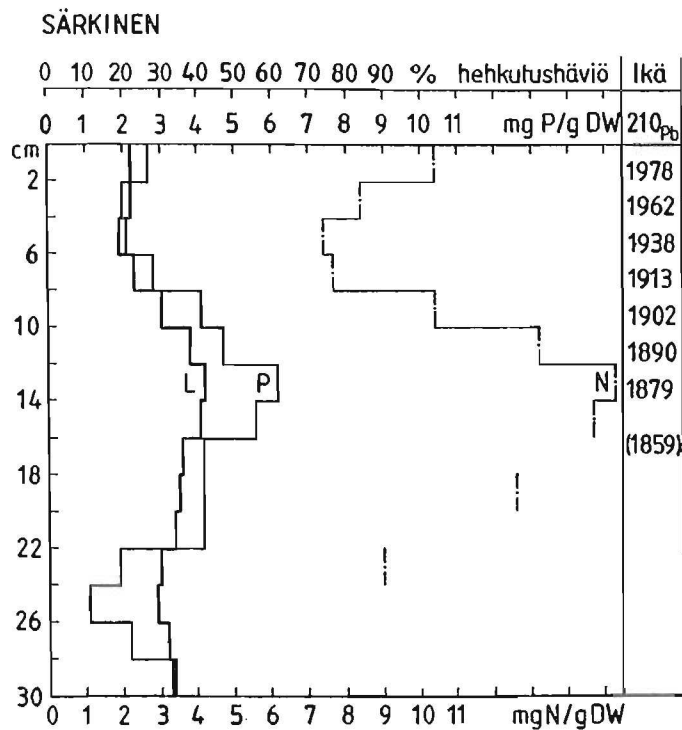
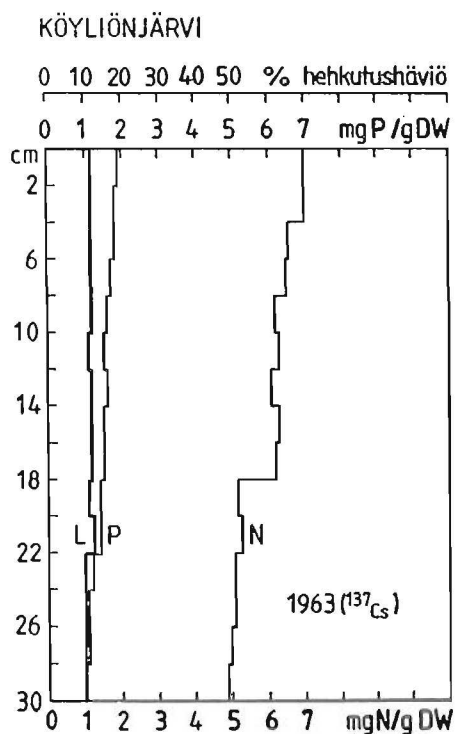
- mahdollinen velvoitetarkkailu
- erillistutkimukset ja raportit
- havaintopaikkojen koordinaatit

Järvistä, joista havaintoja on vain vähän (<10), pyydetään lähettämään kopiot analyysituloslomakkeista.

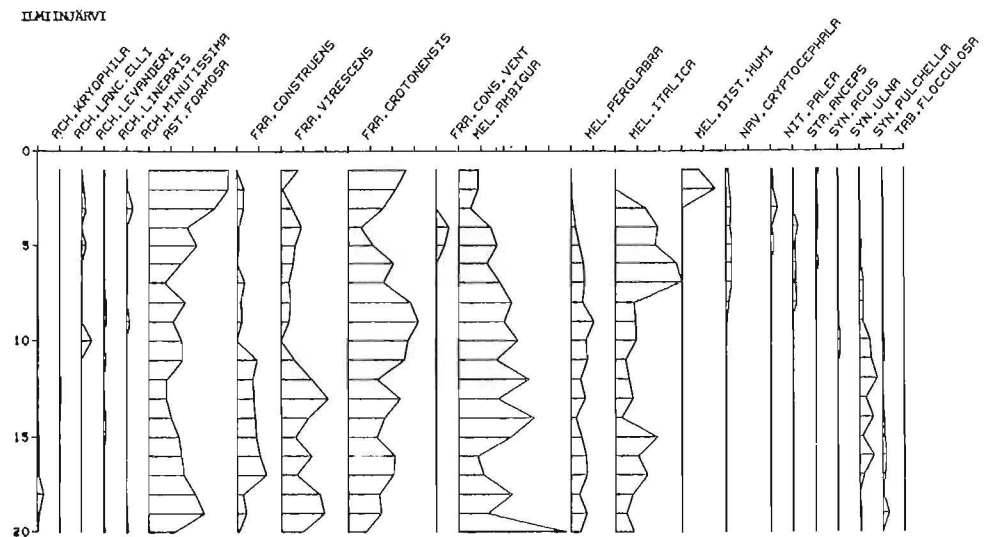
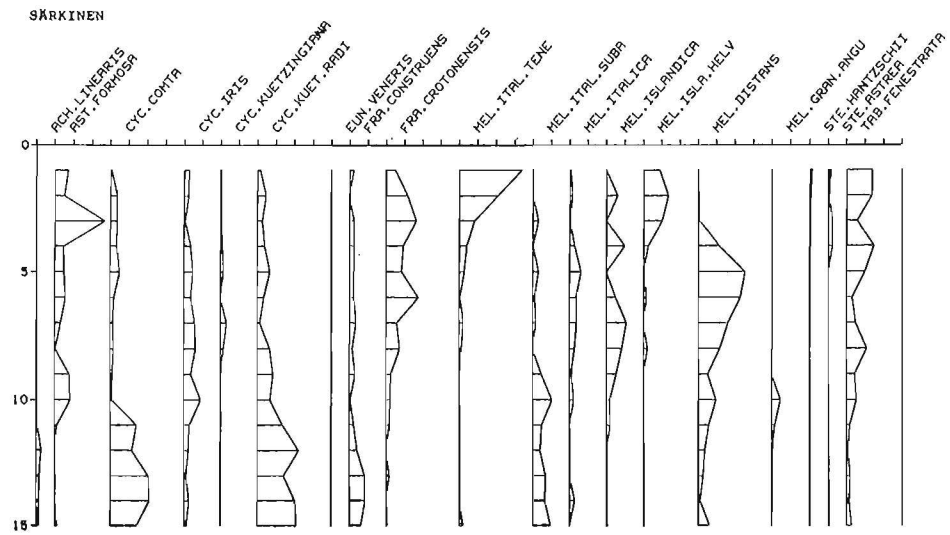
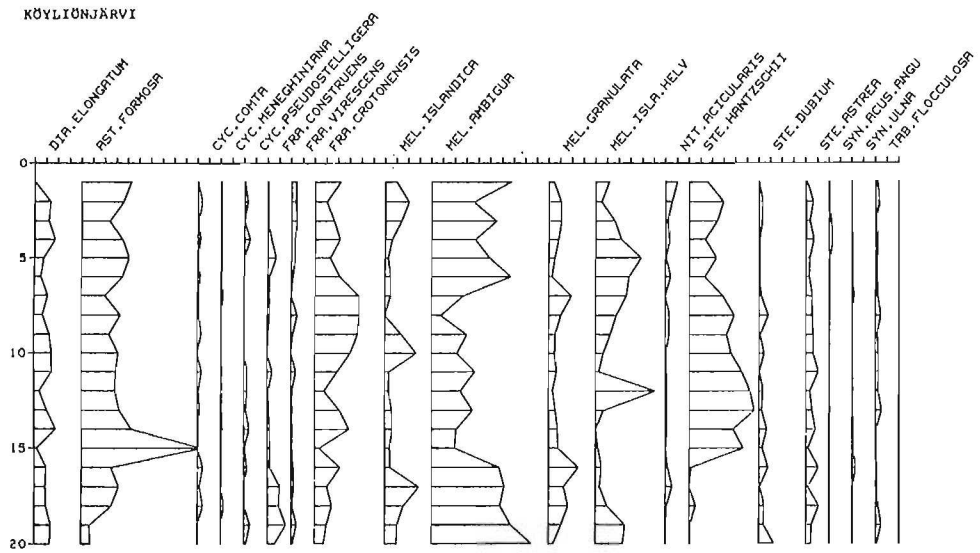
4. Lisätietoja

- esim. kuinka kauan esiintynyt sinileväkukintoja?
- kopiot syvyyskartoista

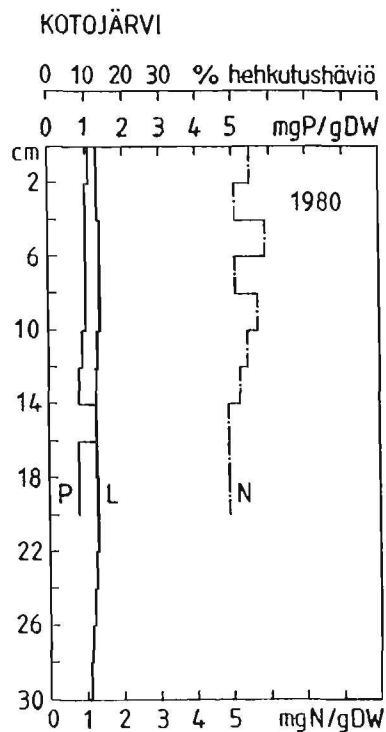
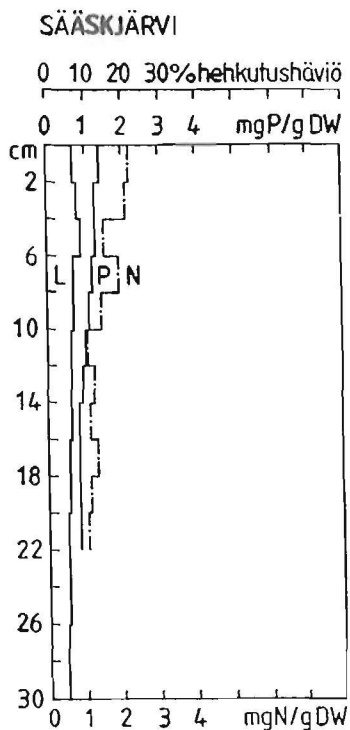
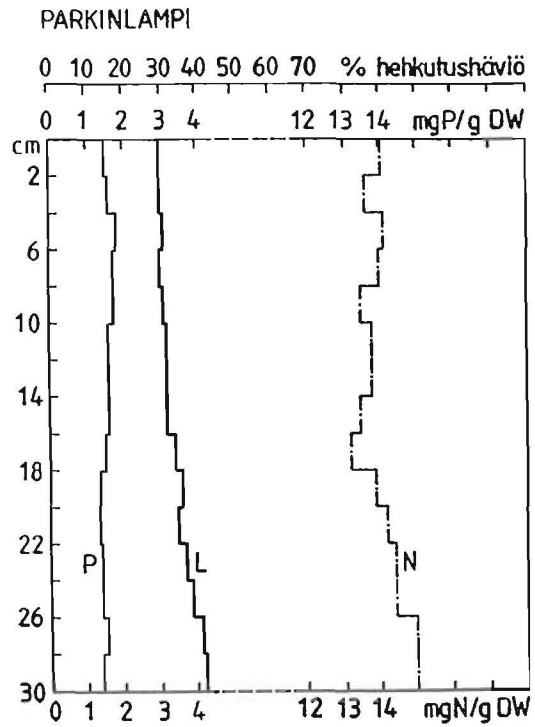
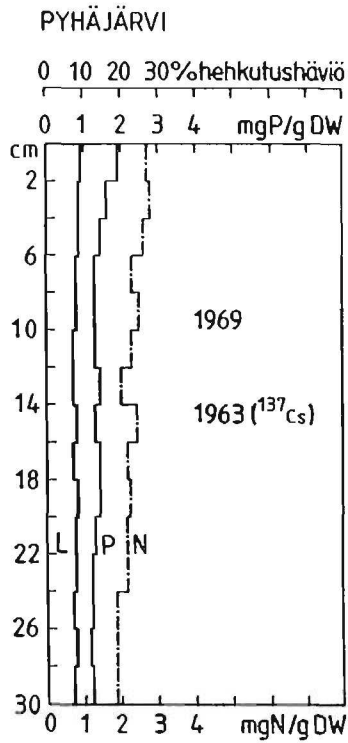
Köyliönjärven, Särkisen ja Ilmiinjärven sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.



Köyliönjärven, Särkisen ja Ilmiinjärven sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.

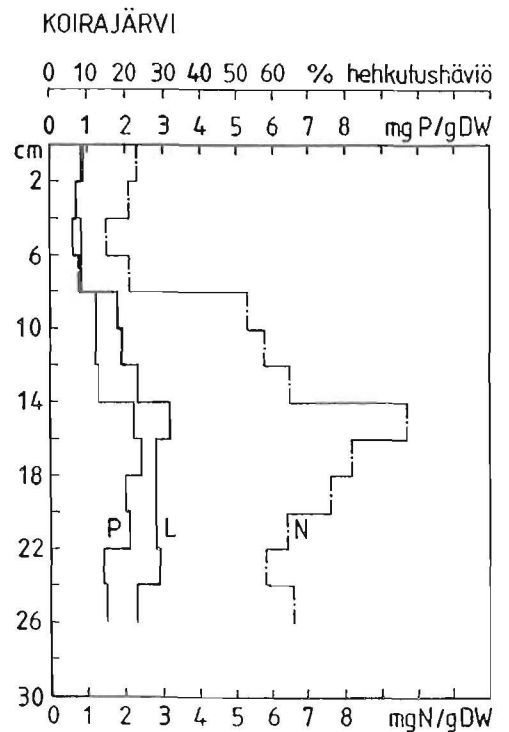
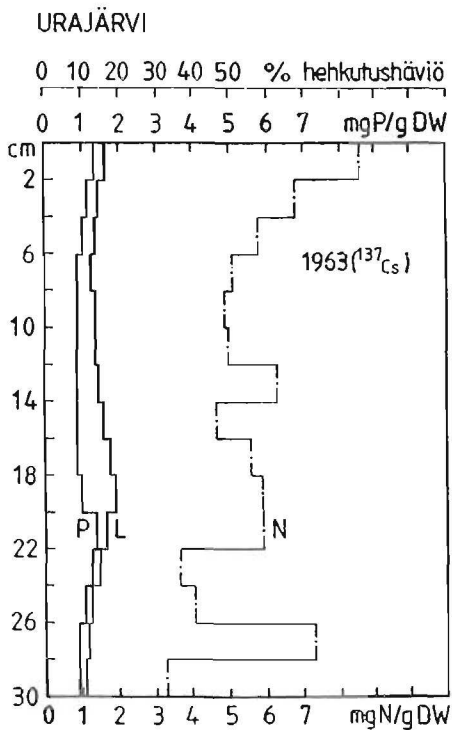
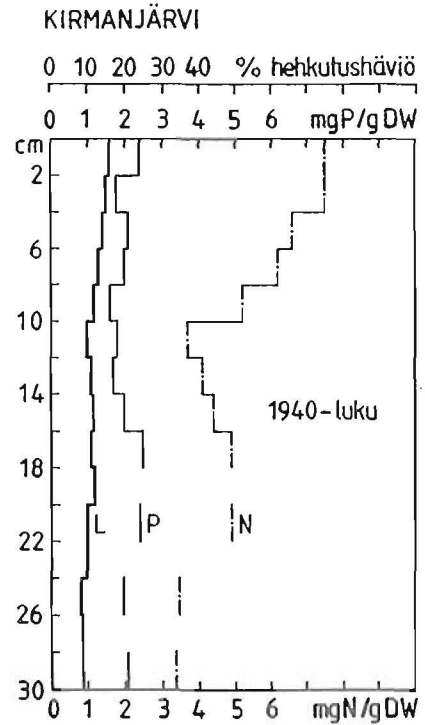
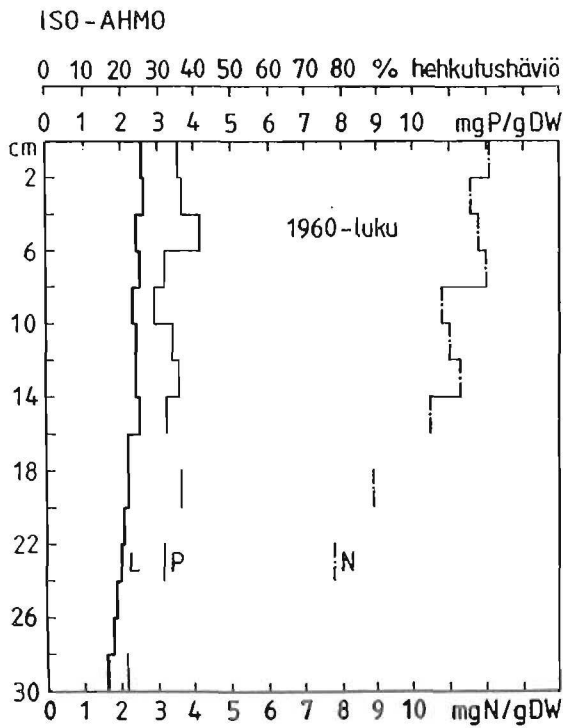


Pyhäjärven, Parkinlammen, Säaskjärven ja Kotojärven sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.

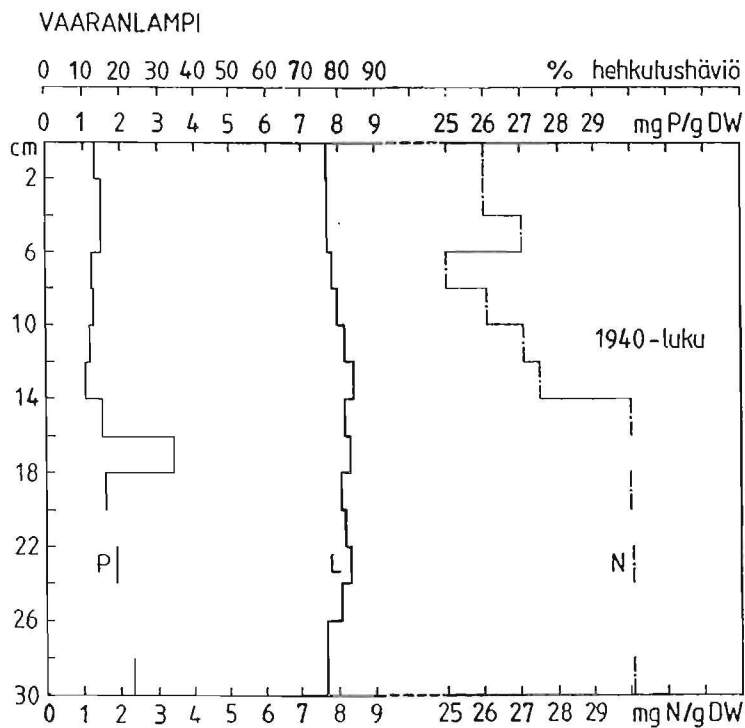
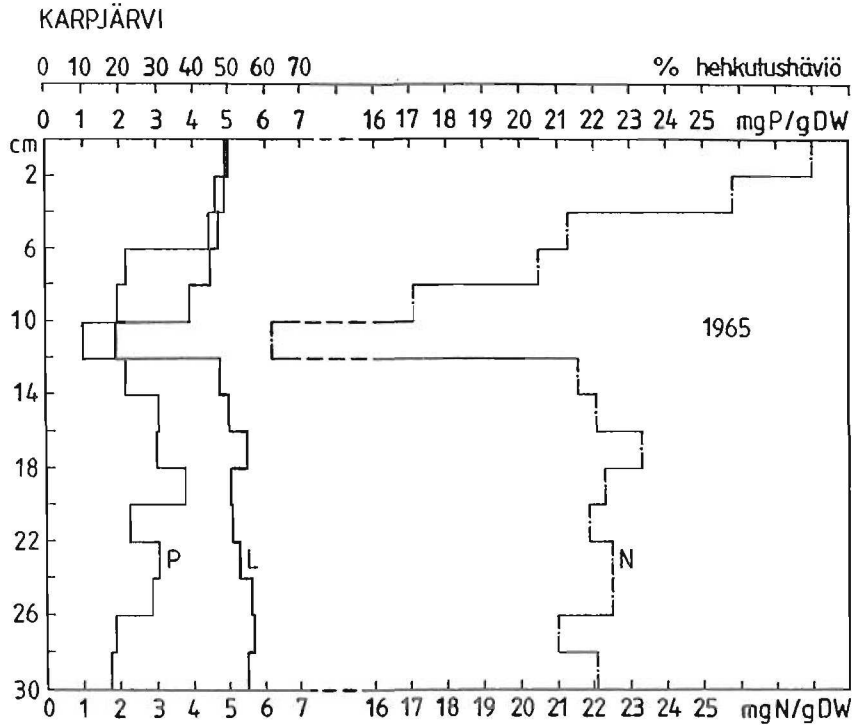


Liite 5

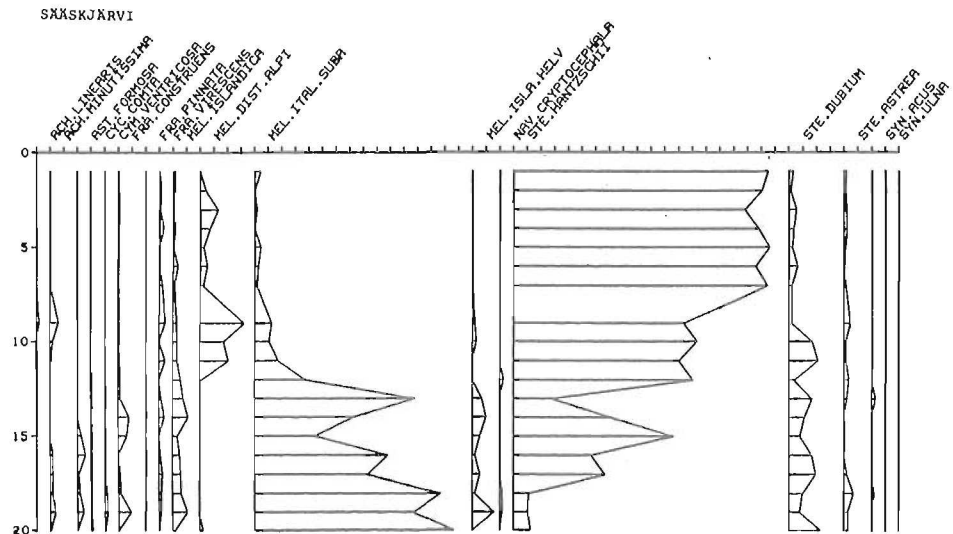
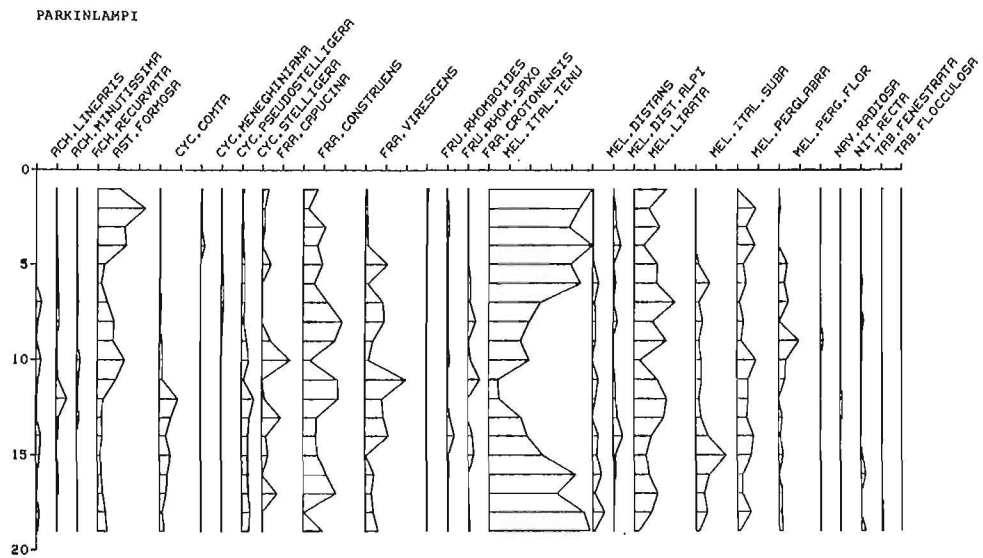
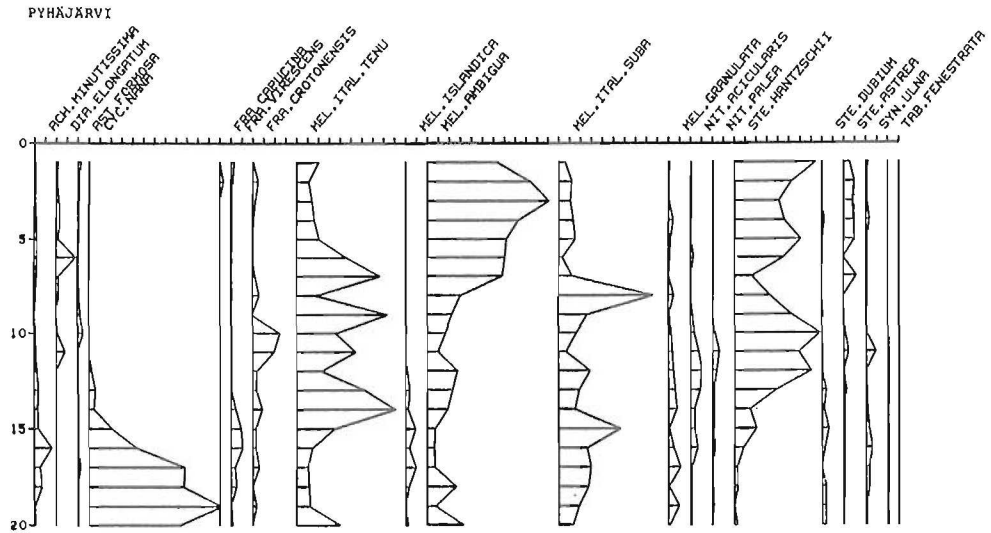
Iso-Ahmon, Kirmanjärven, Urajärven ja Koirajärven sedimentti-
näytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleis-
ta analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%),
P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.



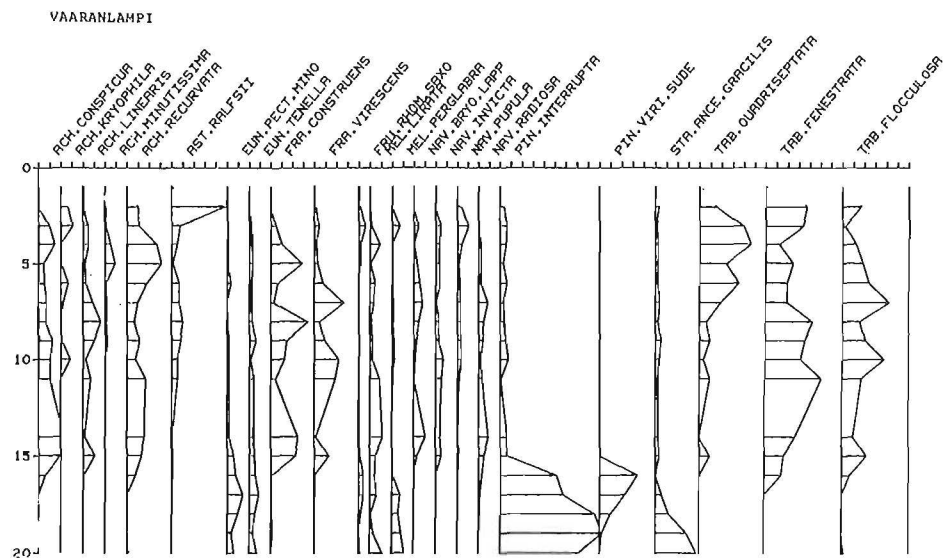
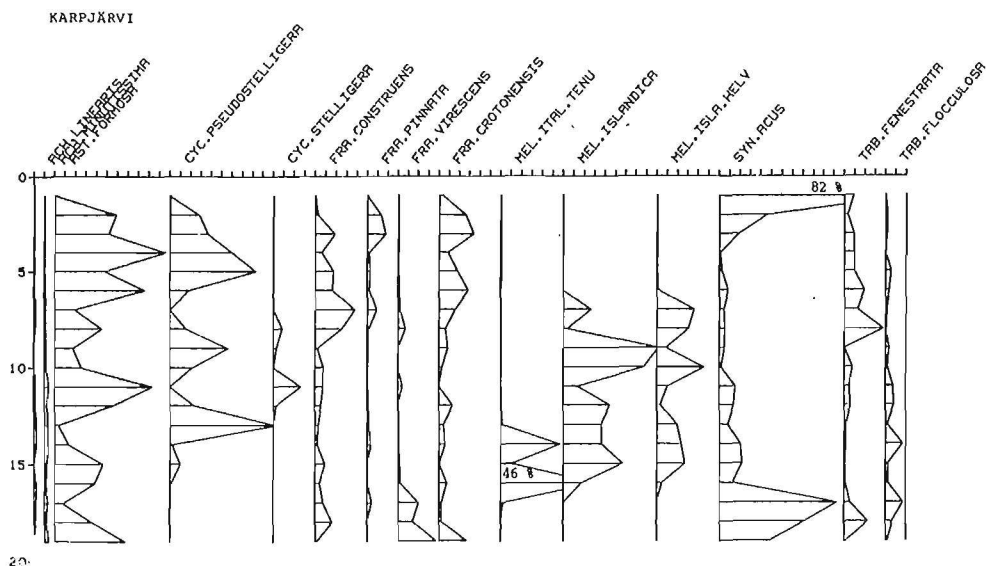
Karpjärven ja Vaaranlammen sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.



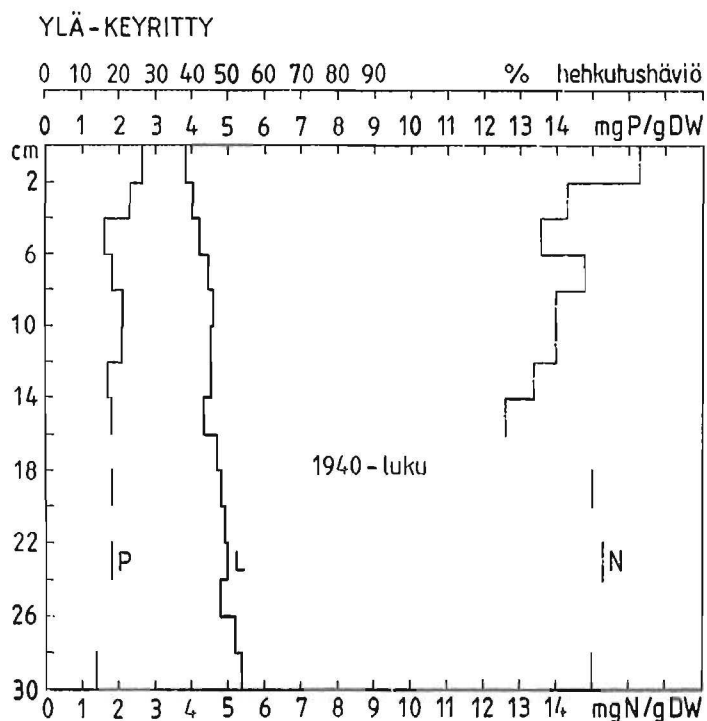
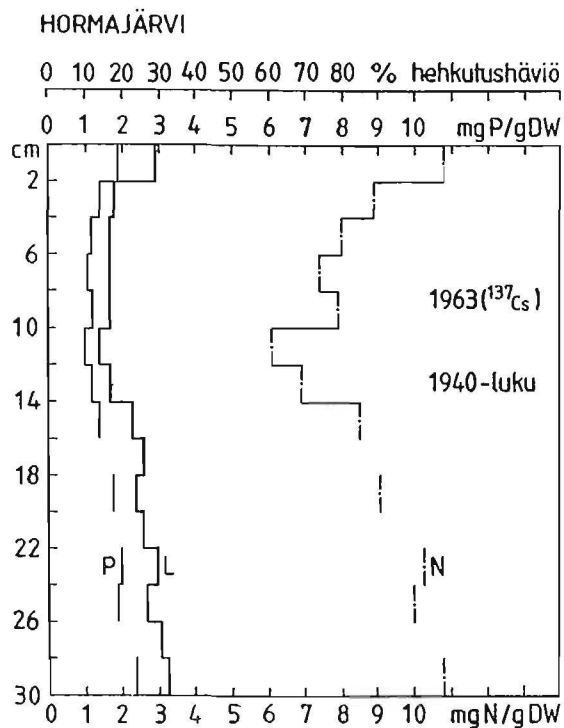
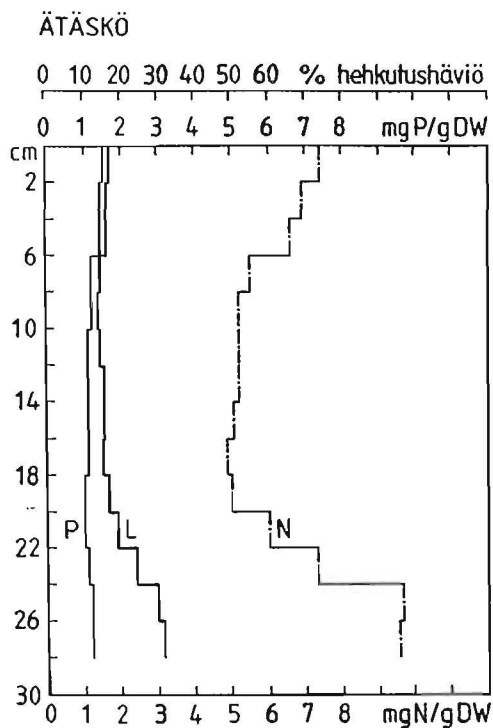
Pyhäjärven, Parkinlammen ja Säaskjärven sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.



Karpjärven ja Vaaranlammen sedimenttinäytteiden piilevästön kehitys 1 cm:n välein analysoituna. Diagrammeissa on esitetty vain valitut lajit. Pystyakselilla on syvyys senttimetreissä; piilevien osuudet vaaka-akselilla on esitetty prosentteina, jolloin jakoviivan väli on 5 %.



Ätäskön, Hormajärven ja Ylä-Keyrityn sedimenttinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat 2 cm:n viipaleista analysoituna. Käytetyt lyhenteet: L = hehkutushäviö (%), P = mgP/g kuiva-ainetta, N = mgN/g kuiva-ainetta.



VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA

1. Melanen, Matti (toim.): 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 forsavsnitt 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 järvi-kuivion happamat sulfaattimaat. Palko, Jukka & Myllymaa, Urpo: Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. Palko, Jukka; Räsänen, Matti & Alasaarela, Erkki: Luodon-Öjanjärven valuma-alueen maaperän ja vesistön happamuuskartoitus. Helsinki 1987.
12. Eloranta, Pertti: Hapro-projektin perifytonleviä koskevat tutkimukset vv. 1984 - 1985. Huttunen, Pertti; Hovi, Arto & Hämäläinen, Heikki: Virtaavien vesien pohjaeläimet ja happamoituminen. Kortelainen, Pirkko: Orgaanisen aineen vaikutus pintavesien happamuuteen - kirjallisuusselvitys. 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 peregrina* 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: Maankuivatukseen 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 in 1982 - 1984. 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 Kiiminkijoessa vuosina 1971 - 1985. Helsinki 1988.
26. Ruoppa, Marja & Ojala, Tiina: Ahventutkimukset Outokumpu Oy:n Kokkolan tehtaiden edustan merialueella vuosina 1984 ja 1985.
Nakari, Tarja & Ruoppa, Marja: Tervakoski Oy:n jätevesien vaikutuksista seeprakalan mätiin ja kuoriutuneisiin poikasiin sekä kirjolohien elintoi-
mintoihin.
Rekolainen, Seppo & Kauppi, Lea: Arvio Maatalous 2000 -komitean esittä-
mien toimenpiteiden vaikutuksista ympäristöön.
Pitkänen, Heikki & Kettunen, Ilppo: Sorannoston vaikutukset rannikkove-
sialueen tilaan: itäisen Suomenlahden, erityisesti Pyhtään edustan
vedenlaatu ja siihen vaikuttavat tekijät. Helsinki 1988.
27. Heinonen, Pertti & Hongell, Harri: Oulun läänin Pyhäjärven rehevöitymi-
nen kesällä 1985.
Ranta, Eeva: Kuorasjärven ja Iso-Allasjärven vesikasvillisuus vuonna
1984. Helsinki 1988.
28. Vesihuoltolaitokset 31.12.1987. Helsinki 1988.
29. Reinikainen, Asta: Bioroottorit ja biosuodin asumisjäteveden käsittelys-
sä. Helsinki 1988.
30. Nyroos, Hannele: Veden laadun arviointi vesiensuojelun suunnittelussa.
Helsinki 1988.
31. Heitto, Lauri: Vesikasvit ja ilmaperäinen happamoituminen suomalaisissa
metsäjärvissä.
Huttunen, Pertti & Hämäläinen, Heikki: Purojen minimi-pH:n ennustaminen
pohjaeläinten avulla.
Meriläinen, Jarmo & Hynynen, Juhani: Happamien ja happamoitumiselle
herkkien metsäjärvien pohjaeläimistö.
Turkia, Jaana: Sedimentin piilevät ja järvien happamoituminen.
Helsinki 1989.
32. Mononen, Paula: Enso-Gutzeit Oy:n Pankakosken kartonkitehtaan erityis-
haittavaikutukset Lieksanjoessa.
Nakari, Tarja & Miettinen, Veijo: Enso-Gutzeit Oy:n Pankakosken karton-
kitehtaan jätevesien vaikutuksista 2-kesäisten kirjolohien (*Salmo*
Gairdneri R.) elintoi-
mintoihin ja vesikirpun (*Daphnia Magna* L.) poikas-
ten elinkykyyn. Helsinki 1989.
33. Lehtonen, Kari: Öljyn ja dispersantin vaikutuksista Merenkurkun sinisim-
pukoihin. Helsinki 1989.
34. Lakso, Esko; Lindroos, Sirpa & Weppling, Kjell: Neutralointiohjeet
happamien sulfaattimaiden valumavesille. Helsinki 1989.
35. Kännö, Sakari & Salonen, Erno: Kalastus, kalakannat ja istutusten
vaikutukset Kemijoen rakentamattomassa latvaosassa Savukoskella vuosina
1979 - 1985.
Kännö, Sakari & Anttinen, Pertti: Kemijoen vesistön suurimpien jokien
kalataloudellinen tila 1980-luvun alkupuolella. Helsinki 1989.
36. Marja-aho, Jari & Koskinen, Kirsti: Turvetuotannon vesistövaikutukset.
Helsinki 1989.
37. Siirala, Maisa (toim.): Tammisaaren saaristoprojekti. Helsinki 1989.
38. Mäkinen, Päivi: Happamoituminen ja hapan pohjavesi haja-asutusalueiden
vesihuollon ongelmana. Helsinki 1989.
39. Vesilaitosten veden laatu vuonna 1987. Helsinki 1989.
40. Tolonen, Eira & Myllymaa, Urpo: Kiiminkijoen vesistöalueen järvien tila
ja käyttökelpoisuusluokitus. Helsinki 1989.
41. Siuntionjokineuvottelukunta: Siuntionjoen vesistön käytön ja suojelun
yleissuunnitelma. Helsinki 1989.
42. Vilhunen, Oili: Hankoa ympäröivän merialueen tila vuosina 1976 - 1986.
Helsinki 1989.
43. Vantaanjoen vesistön vesiensuojelun toimenpideohjelma. Helsinki 1990.
44. Jeltsch, Ulrich: Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Helsinki 1990.
45. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun Nurmes-
tutkimuksessa.

46. Heikkilä, Raimo: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Helsinki 1990.
47. Korkka-Niemi, Kirsti: Tutkimus kaivovesien happamoitumisesta Suomessa. Helsinki 1990.

