

Tuhkalannoituksen vesistövaikutukset

**Tiina Tulonen
Susanna Ollila
Lauri Arvola**

Tuhkalannoituksen vesistövaikutukset

**Tiina Tulonen
Susanna Ollila
Lauri Arvola**

Metsätehon raportti 87
10.3.2000

Konsortiohanke: Fortum Power and Heat Oy, Metsähallitus,
Metsäliitto Osuuskunta, Metsäteollisuus ry,
Pölkky Oy, Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj,
Vapo Timber Oy

Kirjoittajien yhteystiedot: Helsingin yliopisto
Lammin biologinen asema
16900 Lammi. Puhelin: (03) 631 1111

Asiasanat: fosfori, kadmium, raskasmetallit, tuhka,
vesistövaikutukset

© Metsäteho Oy

Helsinki 2000

SISÄLLYS

ALKUSANAT	4
TIIVISTELMÄ	5
1 JOHDANTO	6
1.1 Tausta	6
1.2 Tavoitteet.....	7
2 MENETELMÄT	7
2.1 Tutkimusalue	7
2.2 Tuhkalannoitus	9
2.3 Näytteenotto	11
2.4 Vesikemialliset ja biologiset analyysit	11
3 TULOKSET	12
3.1 Huuhtoumat valuma-alueelta.....	12
3.2 Veden laatu järvissä.....	17
3.3 Järviekosysteemit.....	27
3.3.1 Bakteeri- ja kasviplankton.....	27
3.3.2 Eläinplankton.....	29
3.3.3 Kalat	31
3.4 Raskasmetallien kertyminen.....	33
4 TULOSTEN TARKASTELU	34
4.1 Huuhtoumat ja järvien veden laatu.....	35
4.2 Vesiekosysteemivaikutukset.....	36
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	38
KIRJALLISUUS	40
LIITE	

ALKUSANAT

Metsäteollisuusyritykset pyysivät vuonna 1995 Metsätehoa selvittämään sitä, mitä tutkimuksia ja kehittämistoimia pitäisi tehdä, jotta luotaisiin edellytykset suurien voimalaitosten tuottaman etupäässä puuperäisen tuhkan laajamittaiselle metsäkäytölle. Selvitystyön johdosta käynnistettiin vuoden 1996 lopulla Metsätehon koordinoimana 3-vuotinen Biotuhkan hyödyntäminen metsänparannusaineena -hanke. Hankkeessa tutkitaan erityisesti tuhkan metsäkäytön ympäristövaikutuksia, kuten ravinteiden huuhtoutumista ja vaikutusta vesiin, tuhkan vaikutusta marjojen ja sienien raskasmetallipitoisuuksiin sekä maaperän mikro-organismeihin. Teknistaloudellisten tutkimusten ja kokeilujen tehtävänä puolestaan on tuottaa tietoa mm. tuhkan esikäsitteystä ja hyödyntämisen tekniikoista ja taloudesta.

Hankkeen rahoittajat olivat Fortum Power and Heat Oy, Metsähallitus, Metsäliitto Osuuskunta, Metsäteollisuus ry, Pölkky Oy, Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj, Vapo Timber Oy ja TEKES. Hankkeessa tutkimuksia suorittavat organisaatiot olivat Helsingin yliopisto, Kuopion yliopisto, Oulun yliopisto, Metsäntutkimuslaitos, Metsäteho Oy, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Tässä raportissa esitetään Helsingin yliopiston Lammin biologisella asemalla ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Evon kalantutkimus- ja vesiviljelyasemalla tehdyt tutkimukset, jotka koskivat ravinteiden huuhtoutumista tuhkalannoituksesta ja sen vesistövaikutuksia. Tutkimukset suoritti työryhmä FT Lauri Arvola, FL Tiina Tulonen, FM Susanna Ollila ja FK Anja Lehtovaara Lammin biologiselta asemalta, FT Martti Rask ja FK Chris Karppinen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta sekä FK Mikael Pihlström Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitoksesta.

Helsinki 5.1.2000

Antti Korpilahti

Tuhkahankkeen koordinaattori

TIIVISTELMÄ

Osana puuntuhkan käyttöä metsien lannoitteena ja sen ympäristövaikutuksia selvittävää tutkimus- ja kehityshanketta tutkittiin tuhkalannoituksen vaikutuksia valuma-alueen huuhtoumiin ja alapuolisten järvien veden laatuun ja biologiaan. Vesiympäristön kannalta mahdollisena ympäristöriskinä voidaan pitää tuhkan vahvaa emäksisyyttä, korkeaa fosforipitoisuutta ja tuhkan sisältämiä raskasmetalleja.

Tutkimuskohteena oli kolme humuspitoista metsäjärveä, joista kahden valuma-alueelle levitettiin ns. itsekovetettua tuhkaa noin 6 400 kg hehtaarille (< 20 % valuma-alueesta) ja yhden järvistä toimiessa kontrollina. Lannoitella valuma-alueella seurattiin sekä turvemaalta että kivennäismaalta tulevia huuhtoumia. Tutkimusalueella kerättiin vertailuaineistoa noin vuoden verran ennen tuhkalannoitusta.

Talvella 1998 tapahtuneen tuhkalannoituksen jälkeen valumavesien happamuus laski vain hiukan. Etenkin lannoitetulta turvemaalta tulevan veden alkaliniteetti ja johtokyky nousivat ja K-, Cl- ja SO₄-huuhtoumat kasvoivat. Muutokset olivat osittain havaittavissa vielä kahden vuoden kuluttua (v. 1999). Järvien veden laadussa oli havaittavissa pientä K-, Cl- ja SO₄-pitoisuuksien nousua.

Vaikka fosforihuuhtoumien ei havaittu lisääntyneen tuhkalannoituksen jälkeisenä vuonna, järvien tuotantotason lievä nousu näkyi kohonneina klorofylli *a* -pitoisuuksina ja kasviplanktonmäärien kasvuna kontrollijärveen verrattuna. Eläinplanktonin osalta selvin muutos oli rataseläinten runsastuminen toisessa tutkimusjärvistä. V. 1998 raskasmetallien huuhtoutumista tai kertymistä vesieliöstöön (eläinplankton, pohjaeläimet, kalat) ei ollut havaittavissa. Vertailuaineiston keruu ennen lannoitusta sekä kontrollialueiden samanaikainen seuranta mahdollisti tuhkalannoituksesta aiheutuvien lyhytaikaisten muutosten arvioinnin tutkimusjakson poikkeuksellisista sääolosuhteista huolimatta. Raskasmetallien sekä fosforin hitaan liukenevuuden takia tutkimus oli kestoltaan liian lyhytaikainen, jotta sen avulla voitaisiin luotettavasti arvioida tuhkalannoituksen aiheuttamia pitkäaikaisia vaikutuksia vesiekosysteemissä.

1 JOHDANTO

1.1 Tausta

Tämä tutkimus on osa tutkimus- ja kehityshanketta, jossa selvitetään puun-
tuhkan käyttöä metsien lannoitteena ja sen mahdollisia ympäristövaikutuk-
sia. Suomen metsäteollisuudessa ja lämpövoimaloissa syntyy vuosittain yli
200 000 tonnia tuhkaa, josta ainakin osa on laadultaan metsälannoitteeksi
soveltuva. Tuhkan käyttö metsien maanparannusaineena voisi luonnonta-
louden kannalta olla järkevää, sillä metsähakkuiden yhteydessä metsistäm-
me on korjattu suuria määriä ravinteita, jotka tuhkalannoituksella palautet-
taisiin takaisin kasvupaikalle. Tuhkantuottajia puutuhkan hyödyntäminen
lannoitteena kiinnostaa myös uudistuneiden jätelakien ja tiukentuvien EU-
määräysten vuoksi.

Tuhkan käyttöä on tähän mennessä rajoittanut sen vaihteleva laatu ja pöly-
tuhkasta liukenevat ravinteet. Tuhkan esikäsittelyllä estetään pölyhaitat ja
saadaan tuhka helposti levitettävään muotoon sekä vähennetään merkittä-
västi ravinteiden ja muiden yhdisteiden liukoisuutta (Steenari ym. 1996).
Vesiympäristön kannalta haittana voidaan pitää kuitenkin tuhkan vahvaa
emäksisyyttä, suhteellisen korkeaa fosforipitoisuutta (1 - 2 %) ja sen sisäl-
ttämiä raskasmetalleja, joiden pitoisuudet tosin vaihtelevat suurestikin eri
tuhkaerissä (Leinonen 1996). Tuhkan aineosien huuhtoutuessa valuma-
alueelta puroihin ja järviin veden pH:n muutokset voivat vaikuttaa vesieliöi-
den toimintaan, korkea fosforikuormitus voi johtaa rehevöitymiseen ja ras-
kismetallit voivat kertyä ravintoketjuihin. Tuhkan ja sen sisältämien yhdis-
teiden huuhtoumamääriin ja -laatuun vaikuttavat oleellisesti myös lanno-
itettavan alueen maaperän laatu, lannoituksen ajankohta ja vuosittaiset vaih-
telut sademäärissä ja virtaamissa. Suomessa metsien tuhkalannoituksia tur-
ve- ja mineraalimaille on tehty viime vuosina kasvavassa määrin, vaikka
tuhkan käytön ympäristövaikutuksia vesiluonnossa ei ole selvitetty seikka-
peräisesti.

Ruotsissa on jonkin verran tutkittu tuhkalannoituksen vaikutuksia valuma-
vesiin. Tuhkan on todettu vaikuttavan välittömästi lähinnä valumavesien
pH-arvoon, johtokykyyn ja kaliumpitoisuuksiin (Rosen et al. 1993, Frans-
man & Nihlgård 1995, Ring et al. 1998). Seuranta on usein kestänyt muu-
tampia vuosia tuhkalannoituksen jälkeen ja vaikutukset valumavesissä ovat ol-
leet lyhytaikaisia, mutta vaikutukset voivat tulla näkyviin myös vasta use-
amman vuoden kuluttua. Ruotsissa ei ole tiettävästi selvitetty tuhkalanno-
ituksen vaikutuksia alapuolisiin vesistöihin. Tuhkalannoitusta kaavaillaan
käytettäväksi kalkituksen tavoin happamoituneille metsäalueille. Asenne
tuhkalannoitukseen etenkin ilman epäpuhtauksien happamoittamilla alueilla
on Ruotsissa varovaisen positiivinen. Siellä tuhkalla halutaan ”parantaa”
valumavesien ja alapuolisen vesistön laatua (Anon. 1999). Suomessa ei ole
aikaisemmin selvitetty tuhkan vesistövaikutuksia ja tätä tutkimusta voidaan
pitää siinä suhteessa pioneerityönä. Tuhkan sisältämien yhdisteiden huuh-

toutumista soiden ojitusalueilta pinta- ja pohjavesiin selvitetään erikseen yhtenä osana tätä Metsäteho Oy:n koordinoimaa yhteistutkimushanketta (Pirainen 1999).

1.2 Tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää valuma-alueelle levitettävän tuhkan mahdollisia vaikutuksia alapuoliseen vesistöön. Selvityksessä keskityttiin kolmeen seikkaan, jotka ovat olennaisia tuhkan ympäristövaikutuksia arvioidessa:

1. Ravinteiden ja muiden yhdisteiden huuhtoutuminen lannoitetuilta valuma-alueilta vesistöihin: huuhtoumien määrä, laatu ja nopeus.
2. Tuhkalannoituksen vaikutukset järvien veden laatuun sekä vesieliöstön toimintaan ja rakenteeseen
3. Tuhkan sisältämien haitallisten yhdisteiden, kuten raskasmetallien, kulkeutuminen ja kertyminen vesieliöstöön

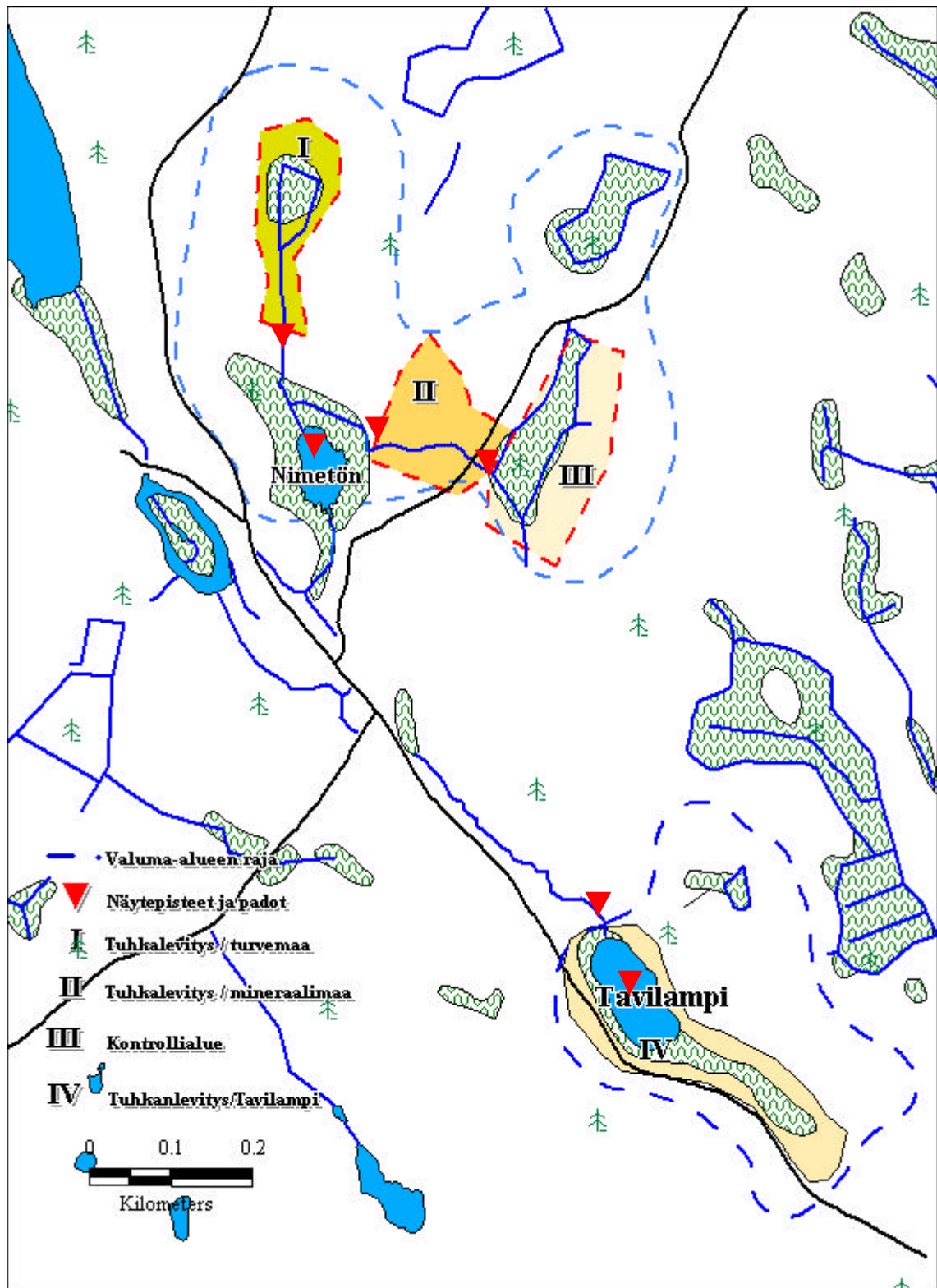
Huuhtoumatutkimuksissa seurattiin tuhkan sisältämien ravinteiden ja muiden aineosien huuhtoutumista toisaalta turvemaalta ja toisaalta kivennäismaalta. Järvissä selvitettiin erityisesti tuhkan sisältämän fosforin rehevöitymisvaikutuksia ja muutoksia veden happamuudessa. Raskasmetallien kulkeutumista alapuoliseen vesistöön jäljitettiin ravintoketjun kuluttajaporaasta eli eläinplanktonista, pohjaeläimistä ja kaloista.

Huuhtoumia ja järvien tilaa seurattiin noin vuoden verran ennen tuhkalannoitusta, mikä antoi tärkeää taustatietoa tutkimusalueista. Koska lannoituksen jälkeen seuranta jatkettiin vain n. 1.5 vuotta, tutkimus voi antaa tietoa vain tuhkalannoituksen lyhytaikaisista vaikutuksista vesistöissä. Tuhkan välittömiä vaikutuksia veden laatuun ja kasvi- ja bakteeriplanktonyhteisöihin selvitettiin erillisillä koesarjoilla, joissa eri määriä tuhkaa lisättiin järville. Koetuloksia on käsitelty tutkimushankkeen väliraportissa vuodelta 1997 ja erikseen pro gradu -tutkielmassa (Ollila 1999), jonka tiivistelmä on liitteenä 1.

2 MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

Tutkimukseen valittiin eteläisessä Hämeessä Lammin kunnassa sijaitsevalta Evon metsäalueelta (61°14'N, 25°12'E) kolme noin hehtaarin kokoista, veden laadultaan samankaltaista metsäjärveä valuma-alueineen (kuva 1). Valuma-alueiden metsäisyydestä ja turvevaltaisuudesta johtuen järvien vesi on tummaa, humuspitoista, luonnostaan hapanta ja melko vähäravinteista. Tyypillisin kalalaji on ahven. Järvistä Nimetönjärven ja Tavilammen valuma-alueille levitettiin itsekovetettua tuhkaa. Horkkajärven valuma-alueella ei lannoitettu ja se toimi tutkimuksessa vertailujärvenä. Tavilampi, Nimetön ja Horkkajärvi ovat valuma-alueen latvajärviä.



Kuva 1. Tuhkalannoituksen vesistövaikutustutkimuksen kohdejärvet, niiden valuma-alueet ja lannoitusalueet.

Nimettömän valuma-alueen (25 ha) kahdesta lannoitetusta osavaluma-alueesta toinen on korpimaista, kuusi- ja koivuvaltaista aikaisemmin ojitettua turvemaata (n. 1.6 ha) ja toinen enimmäkseen mustikkatyypin sekapuustoista kivennäismaata (n. 1.4 ha). Tuhkalla lannoitettu alue on 12 % valuma-alueesta. Molempien lannoitusalueiden läpi virtaa puro, samoin kuin tuhkallevityksen ulkopuolelle jäävän kuusivaltaisen turvekankaan läpi. Nimetön on suhteellisen syvä (maksimisyvyys 11 m) järvi, jonka vesi sekoittuu vain satunnaisesti syksyisin ja on täten pintakerroksia lukuun ottamatta hapeton. 1980-luvun alussa Nimettömän valuma-alueelle rakennettiin metsäautotie, alue avohakattiin ja sen jälkeen kulotettiin. Näiden toimenpiteiden vaikutuksia huuhtoumiin ja järven tilaan seurattiin usean vuoden ajan (mm. Arvola et al. 1990, Rask et al. 1993).

Tavilammen valuma-alueella (11 ha) tuhka levitettiin järven ympärillä olevalle turvemaalle (n. 2.1 ha). Tuhkalannoitus käsittää siten 19 % valuma-alueesta. Alue koostuu erityyppisistä pienialaisista kuusivaltaisista korpialueista sekä rämeestä. Tavilampeen ei valuma-alueelta virtaa ainoatakaan puroa. Tavilampi on hieman matalampi (maksimisyvyys 7 m) ja sijainniltaan vähemmän suojoinen kuin Nimetön, joten järvi sekoittuu hieman useammin ja sen happitilanne pysyy täten parempana.

Vertailujärvenä toimiva Horkkajärvi on järvistä suurin ja tummavetisin. Se on suhteellisen syvä (maksimisyvyys 12 m), ja veden sekoittuminen pohjaan saakka on satunnaista. Hapellinen kerros ulottuu kuitenkin Horkkajärvessä syvemmälle kuin Nimettömässä.

2.2 Tuhkalannoitus

Tuhkalannoitus suoritettiin toisena tutkimusvuonna helmikuussa 1998. Lannoitukseen käytettiin Metsä-Botnian Äänekosken tehtailta tuotua ns. itsekoivetettua tuhkaa (kosteus n. 25 %), jonka keskimääräiset alkuainepitoisuudet näkyvät taulukossa 1. Tuhkaa levitettiin valuma-alueille keskimäärin 6 400 kg hehtaarille. Levitys tapahtui mies- ja naistyönä lapiolla mahdollisimman tasaisesti lumihangelle. Tuhkalannoituksen mukana tutkimusalueille lisättiin fosforia n. 37 - 41 kg/ha (taulukko 2), mikä on hieman pienempi määrä kuin yleisesti suositeltava keinolannoituksen fosforiannos (45 kg/ha). Tuhkalannoituksen mukana tullut kadmiumkuormitus oli n. 42 - 46 g/ha, mikä on yli satakertainen Evon metsäalueelle vuosittain ilmaperäisesti laskeutuvan kadmiummäärään (n. 0.3 g/ha) verrattuna (Ruoho-Airola 1995).

TAULUKKO 1 Metsä-Botnia Oy:n Äänekosken tehtaan itsekovetetun tuhkan (kosteus 25 %) alkuainepitoisuudet sitruunahappo- ja typpihappouutoissa

Alkuaine	Laatu	Pitoisuus tuhkassa	
		Sitruunahappouutto	Typpihappouutto
P	g/kg	4.7	6.1
K	g/kg	15	13
Ca	g/kg	189	248
Mg	g/kg	7.5	10
Mn	g/kg	4.1	4.8
S	g/kg	7.9	8.4
B	mg/kg	-	143
Cd	mg/kg	5.7	6.9
Cu	mg/kg	28	110
As	mg/kg	< 10	< 10
Ni	mg/kg	20	34
Pb	mg/kg	< 10	10
Zn	mg/kg	1060	1200
Cr	mg/kg	16	30
Na	g/kg	5.0	5.3
Fe	g/kg	3.4	5.5
Al	g/kg	8.3	11

TAULUKKO 2 Tutkimusalueen lannoitusalat, levitetyt tuhkamäärät, lannoituksen mukana valuma-alueelle joutunut keskimääräinen alkuaineannos sekä alueelle kohdistuva vuosilaskeuma (Ruoho-Airola 1995)

	Lannoitusala, ha	Tuhkamäärä, kg/ha	Fosfori, kg/ha	Kalium, kg/ha	Kalsium, kg/ha	Kupari, g/ha	Kromi, g/ha	Sinkki, kg/ha	Kadmium, g/ha
Valuma-alue:									
Nimetön	3.0	6 100	37	78	1 510	670	180	7.3	42
Tavilampi	2.1	6 700	41	86	1 660	740	200	8.0	46
Vuosilaskeuma			-	0.74	1.04	6	0.75	0.03	0.28

2.3 Näytteenotto

Virtaamien mittaamiseksi rakennettiin kesäkuussa 1998 kaksi mittapatoa Nimettömän valuma-alueelle ja yksi Tavilammesta lähtevään puroon. Mittapatojen yläpuolelle asennettiin limnigrafit virtauksen mittaamiseksi. Vesinäytteenoton yhteydessä virtaus mitattiin aina myös käsin käyttäen mittaastiaa ja sekunttikelloa. Huuhtoumatutkimuksia varten vesinäytteet otettiin Nimettömään laskevista puroista siten, että puro 1 edusti lannoitetulta turvemaalta, puro 2 lannoitetulta kivennäismaalta ja kontrollipuro lannoittamattomalta turvemaalta virtaavaa vettä. Lisäksi järvestä lähteviä huuhtoumia seurattiin Nimettömästä ja Tavilammesta laskevista puroista. Näytteet otettiin huhti-toukokuun välisenä aikana noin 2 viikon välein ja keväällä 1998 tuhkalannoituksen jälkeen useammin.

Järvistä vesinäytteitä otettiin Nimettömästä ja Horkkajärvestä kerran kuussa ja Tavilammesta joka toinen viikko toukokuusta lokakuuhun vuosina 1997 - 1998. Talvikuukausina näytteenotto tehtiin noin kerran kuussa. Vuonna 1999 kaikista järvistä näytteenotto tapahtui kerran kuussa. Näytevesi otettiin Limnos-noutimella järven keskeltä 0, 1, 2 ja 6 m (Tavilampi 5 m) syvyydeltä kemiallisia analyyseja ja bakteeri- ja kasviplanktonmäärytyksiä varten. Tavilammesta kasviplanktontuotantoa ja planktonin yhteisöhengitystä varten otettiin kokoomanäyte 0, 0.5 ja 1 m syvyydestä. Eläinplanktonnäytteet otettiin 0 - 3 m syvyydeltä kokoomanäytteenä. Järven happi- ja lämpötilaprofiilit mitattiin YSI-happi- ja lämpötilamittarilla.

Raskasmetallimäärytyksiä varten tutkimusjärvistä otettiin eläinplanktonhaavilla (silmäkoko 50 µm) näyte eläinplanktonbiomassasta, joka pakastettiin. Vertailuaineiston saamiseksi biomassanäytteet otettiin myös muutamista muista Evolla sijaitsevista järvistä. Pohjaeläimiä kerättiin tutkimusjärvistä syksyllä rannalta käsin varsihaavilla. Kerätyt eläimet pidettiin 12 tuntia puhtaassa vedessä suolen tyhjentymistä varten, minkä jälkeen ne laskettiin, punnittiin ja pakastettiin. Tavilammesta ja Horkkajärvestä pyydettiin ahvenia ja niistä otettiin pakastettavat lihas- ja maksanäytteet raskasmetallimäärytyksiä varten.

2.4 Vesikemialliset ja biologiset analyysit

Vesinäytteistä määritettiin kokonaistyyppi ja -fosfori, fosfaattifosfori, nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtyppi, pH, alkaliniteetti, johtokyky, väri sekä klorofylli *a* -pitoisuus. Lisäksi 4 - 6 kertaa vuodessa näytevesistä määritettiin Ca-, Na-, K-, Cl-, SO₄-, Mg- ja Fe-pitoisuudet. Analyysit tehtiin Lammien biologisen aseman vesilaboratoriossa ja menetelmät on selostettu tarkemmin julkaisussa Ollila 1999. Puro- ja järvivesistä määritettiin keväällä 1998 myös As-, Cd-, Cr- ja Pb-pitoisuuksia.

Tavilammella mitattiin vuosina 1997-98 touko-syyskuussa kasviplanktonin tuotantoa (¹⁴C-menetelmä) ja planktonyhteisön kokonaishengitystä (Ollila

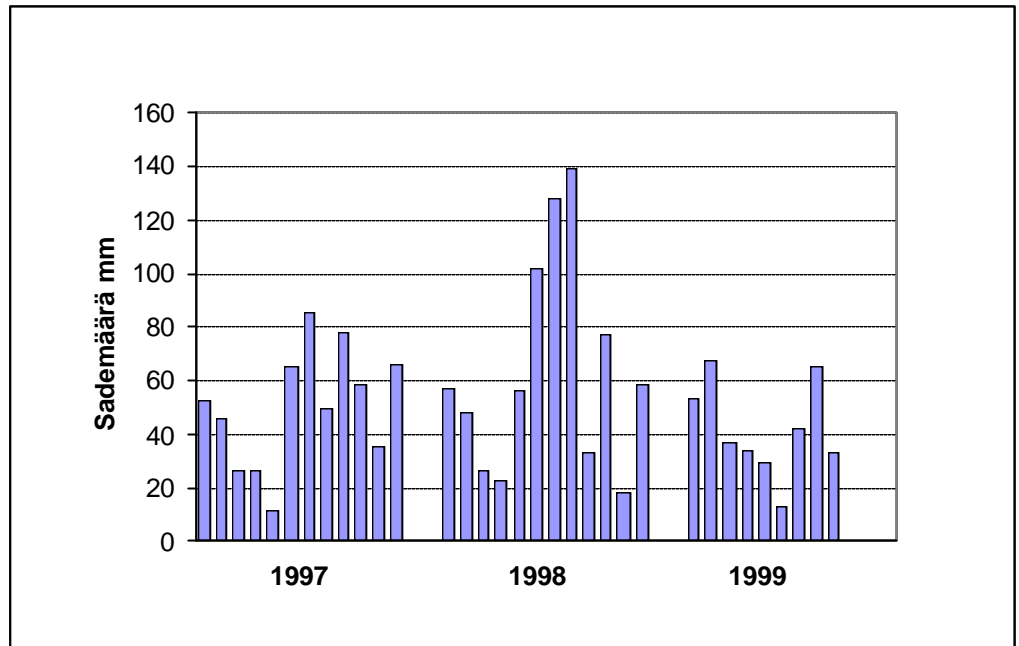
1999). Planktoneliöstön lajiston ja määrän selvittämiseksi näytevedet kestävästi Lugol-liuoksella kasvi- ja bakteeriplanktonin osalta ja formaliinilla eläinplanktonin osalta myöhempää mikroskopointia varten. Bakteerit värjättiin ja laskettiin epifluoresenssimikroskoopilla 1200x suurennoksella. Kasviplanktonin ja alkueläimien määrä, biomassa ja lajisto määritettiin käänteismikroskoopilla yhdistetystä 0-1 m näytteestä ja Tavilammesta lisäksi 2 m näytteestä. Eläinplanktonin lajiston ja määrän mikroskopoi FK Anja Lehtovaara. Tavilammen ja Horkkajärven ahvenpopulaatioiden koot arvioitiin merkintä- ja takaisinpyyntimenetelmällä (katiskapyynti, eväleikkaus; ns. Shrobelin menetelmä, Robson & Regier 1971) ja pituusjakautuma saatiin mittaamalla merkinnän yhteydessä pyydytyt kalat. Ahventen ravintoa tutkittiin mahanäytteiden avulla. Ravintokohteet määritettiin valomikroskoopilla ja mahojen täyteisyys arvioitiin asteikolla 0-20 (Windell 1971). Kaloihin liittyvät analyysit suoritti FK Chris Karppinen (RKTL, Evon kalantutkimus ja vesiviljely). Pakastetuista tai kuivatuista eläinplankton-, pohjaeläin- ja ahvennäytteistä määritettiin mm. Cd-, Cr-, Cu-, Zn-, As- ja Pb-pitoisuuksia. Kaikki raskasmetallianalyysit määritettiin AAS-laitteella Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitoksella (FK Mikael Pihlström). Purojen ja järvien veden laadussa tapahtuneita muutoksia ennen ja jälkeen tuhkalannoituksen testattiin tilastollisesti Mann-Whitneyn U-testillä.

3 TULOKSET

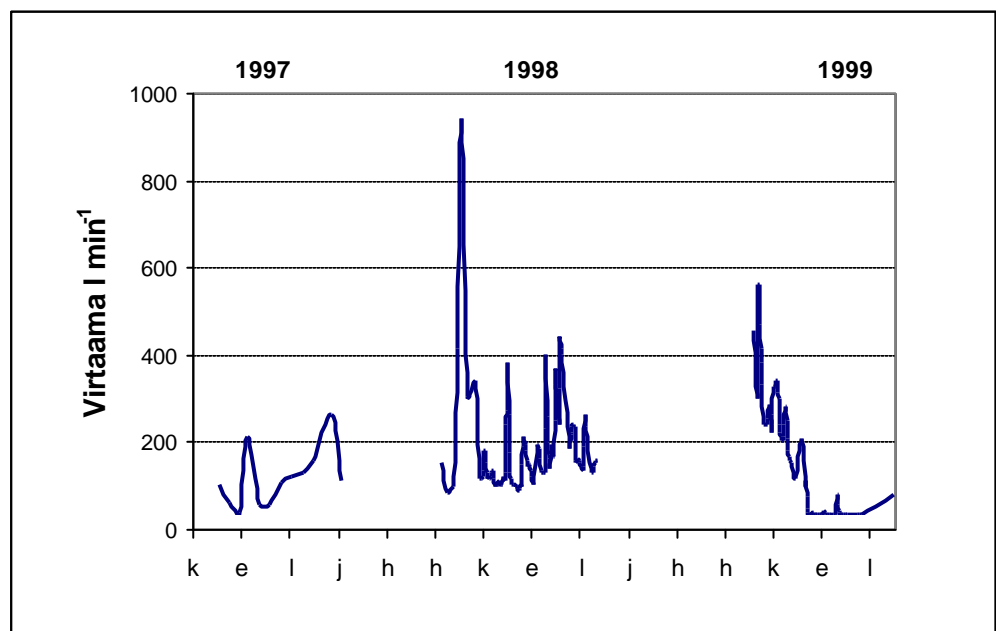
3.1 Huuhtoumat valuma-alueelta

Tutkimusvuosina sademäärät vaihtelivat huomattavasti, mikä heijastui selvästi myös Nimetönjärven vuosittaisiin tulovirtaamiin (kuvat 2 ja 3). Vuoden 1998 virtaamat olivat sateisen kesän vuoksi kaksinkertaisia edelliseen, normaalisateiseen vuoteen verrattuna. Vuoden 1999 lämmin ja sateeton kesä kuivatti tulopurot kokonaan eikä puroista saatu näytevesiä heinä- ja syyskuun välisenä aikana. Täten vuoden 1999 tuloksia ei voida suoraan verrata edellisten vuosien huuhtoumatuloksiin.

Vuoden 1997 aineiston perusteella kaikkien tutkittavien purovesien laatu oli melko samankaltainen (taulukko 3). Purossa 1 veden pH, puskurointikyky ja ravinnepitoisuudet olivat hieman korkeampia kuin purossa 2 tai kontrollipurrossa. Seuraavana vuonna tuhkalannituksen vaikutukset näkyvät parhaiten lannoitetulta turvemaalta tulevassa purossa 1, jossa veden puskurointikyky (alkaliniteetti) ja johtokyky nousivat tuhkalannoitusta edeltävään vuoteen verrattuna (kuva 4). Tuhkalannoitusta edeltävän ja jälkeisen vuoden välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä puron 1 johtokyvyn ja puron 2 pH-arvojen osalta (taulukko 4). Lannoituksen jälkeisinä vuosina purojen pH-arvot kohosivat lievästi, kun taas kontrollipurrossa pH oli lievästi laskussa.



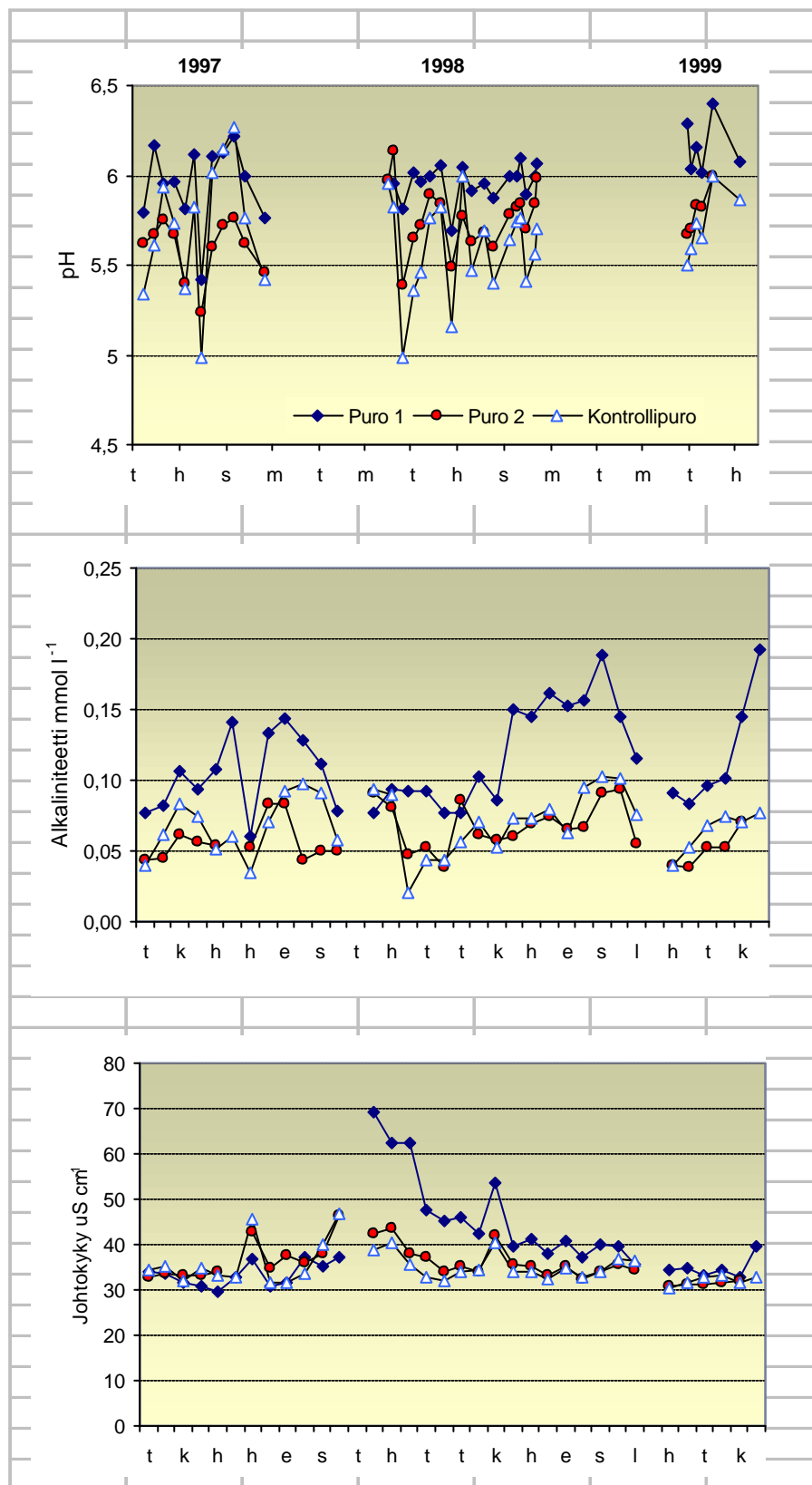
Kuva 2. Vuosien 1997-99 kuukausittaiset sademäärät mitattuna Lammin biologisen aseman säähavaintopisteessä.



Kuva 3. Nimetönjärven tulovirtaama vuosina 1997-99. Vuonna 1997 virtaamat perustuvat näytteenottojen yhteydessä suoritettuihin mittauksiin, vuosien 1998 ja 1999 virtaamat on laskettu pääosin linnigrafien tulosten perusteella.

TAULUKKO 3 Nimetönjärven purojen veden laatu (keskiarvo \pm keskihajonta) ja virtaamat touko-syyskuussa vuosina 1997-99. Puro 1 virtaa lannoitetulta turvemaalta, puro 2 lannoitetulta kivennäismaalta ja kontrollipuro lannoittamattomalta turvemaalta. Vuoden 1999 tulokset vain huhti-heinäkuun ajalta. *n = 2

Muuttuja	yksikkö	PURO 1			PURO 2			KONTROLLIPURO		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
pH		6.02 \pm 0.22	5.97 \pm 0.10	6.19 \pm 0.15	5.62 \pm 0.16	5.80 \pm 0.18	5.82 \pm 0.13	5.83 \pm 0.37	5.66 \pm 0.27	5.76 \pm 0.18
Väri	mg Pt l ⁻¹	355 \pm 97	355 \pm 138	183 \pm 40	316 \pm 100	351 \pm 114	225 \pm 62	263 \pm 102	336 \pm 99	219 \pm 50
Johtokyky	μ S cm ⁻¹	33.7 \pm 2.7	46.4 \pm 10.2	34.9 \pm 2.4	36.7 \pm 4.4	36.4 \pm 3.4	31.4 \pm 0.4	36.1 \pm 5.2	35.3 \pm 2.7	32.0 \pm 1.0
Alkaliniteetti	mmol l ⁻¹	0.10 \pm 0.03	0.12 \pm 0.04	0.12 \pm 0.04	0.06 \pm 0.01	0.07 \pm 0.02	0.05 \pm 0.01	0.07 \pm 0.02	0.07 \pm 0.02	0.06 \pm 0.01
Kokonaisfosfori	μ g l ⁻¹	17 \pm 8	21 \pm 9	15 \pm 9	11 \pm 3	16 \pm 9	11 \pm 1	15 \pm 5	21 \pm 8	16 \pm 2
PO ₄ -P	μ g l ⁻¹	5.8 \pm 3.8	7.1 \pm 2.4	7.0 \pm 5.4	2.2 \pm 1.9	5.6 \pm 5.7	3.4 \pm 0.5	5.6 \pm 4.5	8.7 \pm 5.4	8.2 \pm 1.7
Kokonaistyyppi	μ g l ⁻¹	582 \pm 118	586 \pm 165	332 \pm 77	521 \pm 123	571 \pm 127	387 \pm 51	476 \pm 192	582 \pm 143	357 \pm 110
NO ₂ - ja NO ₃ -N	μ g l ⁻¹	25.5 \pm 11.1	24.8 \pm 11.1	34.3 \pm 4.2	11.5 \pm 7.3	20.9 \pm 14.1	32.0 \pm 8.9	15.4 \pm 10.9	28.0 \pm 16.4	42.5 \pm 12.5
NH ₄ -N	μ g l ⁻¹	20 \pm 9	35 \pm 14	25 \pm 9	8 \pm 2	22 \pm 15	13 \pm 3	9 \pm 3	24 \pm 7	23 \pm 10
Kloridi	mg l ⁻¹	0.96 \pm 0.27	2.74 \pm 1.64	0.88 \pm 0.15	0.93 \pm 0.05	1.30 \pm 0.30	0.83 *	0.98 \pm 0.09	0.88 \pm 0.08	0.80 \pm 0.18
Sulfaatti	mg l ⁻¹	3.93 \pm 1.88	6.68 \pm 2.90	5.60 \pm 1.41	7.53 \pm 1.55	6.27 \pm 1.61	6.35 *	7.03 \pm 1.71	6.42 \pm 0.67	6.47 \pm 0.47
Natrium	mg l ⁻¹	1.82 \pm 0.10	2.13 \pm 0.45	1.67 \pm 0.27	1.67 \pm 0.12	1.49 \pm 0.18	1.38 *	1.64 \pm 0.09	1.39 \pm 0.19	1.31 \pm 0.11
Kalium	mg l ⁻¹	0.61 \pm 0.15	2.20 \pm 1.03	1.21 \pm 0.06	0.50 \pm 0.17	0.90 \pm 0.25	0.78 *	0.65 \pm 0.13	0.77 \pm 0.16	0.57 \pm 0.21
Kalsium	mg l ⁻¹	3.74 \pm 0.11	3.78 \pm 0.64	3.17 \pm 0.76	4.07 \pm 0.44	3.35 \pm 0.41	2.8 *	3.70 \pm 1.05	3.27 \pm 0.45	2.80 \pm 0.26
Magnesium	mg l ⁻¹	1.17 \pm 0.09	1.19 \pm 0.21	0.95 \pm 0.17	1.28 \pm 0.19	1.09 \pm 0.13	0.89 *	1.17 \pm 0.31	1.05 \pm 0.13	0.93 \pm 0.07
Rauta	mg l ⁻¹	1.00 \pm 0.18	0.50 \pm 0.33	0.38 \pm 0.11	0.73 \pm 0.13	0.42 \pm 0.17	0.43 *	0.34 \pm 0.13	0.33 \pm 0.11	0.20 \pm 0.05
Virtaama	l min ⁻¹	50 \pm 16	68 \pm 16	40 \pm 55	21 \pm 22	68 \pm 28	59 \pm 76			



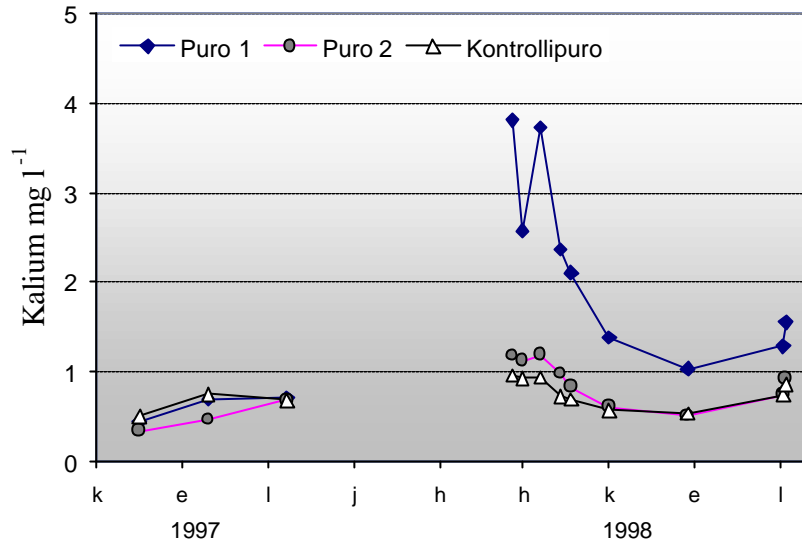
Kuva 4. Nimetönjärven purojen pH, alkaliniteetti ja johtokyky vuosina 1997-99. Puro 1 = lannoitettu turvemaa, Puro 2 = lannoitettu mineraalimaa, Kontrollipuro = lannoittamaton turvemaa.

TAULUKKO 4 Ennen (v. 1997) ja jälkeen (v. 1998) tuhkalannoituksen purojen veden laadussa tapahtuneiden muutosten tilastollinen testaus Mann-Whitneyn U-testillä. *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, ° = $0.05 < p < 0.1$

Muuttuja	Puro 1	Puro 2	Kontrollipuro
pH		**	
Alkaliniteetti			
Johtokyky	***		
Kokonaistyyppi			
Kokonaisfosfori		*	*
Fosfaattifosfori	0	***	*
Nitraatti- ja nitriittityppi		**	**
Ammoniumtyppi	**	***	***
Kloridi	*	*	
Sulfaatti			
Kalium	*	*	
Kalsium		0	
Magnesium		0	
Rauta	0	*	

Tuhkan vaikutukset näkyvät selvästi myös puron 1 kloridi-, sulfaatti- ja kaliumpitoisuuksissa, jotka nousivat yli kaksinkertaisiksi. Kalsiumpitoisuus laski lannoittamattomalta turvemaalta laskevassa purossa, kun taas purossa 1 kalsiumpitoisuus pysyi samana kuin edellisenä vuonna. Lannoitetulta kivennäismaalta tulevat huuhtoumat eivät muuttuneet yhtä selvästi tuhkalannoituksen vaikutuksesta. Kloridi- ja kaliumpitoisuuksissa oli kuitenkin havaittavissa pientä nousua verrattuna kontrollipuroon (kuva 5). Kokonaiskuormitukseksi laskettuna kivennäismaalta tulevan puron kaliumkuormitus oli vuoden 1998 huhti-lokakuussa 19.3 kg K ja kontrollipuron kuormitus vastaavasti 16.5 kg K. Lannoitetulta turvemaalta tulevan puron kuormitus (47.9 kg K) oli lähes kolminkertainen. Lannoitetuilta alueilta virtaavissa puroissa rautapitoisuus laski verrattuna kontrollipuroon. Puolitoista vuotta lannoituksesta (v. 1999) suurimmat sulfaatti-, kalium- ja kloridihuuhtoumat tulivat edelleen lannoitetulta turvemaalta, vaikkakaan pitoisuudet purovesissä eivät olleet yhtä suuria kuin edellisenä vuonna.

Lisääntynyttä fosforin ja/tai typen huuhtoutumista ei ollut havaittavissa tuhkalannoitetuilta valuma-alueilta ensimmäisen vuoden aikana lannoituksesta. Edelliseen vuoteen verrattuna vuoden 1998 hieman kohonneet pitoisuudet johtuivat suuremmista vesivirtaamista, jonka seurauksena myös ravinnekuormitus valuma-alueelta yleensä kasvaa. Kuormituksen kasvu näkyi myös lannoittamattomalta turvemaalta virtaavassa purovedessä ja vuosien väliset erot olivat myös tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 5. Nimettömän purojen kaliumpitoisuudet vuosina 1997-98.

Vuonna 1998 huhti-lokakuussa mitattujen Nimettömän purojen keskivirtaaman (143 l min^{-1}) ja keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden (n. $18.3 \mu\text{g l}^{-1}$) perusteella kasvukauden aikainen järveen kohdistuva kuormitus oli n. 0.79 kg P . Edellisenä vuonna virtaamia mitattiin pelkästään näytteenottojen aikana ja vasta kesäkuusta lähtien ja tällöin kesä-lokakuun kuormitukseksi arvioitiin 0.25 kg P . Tulovirtaamien kuormituksesta ainakin puolet keskittyy yleensä kevään huippuvirtaamien aikaan, joten vuoden 1997 todellinen kuormitus oli todennäköisesti ainakin kaksinkertainen eli noin 0.5 kg P . Erilaisten mittausten menetelmien ja ajankohtien vuoksi tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia, mutta vuoden 1998 suurempi kuormitus lienee tosiasia suuremmista virtaamista johtuen.

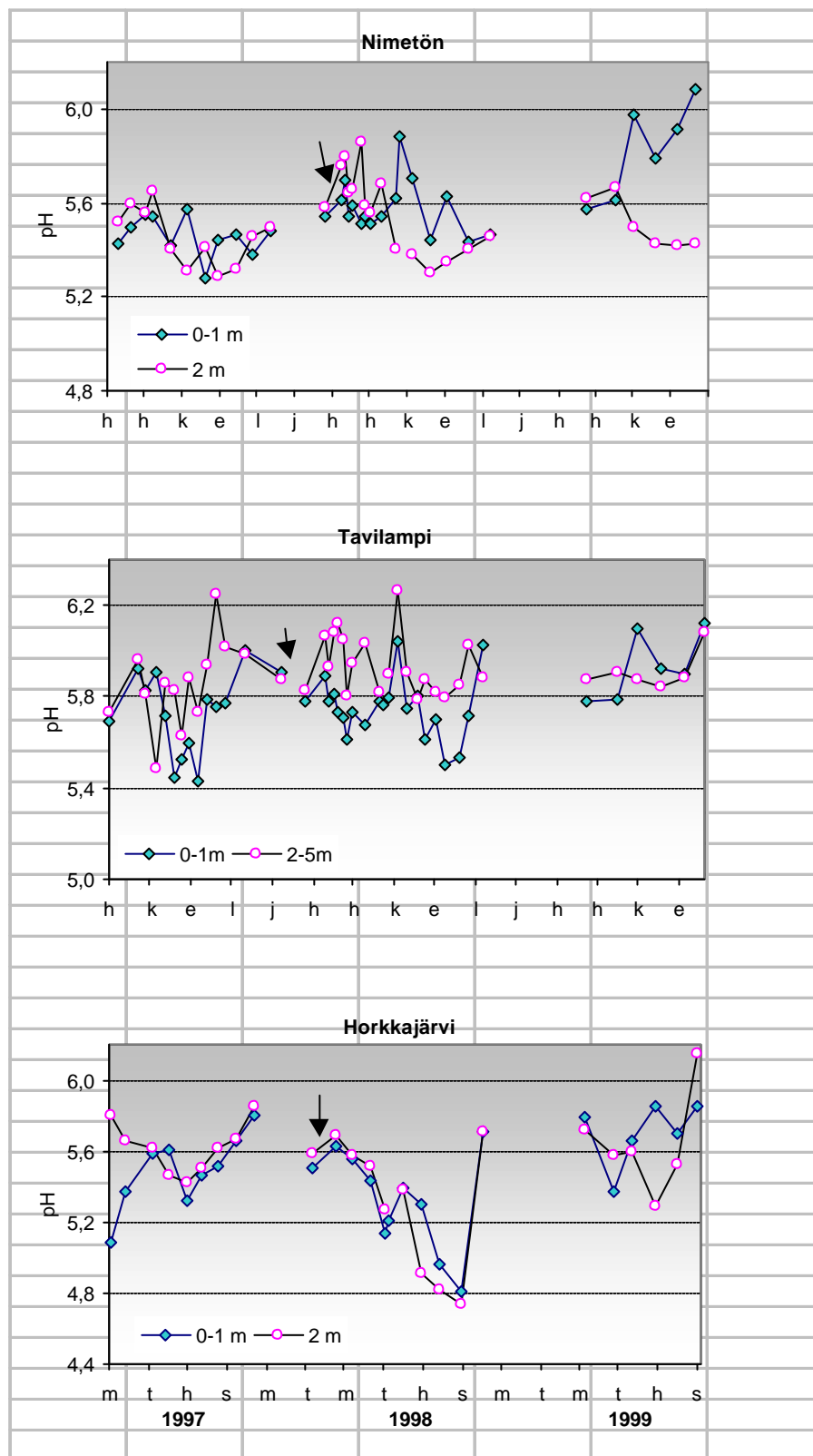
Keväällä 1998 mitatut purojen raskasmetallipitoisuudet olivat alhaisia eikä kontrolli- ja lannoitettujen alueiden huuhtoumissa ollut merkittäviä pitoisuuseroja. Kadmiumipitoisuudet olivat alle määrittystarkkuuden ($< 2 \mu\text{g Cd l}^{-1}$), arseenipitoisuudet vaihtelivat $5\text{-}16 \mu\text{g As l}^{-1}$ ja kromipitoisuudet $2\text{-}13 \mu\text{g Cr l}^{-1}$ välillä.

3.2 Veden laatu järvissä

Tutkimusjärvien veden laadussa näkyi vain vähäisiä muutoksia valuma-alueen tuhkalannoituksen jälkeen (taulukko 5). Järvien pH:ssa oli havaittavissa pientä nousua keväällä 1998 talvella tapahtuneen tuhkalannoituksen jälkeen, mutta vuosien väliset erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (kuva 6 ja taulukko 6). Vuonna 1999 pintaveden pH arvot olivat Tavilammessa ja Nimettömässä edelleen nousussa, mutta toisaalta myös Horkkajärvessä keskimääräinen pH oli hieman edellisvuosia korkeampi.

TAULUKKO 5 Tutkimusjärvien veden laatu 0 - 2 m syvyydessä (keskiarvo + keskihajonta) vuosina 1997-99.
Klorofylli *a* -määritykset on tehty touko-syyskuun aikana

Muuttuja	Yksikkö	TAVILAMPI			NIMETÖN			HORKKAJÄRVI		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
pH		5.74 ± 0.20	5.74 ± 0.17	5.89 ± 0.18	5.47 ± 0.14	5.54 ± 0.13	5.78 ± 0.23	5.57 ± 0.23	5.43 ± 0.31	5.73 ± 0.22
Väri	mg Pt l ⁻¹	152 ± 14	177 ± 23	164 ± 32	373 ± 68	383 ± 70	280 ± 81	374 ± 44	429 ± 94	364 ± 83
Alkaliniteetti	µS cm ⁻¹	0.04 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.06 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.08 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.06 ± 0.04	0.08 ± 0.05
Johtokyky	mmol l ⁻¹	29.3 ± 3.1	31.2 ± 2.6	28.1 ± 2.5	36.8 ± 4.8	39.4 ± 3.3	31.6 ± 3.1	41.3 ± 5.2	37.8 ± 3.9	31.2 ± 6.4
PO ₄ -P	µg l ⁻¹	1.3 ± 0.9	1.8 ± 0.8	1.3 ± 0.7	12.1 ± 12.0	12.2 ± 11.3	6.8 ± 8.5	5.1 ± 4.5	5.4 ± 3.2	6.5 ± 7.3
Kokonaisfosfori	µg l ⁻¹	11.5 ± 2.9	15.4 ± 5.2	16.3 ± 5.5	38.3 ± 15.7	36.3 ± 11.7	25.0 ± 10.1	17.2 ± 6.4	21.3 ± 4.4	23.4 ± 8.0
NO ₂ - ja NO ₃ -N	µg l ⁻¹	17.9 ± 23.7	17.8 ± 11.8	26.7 ± 12.8	11.4 ± 5.6	14.3 ± 4.0	22.3 ± 4.4	29.9 ± 30.2	28.1 ± 14.9	45.7 ± 33.3
Kokonaistyyppi	µg l ⁻¹	465 ± 95	506 ± 114	463 ± 103	744 ± 142	727 ± 89	480 ± 100	674 ± 79	757 ± 104	619 ± 127
Liennut org. hiili	mg l ⁻¹	10.3 ± 0.6	9.9 ± 0.8	10.9 ± 0.8	16.9 ± 2.2	16.0 ± 2.6	16.2 ± 2.2	16.2 ± 2.2	16.8 ± 2.9	18.6 ± 2.0
Kloridi	mg l ⁻¹	1.00 ± 0.09	1.31 ± 0.10	1.10 ± 0.15	1.43 ± 2.14	1.38 ± 0.41	0.95 ± 0.25	1.03 ± 0.09	1.05 ± 0.15	0.88 ± 0.16
Sulfaatti	mg l ⁻¹	5.90 ± 0.29	6.13 ± 0.46	5.46 ± 0.18	5.26 ± 1.51	5.90 ± 1.06	5.31 ± 0.63	7.79 ± 1.07	6.80 ± 1.20	5.23 ± 0.16
Natrium	mg l ⁻¹	1.22 ± 0.13	0.77 ± 0.14	1.29 ± 0.11	1.30 ± 0.12	1.06 ± 0.25	1.25 ± 0.19	0.63 ± 0.06	0.69 ± 0.08	1.30 ± 0.20
Kalium	mg l ⁻¹	0.51 ± 0.12	1.28 ± 0.06	0.75 ± 0.03	1.12 ± 1.09	1.43 ± 0.13	1.04 ± 0.04	1.34 ± 0.08	1.39 ± 0.15	0.82 ± 0.03
Kalsium	mg l ⁻¹	2.80 ± 0.24	2.15 ± 0.16	2.13 ± 0.17	4.06 ± 0.91	3.52 ± 0.47	2.83 ± 0.51	3.92 ± 0.45	3.69 ± 0.63	3.38 ± 0.94
Magnesium	mg l ⁻¹	1.02 ± 0.08	0.90 ± 0.03	0.84 ± 0.09	1.11 ± 0.15	1.09 ± 0.11	0.90 ± 0.16	1.11 ± 0.10	1.09 ± 0.14	0.94 ± 0.19
Rauta	mg l ⁻¹	0.52 ± 0.12	0.26 ± 0.12	0.29 ± 0.12	0.90 ± 0.09	0.65 ± 0.22	0.50 ± 0.26	0.58 ± 0.09	0.64 ± 0.17	0.65 ± 0.25
Klorofylli <i>a</i>	µg l ⁻¹	9.8 ± 1.9	8.6 ± 2.4	14.1 ± 5.6	8.9 ± 6.1	7.5 ± 8.4	7.6 ± 7.9	12.4 ± 10.6	7.6 ± 9.1	15.3 ± 10.6

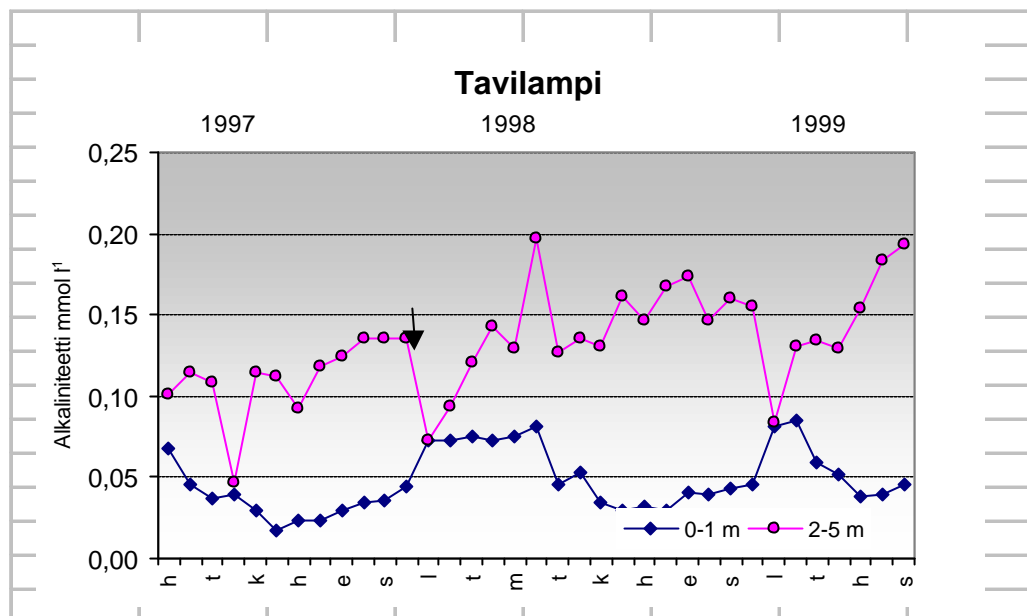


Kuva 6. Veden pH Nimetönjärvessä ja Tavilammessa sekä kontrollijärvenä toimineessa Horkkajärvessä vuosina 1997-99. Nuoli osoittaa tuhkanlevityksen ajankohdan.

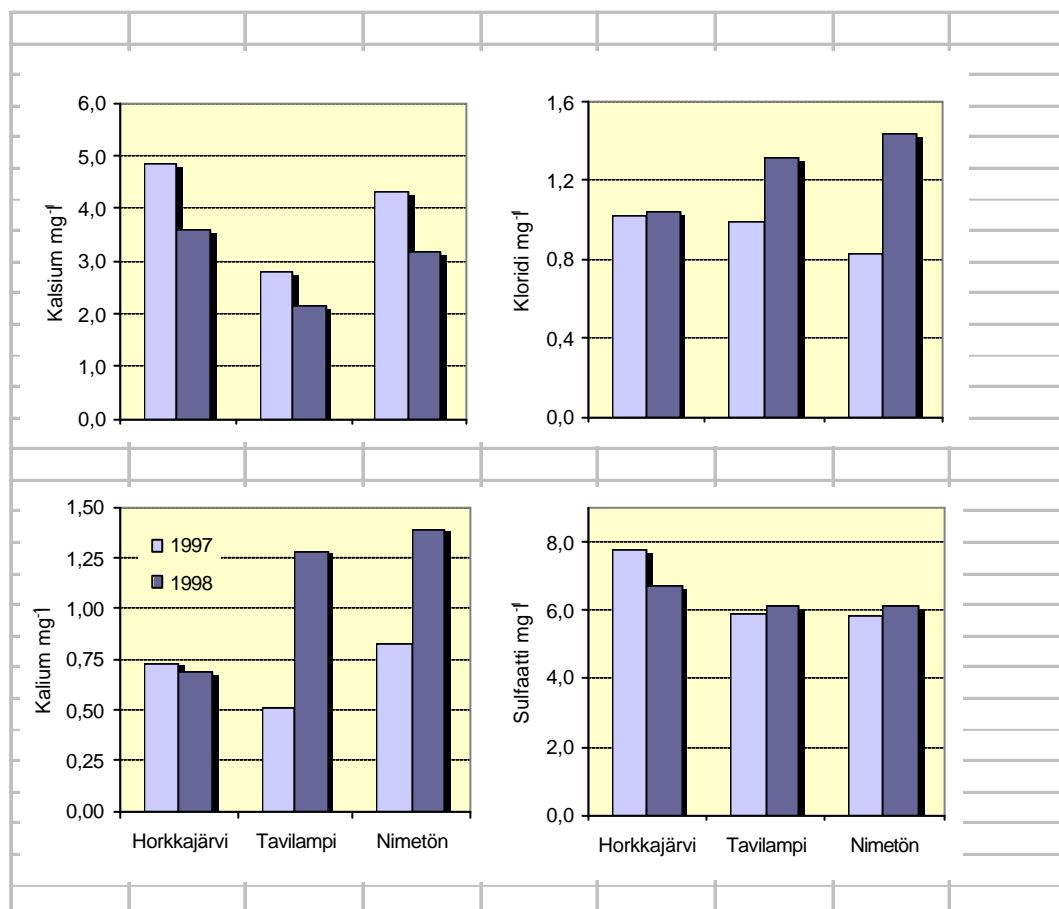
TAULUKKO 6 Ennen (v. 1997) ja jälkeen (v. 1998) tuhkalannoituksen järvien veden laadussa (0-2 m) ja planktonissa tapahtuneiden muutosten tilastollinen testaus Mann-Whitneyn U-testillä. *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, $^0 = 0.05 < p < 0.1$

Muuttuja	Tavilampi	Nimetön	Horkkajärvi
pH		0	*
Alkaliniteetti	**		
Johtokyky	***	*	**
Väri	***		*
Kokonaisfosfori	***		**
Kokonaistyyppi	0		**
Fosfaattifosfori	**		
Nitraatti- ja nitriitti	**	**	
Ammoniumtyppi	***	0	**
Kloridi	**	**	
Sulfaatti			
Kalium	**	**	
Kalsium	*	**	*
Magnesium			
Rauta	0		0
Klorofylli a			
Bakteeritiheys	**		
Eläinplankton tiheys			
Kasviplankton biomassa			

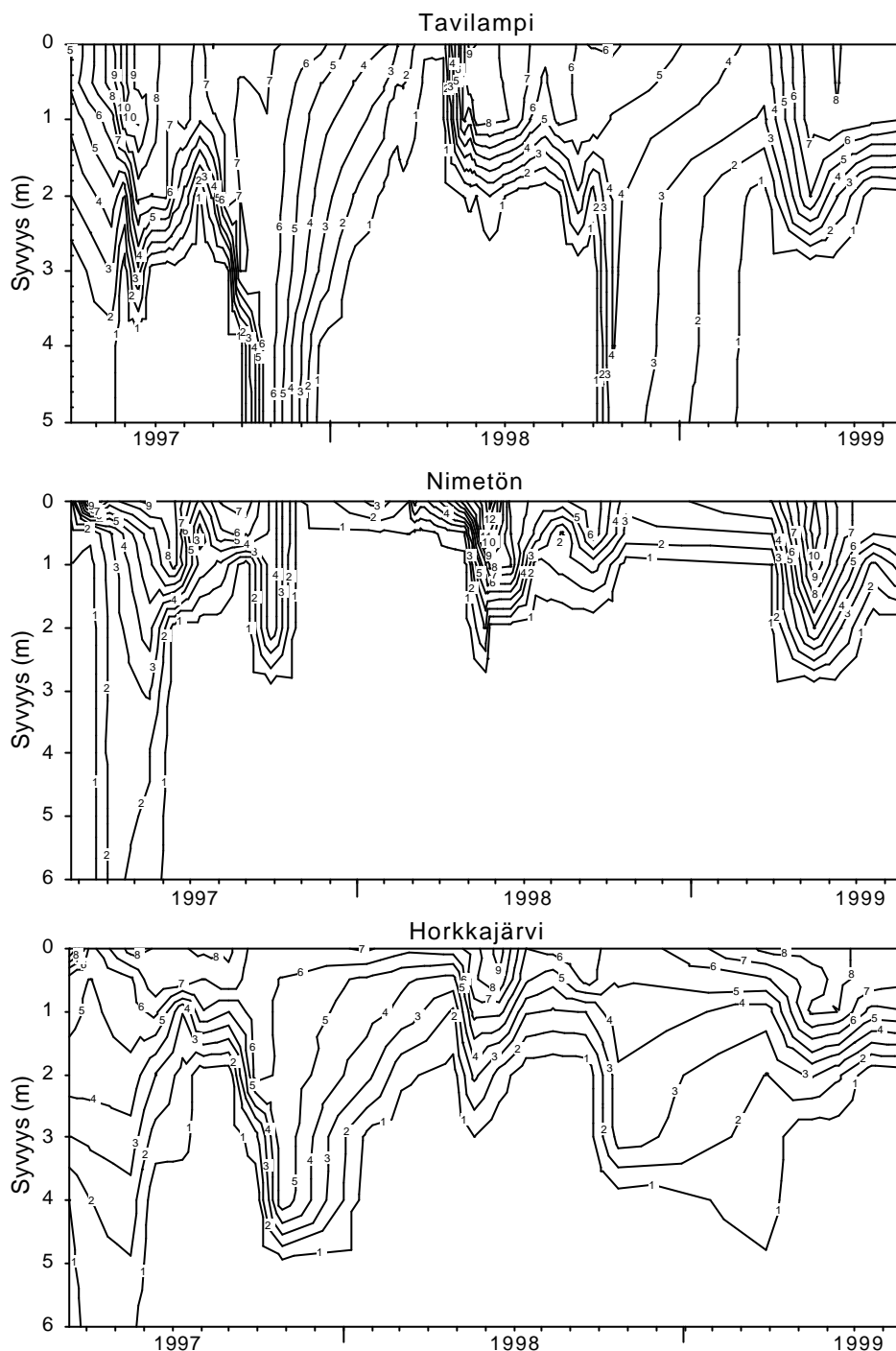
Pintaveden puskurointikyky nousi hieman Tavilammessa ja Nimettömässä lannoituksen jälkeen, kun taas Horkkajärvessä puskurointikyky aleni. Tavilammessa muutokset puskurointikyvyssä näkyivät kuitenkin parhaiten syvemmällä vesipatsaassa (kuva 7). Selvimmin tuhkalannoitus näkyi kalium- ja kloridipitoisuuksissa, jotka kasvoivat selvästi Tavilammessa ja Nimettömässä verrattuna Horkkajärveen (kuva 8). Tutkimusvuosien väliset erot pitoisuuksissa olivat tilastollisesti merkitseviä. Myös sulfaattipitoisuuksissa oli lievää nousua tuhkalannoitusjärvissä, kun taas Horkkajärvessä sulfaattipitoisuudet alenivat vuoteen 1997 verrattuna. Happpitilanne pysyi kutakuinkin samanlaisena kaikissa järvissä eikä selviä muutoksia lannoituksen jälkeen ollut havaittavissa (kuva 9).



Kuva 7. Tavilammen alkaliniteetti 0-1 m ja 2-5 m syvyydessä vuosina 1997-99. Nuoli osoittaa tuhkalevityksen ajankohdan.



Kuva 8. Tutkimusjärvien keskimääräiset kalsium-, kloridi-, kalium- ja sulfaattipitoisuudet 0 - 2 m syvyydessä vuosina 1997-98.



Kuva 9. Tutkimusjärvien happipitoisuudet (mg/l) vesipatsaassa vuosina 1997-99.

Järvien typpi- ja fosforipitoisuuksien vähäinen nousu tuhkalannoituksen jälkeän johtui todennäköisesti vuoden 1998 sateisuudesta ja virtaamien kasvusta, joka johti kohonneeseen ravinnekuormitukseen. Sama ilmiö todettiin kaikissa tutkimusjärvissä ja tilastollisesti erot olivat merkitseviä (taulukko 6). Vähäsateisena vuonna 1999 Tavilammen ja Horkkajärven kokonaisfosforipitoisuudet nousivat hieman, kun taas Nimettömässä pitoisuudet laskivat selvästi. Nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuudet nousivat ja vastaavasti kokonaistypen pitoisuudet vähenivät kaikissa järvissä.

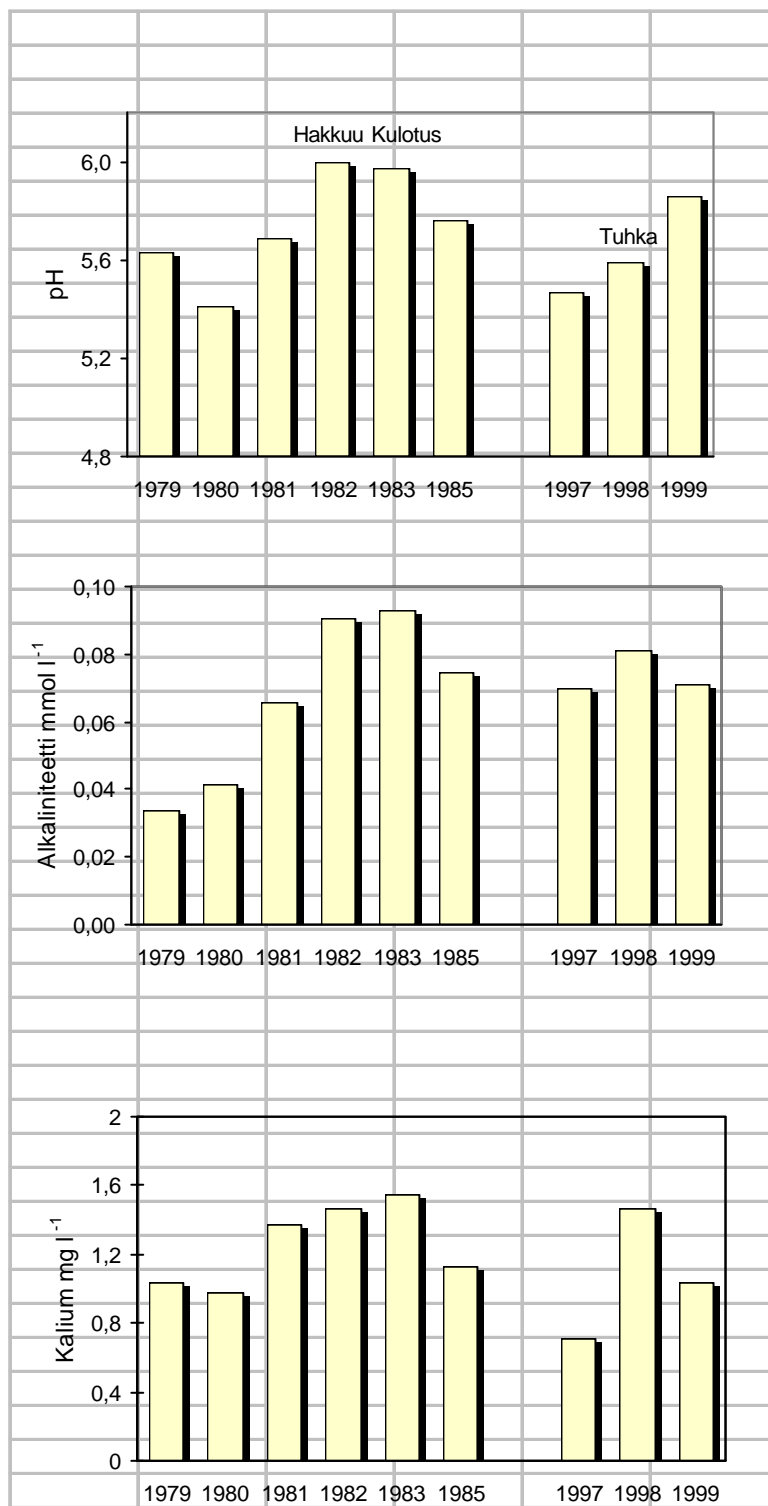
Järvistä lähtevien virtaamien veden laatu oli samankaltainen kuin järvivesien (taulukko 7). Selvimmät muutokset näkyivät kalium-, sulfaatti- ja kloridipitoisuuksissa.

TAULUKKO 7 Tutkimusjärivistä lähtevien purojen veden laatu (keskiarvo \pm keskihajonta) vuosina 1997-98

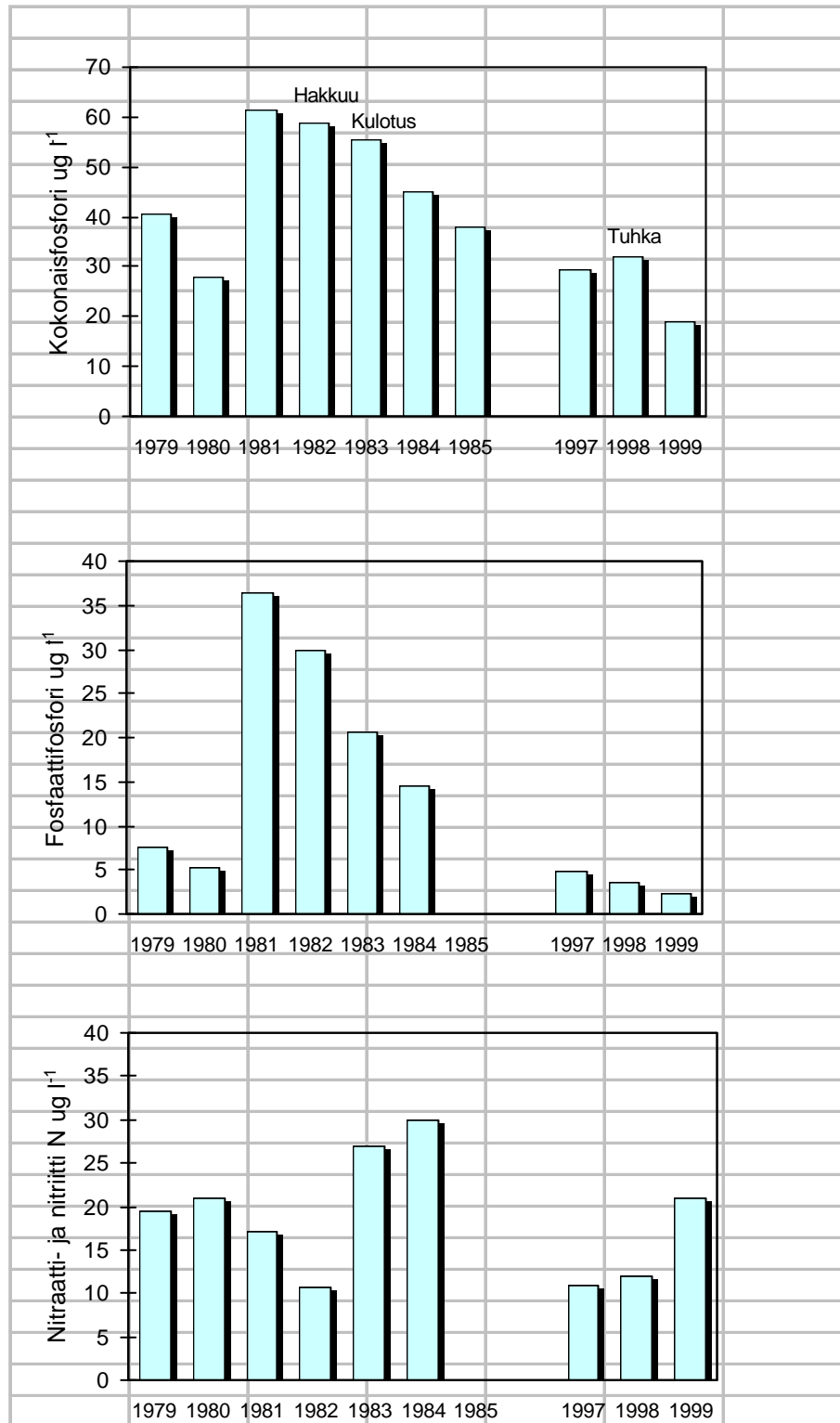
	Tavilampi		Nimetön	
	1997	1998	1997	1998
PH	5.74 \pm 0.18	5.79 \pm 0.20	5.47 \pm 0.21	5.51 \pm 0.13
Väri mg Pt l ⁻¹	179 \pm 23	197 \pm 38	413 \pm 95	356 \pm 88
Johtokyky μ S cm ⁻¹	29.1 \pm 1.8	31.7 \pm 3.4	33.4 \pm 4.5	36.8 \pm 5.2
Alkaliniteetti mmol l ⁻¹	0.04 \pm 0.01	0.05 \pm 0.02	0.06 \pm 0.01	0.06 \pm 0.02
Kokonaisfosfori μ g l ⁻¹	9.9 \pm 1.6	11.4 \pm 3.2	38.0 \pm 17.0	31.5 \pm 8.7
Fosfaattifosfori μ g l ⁻¹	1.9 \pm 1.2	3.6 \pm 0.9	19.5 \pm 13.6	13.9 \pm 6.3
Kokonaistyyppi μ g l ⁻¹	490 \pm 69	481 \pm 113	859 \pm 206	774 \pm 154
Nitraatti- ja nitriitti μ g l ⁻¹	31 \pm 22	31 \pm 27	23 \pm 14	24 \pm 10
Kloridi mg l ⁻¹	1.09 \pm 0.14	1.53 \pm 0.15	0.85 \pm 0.11	1.74 \pm 0.73
Sulfaatti mg l ⁻¹	5.23 \pm 0.31	5.95 \pm 0.62	4.90 \pm 2.52	6.05 \pm 1.72
Natrium mg l ⁻¹	1.26 \pm 0.07	1.51 \pm 0.16	1.57 \pm 0.15	1.58 \pm 0.27
Kalium mg l ⁻¹	0.37 \pm 0.04	0.79 \pm 0.13	0.86 \pm 0.26	1.22 \pm 0.40
Kalsium mg l ⁻¹	1.77 \pm 0.06	2.28 \pm 0.32	3.40 \pm 0.46	3.08 \pm 0.51
Magnesium mg l ⁻¹	0.87 \pm 0.05	0.93 \pm 0.13	1.09 \pm 0.17	1.03 \pm 0.17
Rauta mg l ⁻¹	0.39 \pm 0.14	0.32 \pm 0.11	0.59 \pm 0.16	0.43 \pm 0.17

Nimetönjärven veden laatua seurattiin myös 1980-luvun alussa, jolloin järven valuma-alueella tapahtui useita muutoksia. Järven valuma-alueelle rakennettiin metsäautotie vuonna 1981, talvella 1982 osa alueesta avohakattiin ja seuraavana vuonna lähes puolet valuma-alueesta kulotettiin. Kulotettu alue oli noin viisinkertainen tuhkalannoitusalaan verrattuna.

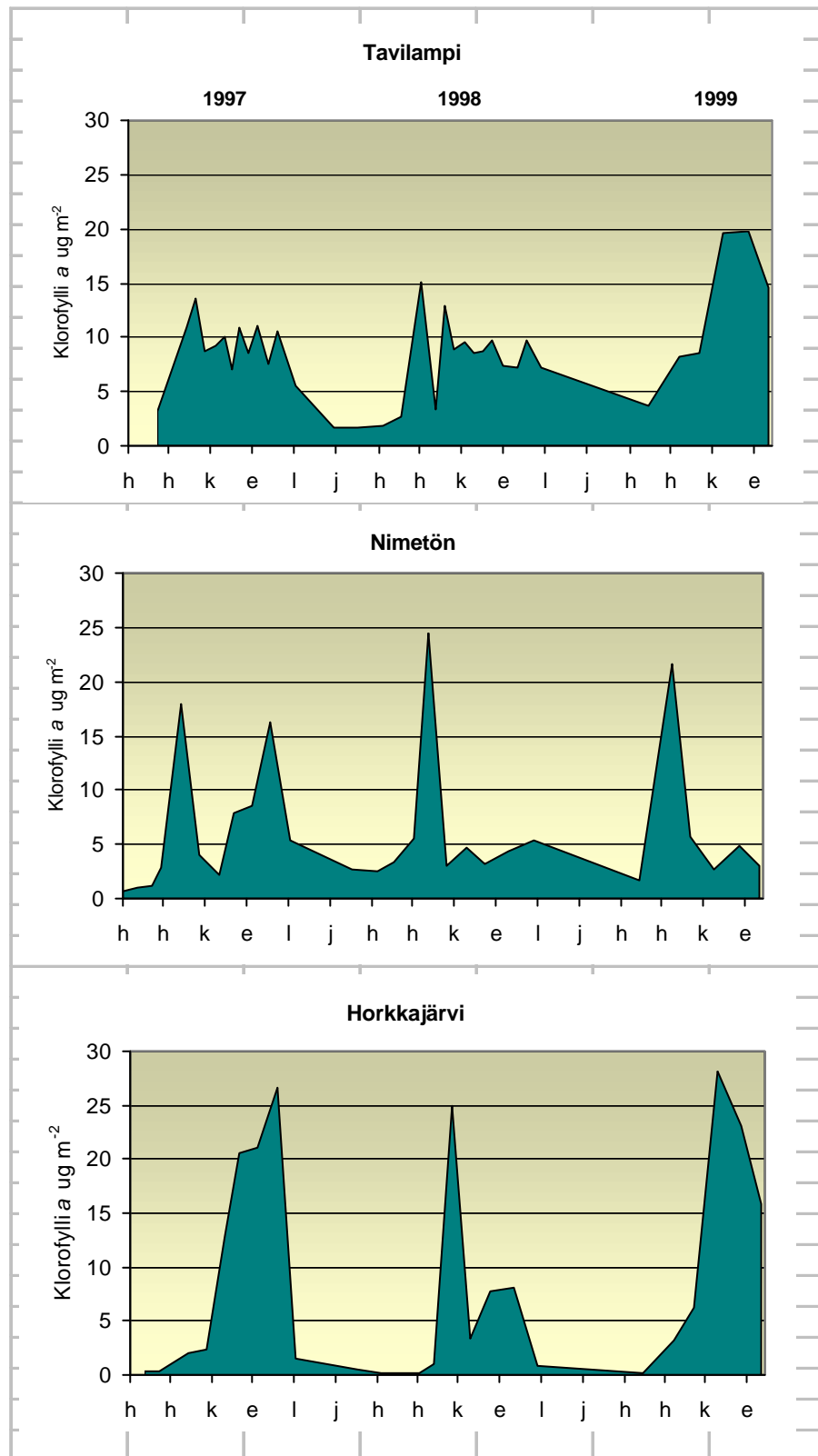
Järviveden vuosikeskiarvoja verrattaessa sekä hakkuun ja kulotuksen että tuhkalannoituksen jälkeen veden pH arvo nousi selvästi vertailuvuosiin nähden (kuva 10). Myös järven keskimääräiset alkaliniteetti- ja kaliumpitoisuudet olivat valuma-alueella tapahtuneiden käsittelyjen jälkeen tavallista korkeammalla tasolla. 1980-luvun metsätaloudelliset toimenpiteet nostivat lisäksi selvästi ja välittömästi järven fosforikuormitusta ja muutaman vuoden kuluttua myös typpikuormitusta (kuva 11). Tuhkalannoituksen jälkeisenä vuonna järven keskimääräiset ravinnepitoisuudet eivät kuitenkaan merkittävästi nousseet ja vuonna 1999 tulovirtaamien ja kuormituksen puuttuminen heinäkuusta syyskuuhun ennätyskuivan kesän johdosta näkyy järvessä keskimääräistä alhaisempina fosforipitoisuuksina.



Kuva 10. Keskimääräinen veden pH, alkaliniteetti ja kaliumpitoisuus 0 - 1 m syvyydessä Nimetönjärvässä vuosina 1979-85 ja 1997-99.



Kuva 11. Keskimääräinen veden kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuus sekä nitraatti- ja nitriittipitoisuus touko-syyskuun aikana Nimetönjärven veden otoksissa vuosina 1979-85 ja 1997-99.



Kuva 12. Tutkimusjärvien klorofylli a -pitoisuudet vuosina 1997-99. Tavilammesta pitoisuudet on määritetty 0 - 2 m syvyydeltä ja Nimettömässä ja Horkkajärvässä 0 - 1 m syvyydeltä.

Tavilammessa planktonin keskimääräinen lehtivihreä- eli klorofylli *a* -pitoisuus pysyi tuhkalannoituksen jälkeisenä kasvukautena samalla tasolla kuin ennen lannoitusta, mutta vuonna 1999 pitoisuus lähes kaksinkertaistui (taulukko 5). Nimettömässä vastaavaa muutosta ei tapahtunut, mutta kevät-huiput olivat vuosina 1998 ja 1999 hieman korkeampia kuin lannoitusta edeltävänä vuonna (kuva 12). Horkkajärnessä planktonin keskimääräinen klorofylli *a* -pitoisuus vaihteli vuosittain, mutta selvää pitoisuuksien nousua ei ollut havaittavissa.

3.3 Järviekosysteemit

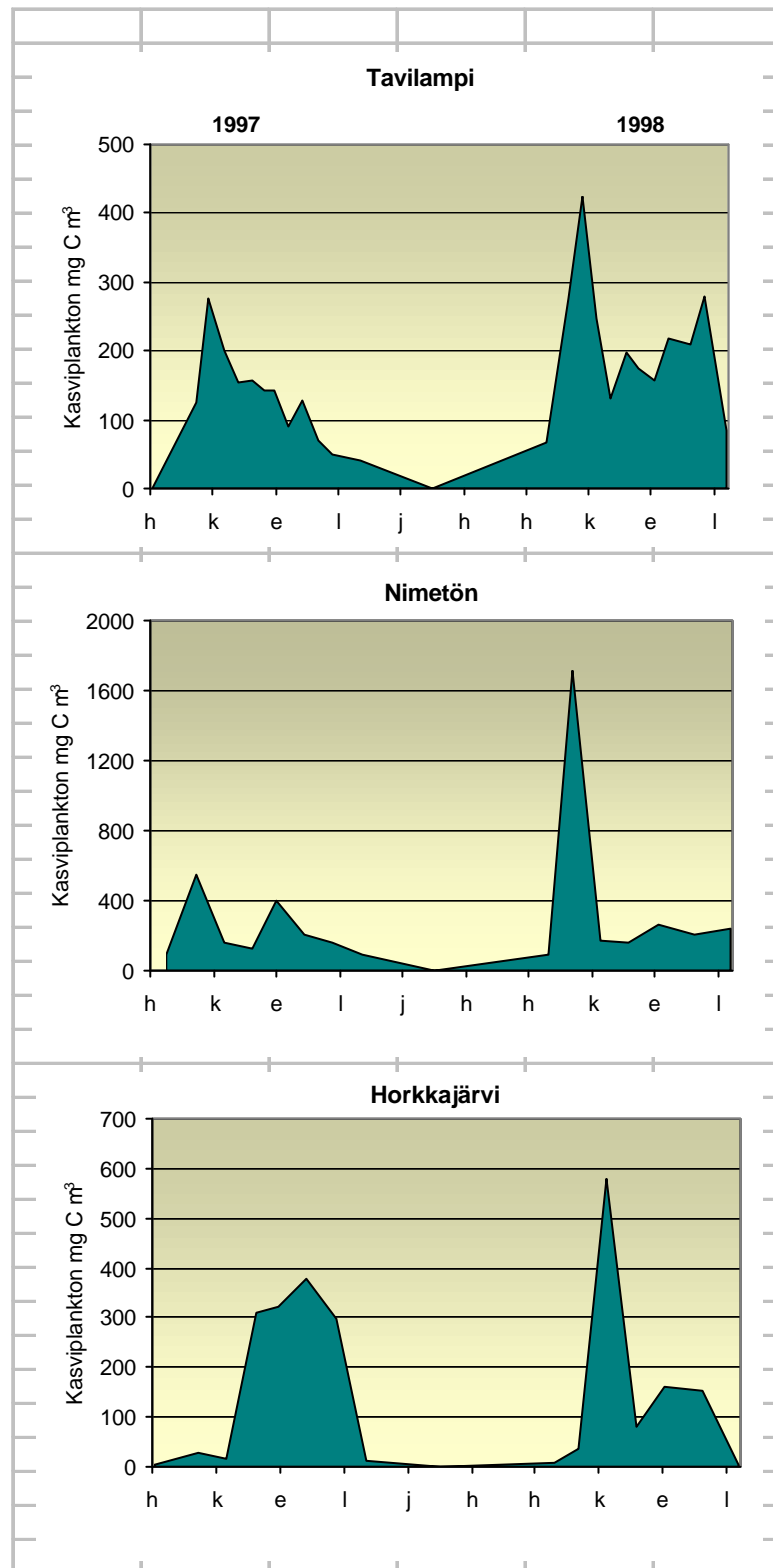
3.3.1 Bakteri- ja kasviplankton

Tutkimusjärvien pintaveden bakterioplanktonin tiheyksissä ei ollut havaittavissa muutoksia tutkimuksen aikana (taulukko 8). Tavilammessa mitattiin planktonin hengitystä, joka humusjärvissä on suurelta osin mikrobien toiminnasta johtuvaa (Salonen ym. 1992). Järven yhteisöhengitys pysyi keskimäärin samalla tasolla myös tuhkalannoituksen jälkeen.

TAULUKKO 8 Tutkimusjärvien keskimääräinen bakteritiheys (0 m), kasviplankton biomassa, levätuotanto ja planktonyhteisön kokonaishengitys (0-1 m)

Järvi	Vuosi	Bakteerit, 10 ⁶ solua ml ⁻¹	Kasvi- plankton, mg C m ⁻³	Perus- tuotanto, mg C m ⁻³ d ⁻¹	Yhteisö- hengitys, mg C m ⁻³ d ⁻¹
Tavilampi	1997	2.2	153	97.9	124.6
	1998	1.4	240	83.2	130.8
Nimetön	1997	2.7	266	-	-
	1998	2.0	502	-	-
Horkka- järvi	1997	2.2	225	-	-
	1998	2.1	203	-	-

Tavilammen ja Nimettömän keskimääräiset kasviplanktonbiomassat olivat vuonna 1998 selvästi suurempia kuin edellisenä vuonna, kun taas Horkkajärnessä biomassa pysyi keskimäärin samalla tasolla (taulukko 8, kuva 13). Nimettömässä syynä oli toukokuuhun osunut korkea levähuippu, joka koostui suurimmaksi osaksi *Peridinium umbonatum* -panssarilevästä. Vaikka Tavilammen kasviplanktonin määrä kasvoi lannoituksen jälkeen, perustuotannon tasossa tai kasviplanktonlajistossa (taulukko 9) ei ollut havaittavissa suuria eroja vuosien välillä. Nimettömässä vuonna 1998 nielulevien osuus väheni ja panssari- ja kultalevien osuus kasvoi edelliseen vuoteen verrattuna. Horkkajärnessä eri kasviplanktonryhmien osuudet olivat hyvin samansuuruisia molempina tutkimusvuosina.



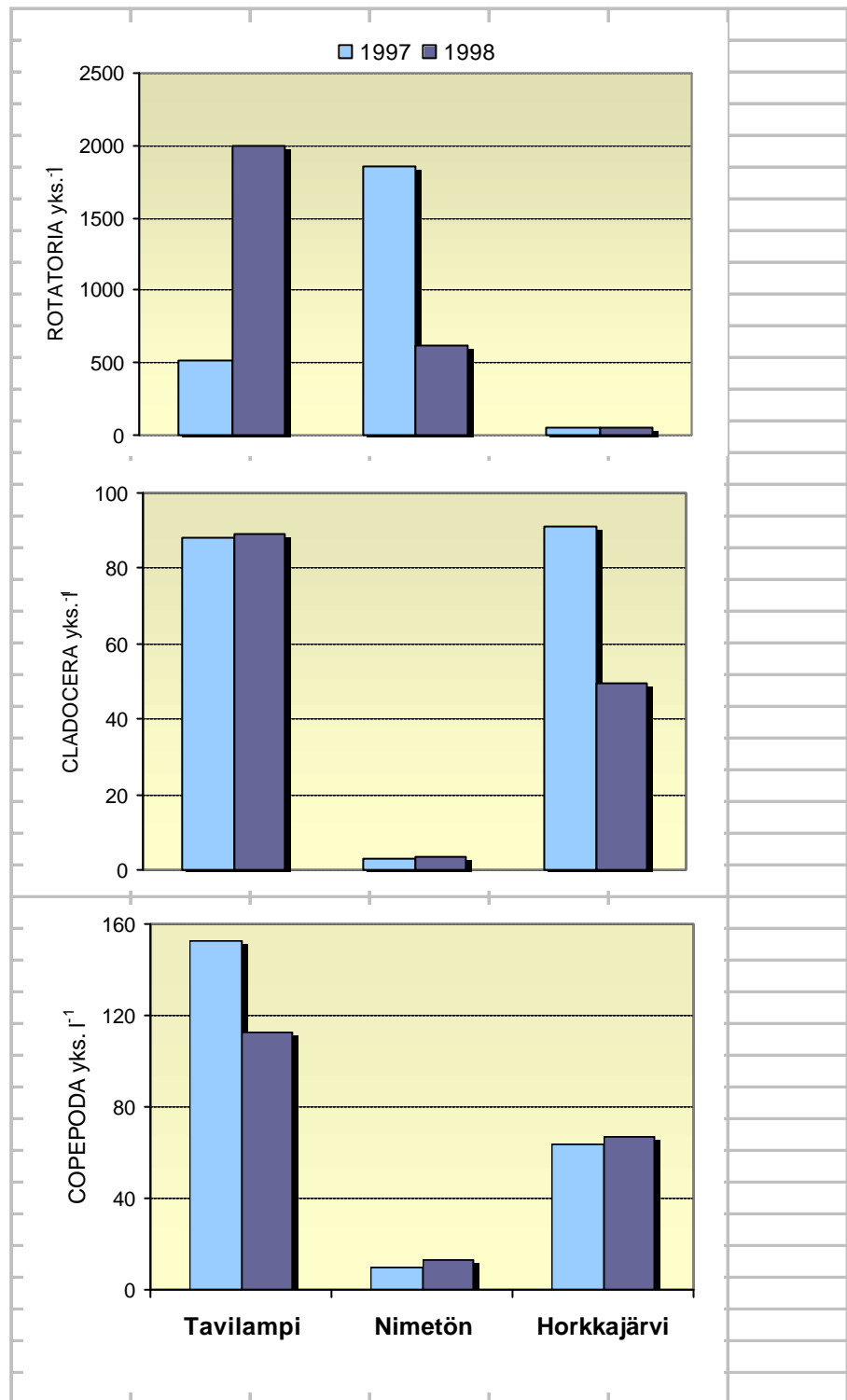
Kuva 13. Tutkimusjärvien kasviplanktonbiomassa vuosina 1997-98. Tavilammesta biomassa on määritetty 0 - 2 m, Nimettömästä ja Horkkajärvestä 0 - 1 m syvyydestä.

TAULUKKO 9 Eräiden leväryhmien osuus (%) kasviplankton-biomassasta tutkimusjärvissä touko-syyskuussa vuosina 1997-98

Leväryhmä	Tavilampi		Nimetön		Horkkajärvi	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Nielulevät	26	31	62	38	15	17
Panssarilevät	15	10	12	27	0	5
Kultalevät	29	26	19	32	41	48
Viherlevät	16	24	3	1	2	8
Siimaeliöt	9	2	4	2	10	8

3.3.2 Eläinplankton

Tutkimusjärvistä Tavilammessa ja Nimettömässä rataseläimiä oli selvästi runsaammin kuin Horkkajärvessä (kuva 14). Tavilammessa rataseläinten määrä lähes kolminkertaistui tuhkalannoituksen jälkeisenä vuonna, mikä johtui lähes yksinomaan *Kellicottia bostonensis* lajin selvästä runsastumisesta kesällä 1998. Nimettömässä rataseläinten määrä selvästi pieneni vuonna 1998, sillä erään *Polyarthra*-lajin esiintymishuippu ei noussut yhtä suureksi kuin edellisenä vuonna. Nimettömässä vesikirppujen ja hankajalkaisäyriäisten määrä oli alhainen Tavilampeen ja Horkkajärveen verrattuna. Horkkajärvessä vesikirppujen ja Tavilammessa hankajalkaisäyriäisten määrä laski hieman vuonna 1998 edelliseen vuoteen verrattuna.



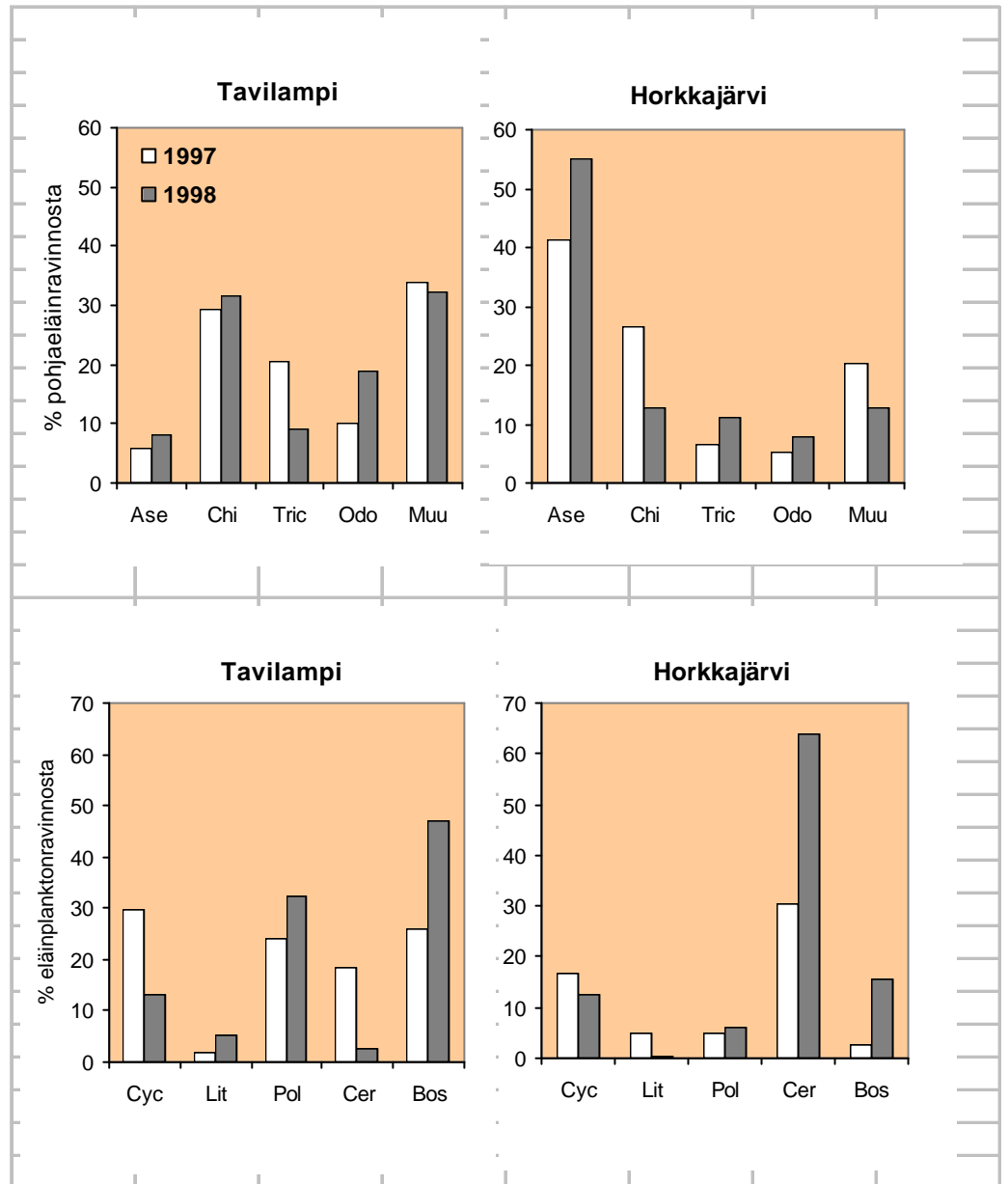
Kuva 14. Keskimääräiset eläinplanktereiden tiheydet tutkimusjärvissä vuosina 1997-98. Rotatoria, rataseläimet; Cladocera, vesikirput; Copepoda, hankajalkaisäyriäiset.

3.3.3 Kalat

Tavilammessa kalasto koostuu hauesta, ruutanasta ja ahvenesta, joka muodostaa suurimman osan biomassasta. Horkkajärnessä ahven on ainoa kalalaji. Merkintä- ja takaisinpyyntimenetelmällä arvioiden Tavilammen ahvenpopulaation tiheys puolittui vuonna 1998 edellisvuoteen verrattuna ja vuonna 1999 ahvenien määrä väheni edelleen jyrkästi (taulukko 10). Ahventen määrän vähenemiseen vaikutti osaltaan tutkimukseen liittyvä voimakas pyynti. Ahventen keskipituudessa oli havaittavissa pientä vuosittaista kasvua. Vastaavasti Horkkajärnessä ahventen tiheydessä tai keskipituudessa ei tapahtunut selviä muutoksia vuosina 1997-98, mutta vuonna 1999 myös Horkkajärven ahvenkanta arvioitiin selvästi edellisvuosia pienemmäksi. Molemmissa järvissä ahventen ravinto koostui pääasiassa pohjaeläimistä. Vuosien välillä ei ollut havaittavissa selviä muutoksia pohjaeläinravinnon käytössä (kuva 15). Ahventen ravinnoksi käyttämässä eläinplanktonlajistossa oli pientä vaihtelua vuosien välillä, mikä johtunee eläinplanktonryhmien erilaisesta esiintymistiheydestä eri vuosina.

TAULUKKO 10 Tavilammen ja Horkkajärven ahvenpopulaation tiheys vuosina 1997-99, yli 2-vuotiaiden ahventen keskipituus ja ravinto laskettuna keskimääräisinä majojen täyteisyyspisteinä (ks. menetelmät)

	Tavilampi			Horkkajärvi		
	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Tiheys, yks./ha	1850	940	550	2000	2330	1230
(95 % luottavuusväli)	(1400 – 2800)	(800 - 1200)	(500 - 600)	(1400 - 3000)	(1900 - 3200)	(1100 - 1500)
Keskipituus, cm	12.3	12.9	13.3	11.5	11.6	11.1
Pohjaeläinravinto	134	217	-	153	227	-
Eläinplanktonravinto	55	79	-	23	83	-



Kuva 15. Ahventen keskimääräinen pohjaeläin- ja eläinplanktonravinnon koostumus Tavilammessa ja Horkkajärnessä vuosina 1997-98.

Pohjaeläimet: Ase = Asellus aquaticus, vesisiira, Chi = Chironomidae, surviaissääskentoukka, Tric = Trichoptera, vesiperhosen toukka, Odo = Odonata, sudenkorennon toukka
 Eläinplankton: Cyc = Cyclops sp., Lit = litoraalisia vesikirppuja, Pol = Polyphemus pediculus, Cer = Ceriodaphnia quadrangula, Bos = Bosmina sp.

3.4 Raskasmetallien kertyminen

Eliöiden raskasmetallipitoisuuksia määritettiin eläinplanktonista, 6 eri pohjaeläinryhmästä sekä ahvenista. Eläinplankton käyttää ravinnokseen enimmäkseen kasviplanktonia, joten raskasmetallien rikastuminen vedestä leviin ja siitä eläinplanktereihin voi tapahtua suhteellisen nopeasti. Pohjaeläimissä on sekä kuolleen orgaanisen aineksen syöjiä että petoja ja raskasmetallien rikastuminen tapahtuu pääasiassa sedimentoituneen aineksen kautta. Vesistöissä kalat (useimmiten ahven ja/tai hauki) ovat ravintoketjun huipulla. Eläinplanktereita ja pohjaeläimiä ravinnokseen käyttävinä ahveniin kertyy raskasmetalleja hitaammin ja useaa eri reittiä.

Tutkimusjärivistä vain Tavilammesta ja Horkkajärvestä saatiin haavittua molempina tutkimusvuosina eläinplanktonia raskasmetallimäärytyksiin. Niemetönjärvestä suurikokoisen eläinplanktonin määrä on niin vähäinen, ettei kunnollista näytettä tuhkalannoituksen jälkeisenä vuonna saatu. Samoin muista Evon alueen järivistä, Majajärveä lukuun ottamatta, saatiin näytteet vain jompanakumpana tutkimusvuosista.

TAULUKKO 11 Eläinplanktonin raskasmetallipitoisuuksia ($\mu\text{g g}^{-1}$ kuivapainoa) Evon metsäalueen järvissä

	Kadmium		Kromi		Lyijy		Sinkki		Kupari
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997
Tavilampi	0.46	0.46	6.7	2.2	6.5	3.8	432	258	26
Horkkajärvi	0.55	0.30	2.9	1.5	2.6	2.6	297	145	12
Nimetön	0.27	-	17.8	-	8.7	-	-	-	52
Majajärvi	0.56	0.73	4.9	11.2	5.2	9	230	207	307
Mekkojärvi	-	0.70	-	61.6	-	18.2	-	-	-
Iso Valkjärvi	0.47	-	18.2	-	4.7	-	-	-	-
Pitkänienjärvi	-	0.91	-	8.5	-	13.8	-	191	-

Tavilammen eläinplanktonin raskasmetallipitoisuudet eivät poikenneet suuresti Horkkajärven tai muiden Evon järvien vastaavista pitoisuuksista (taulukko 11). Kromin, lyijyn ja sinkin osalta tuhkalannoituksen jälkeen pitoisuudet jopa hieman pienenevät. Järvien eläinplanktonin keskimääräinen kadmiumpitoisuus oli $0.54 \mu\text{g g}^{-1}$ kuivapainoa, kromipitoisuus $13.6 \mu\text{g g}^{-1}$, lyijypitoisuus $7.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ja sinkkipitoisuus $251 \mu\text{g g}^{-1}$.

Pohjaeläimiä kerättiin Tavilammesta ja Horkkajärvestä useita kymmeniä määrytyksiä varten. Pitoisuuksissa ei järvien tai tutkimusvuosien välillä ollut havaittavissa suuria eroja (taulukko 12). *Oligochaeta*-harvasukamatojen kadmiumpitoisuudet olivat korkeampia kuin muissa pohjaeläinryhmissä, joissa pitoisuus jäi alle $1.0 \mu\text{g Cd g}^{-1}$ ka. Vesiperhosten (Trichoptera) ja sur-

viaissääsken (Chironomidae) toukkien kromipitoisuudet ($> 10 \mu\text{g Cr g}^{-1}$) olivat suurempia kuin muissa ryhmissä, missä pitoisuudet vaihtelivat $2.4 - 7.1 \mu\text{g Cr g}^{-1}$ välillä. Lyijypitoisuudet vaihtelivat $0.6 - 4.4 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ ka. välillä.

Kalojen lihasnäytteissä kadmium- ja kromipitoisuudet olivat hyvin tasaisia, edellisen pitoisuuksien ollessa $0.02 - 0.03 \mu\text{g Cd g}^{-1}$ ka. välillä ja jälkimmäisen $0.64 - 0.69 \mu\text{g Cr g}^{-1}$ ka. välillä (taulukko 12). Tuhkalannoituksen jälkeen kalojen maksasta määritetyt Cd- ja Cr-pitoisuudet osoittivat, että Tavilammen kaloissa arvot olivat selvästi alhaisempia kuin Horkkajärven kaloissa. Kalojen arseenipitoisuudet olivat molemmissa järvissä lähes samansuuruisia, Tavilammessa 0.4 ja Horkkajärvessä $0.5 \mu\text{g As g}^{-1}$ ka.

TAULUKKO 12 Ahvenen ja pohjaeläinten kadmium-, kromi- ja lyijypitoisuuksia ($\mu\text{g g}^{-1}$ kuivapainoa) Tavilammessa ja Horkkajärvessä

	Kadmium				Kromi				Lyijy	
	Tavilampi		Horkkajärvi		Tavilampi		Horkkajärvi		Tavi- lampi	Horkka- järvi
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1997
Ahven:										
Lihäs	0.02	0.02	0.03	0.03	0.69	0.67	0.64	0.68	-	-
Maksa	-	0.30	-	0.75	-	0.41	-	0.87	-	-
Pohjaeläimet:										
Asellus	1.0	0.8	1.1	1.1	3.0	2.8	4.2	4.5	4.3	3.4
Trichoptera	0.3	0.4	0.3	0.1	10.5	11.5	10.9	5.6	4.4	3.5
Odonata	0.1	0.1	0.2	0.1	4.0	2.4	4.0	8.6	0.6	3.2
Ephemeroptera	-	1.0	-	-	-	3.5	-	-	-	-
Oligochaeta	-	3.2	-	3.6	-	4.0	-	7.1	-	-
Chironomidae	-	0.3	-	0.1	-	13.0	-	16.7	-	-

Pohjaeläinryhmät: Asellus aqaticus, vesisiira; Trichoptera, vesiperhoset; Odonata, sudenkorennot; Ephemeroptera, päiväkörennot; Oligochaeta, harvasukamatot; Chironomidae, surviaissääsket

4 TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimusvuodet poikkesivat sääoloiltaan toisistaan selvästi. Tausta-aineiston keruu vuonna 1997 sattui normaalivuoteen, tuhkalannoitusvuosi oli kesän osalta ennätysmäisen sateinen, jonka jälkeen seurasi normaalia selvästi kuivempi vuosi 1999. Suuren vuosittaisen vaihtelun vuoksi tuhkan vaikutukset saattavat osittain peittyä poikkeuksellisista sääoloista johtuviin vaikutuksiin. Kontrollijärven ja -puron mukanaolo tässä tutkimuksessa heipottivat kuitenkin huomattavasti tulosten tulkintaa. Tutkimuksessa pystyttiin selvittämään lähinnä tuhkalannoituksen lyhytaikaisia vaikutuksia vesistöis-

sä, mutta kokonaisvaikutusten luotettava arviointi edellyttäisi riittävän pitkäaikaista tutkimusta, jolloin vuosittain vaihtelevien sääolosuhteiden merkitys tulosten tulkinnassa ei muodostuisi enää ongelmaksi.

4.1 Huuhtoumat ja järvien veden laatu

Tuhkan sisältämistä ravinteista kaliumin on todettu useimmiten liukenevan valumavesiin ensimmäisenä (Lundborg & Nohrstedt 1996). Koska kalium liukenee tuhkasta yleensä sulfaatti- ja kloridisuoloina, samalla myös sulfaatti- ja kloridipitoisuudet valumavesissä kasvavat (Steenari ym. 1996). Nimettömän valuma-alueelta kaliumia, sulfaattia ja kloridia huuhtoutui tuhkalannoituksen jälkeen siten, että huuhtoutuminen oli selvästi nopeampaa ja suurempaa lannoitetulta turvemaaalta kuin kivennäismaalta. Samansuuntaisia tuloksia näiden aineiden nopeasta liukenemisestä on saatu myös muissa huuhtoumatutkimuksissa (Williams et al. 1996, Ring et al. 1998). Myös soiden ojitusalueiden huuhtoumatutkimuksissa sulfaatin ja kaliumin todettiin huuhtoutuvan välittömästi tuhkalannoituksen jälkeen (Piirainen 1999). Mäntyvaltaisilta rämesoilta huuhtoutui suhteellisen pian myös kalsiumia ja magnesiumia sekä pohjavesiin fosforia. Nimettömän valuma-alueelta kalsiumhuuhtoumat olivat vähäisiä, mutta kalsiumin huuhtoutumista tuhkalannoituksen jälkeen on havaittu joissakin tutkimuksissa (Fransman & Nihlgård 1995, Nilsson & Lundin 1996). Kalsiumin yhdistyminen maaperässä fosforin kanssa ortofosfaateiksi ja apatiitiksi voi vähentää sen liukoisuutta (Steenari et al. 1996).

Metsälannoituksen vaikutuksia selvittäneiden tutkimusten mukaan kemiallisen lannoitteen fosfori huuhtoutuu tavallista helpommin turvemailta (Kenttämies & Saukkonen 1996). Kivennäismailta fosforia ei huuhtoudu samassa määrin, koska maan sisältämät rauta- ja alumiiniyhdisteet sitovat fosfaatin kemiallisesti. Tässä tutkimuksessa tuhkalannoituksen jälkeisinä kahtena vuonna fosforia ei huuhtoutunut normaalia enempää kummaltakaan lannoitusalueelta, mikä johtunee osittain itsekovetetun tuhkan sisältämän fosforin hitaasta liukenevuudesta. Metsäntutkimuslaitoksessa Muhoksella tehtyjen maaperäanalyysien mukaan tuhkan ravinteet kulkeutuivat vuodessa n. 10 cm syvyyteen maaperässä. Tuhkan liukenemisen myötä ravinteiden siirtyminen vedenvirtauspaikkoihin nopeutuu ja tapahtunee 2 - 3 vuoden kuluttua levityksestä (Moilanen & Issakainen 1999). Tuhkan välittömiä vaikutuksia selvittäneissä allaskokeissa liukoisen fosforin pitoisuus nousi heti järvivedessä, toisin kun Nimettömän valuma-alueen huuhtoumissa. Myös tämä viittaa siihen, että hitaasti liukeneva fosfori ei ole vielä kulkeutunut valumavesiin ja/tai fosfori on pidättynyt suhteellisen hyvin maaperään. Fosforin hitaaseen huuhtoutumiseen turvemailta voi vaikuttaa myös sen sitoutuminen humusaineiden kanssa vaikealiukoiseksi yhdisteiksi (Heikkinen 1990). Tällöin fosforia vapautuu vain vähittäin pääosin biologisten hajoitusprosessien myötä.

Aikaisemmin Nimettömän valuma-alueella tehtyjen avohakkuun ja kulotuksen yhteisvaikutuksesta fosforia huuhtoutui välittömästi toimenpiteitä seuraavina kahtena vuonna etenkin turvemaalta ja myös typpihuuhtoumat kasvoivat. Tällöin purovesien fosforipitoisuudet olivat keskimäärin seitsenkertaisia vuoden 1998 mitattuihin pitoisuuksiin verrattuna (Arvola ym. 1990). Kuitenkin on muistettava, että hakkuulla ja kulotuksella käsiteltiin lähes 50 % valuma-alueesta, kun tuhkalannoitus käsitti vain n. 15 % valuma-alueesta. Yleisesti metsätaloudelliset toimenpiteet, kuten ojitukset, avohakkuut ja kuivatukset lisäävät selvästi valuma-alueen ravinnehuuhtoumia (mm. Manninen 1998, Holopainen & Huttunen 1998).

Jos tuhkalannoituksen jälkeistä huuhtoumien pH:n, alkaliniteetin ja johtokyvyn nousua verrataan allaskokeisiin (Ollila 1999), joissa tuhkaa lisättiin suoraan järviveteen, nousu purovesissä on ollut samaa tasoa kuin pienemmissä tuhkalisyksissä (5 - 10 mg/l). Järvissä tuhkalannoituksen vaikutukset jäivät vähäisiksi ja näkyivät vuosikeskiarvoissa lähinnä hieman kohonneena veden pH:na ja alkaliniteettina sekä mm. kalium-, kloridi- ja sulfaattipitoisuuksien lievänä nousuna. Ruotsissa valuma-alueiden tuhkalävityksen toivotaan vähentävän vesistöjen happamoitumista, mutta ainakaan tässä tutkimuksessa käytetyillä tuhkamäärillä ei pystytä vaikuttamaan alapuolisten vesistöjen happamuuteen.

Evolla 1980-luvulla tehdyn järven kalkituksen vaikutukset näkyivät pääasiassa veden pH:n välittömänä nousuna lähes kahdella yksiköllä, mikä aiheutti välittömästi myös kasviplanktonin tuotannon ja biomassan vähenemisen (Rask & Järvinen 1995). Alkushokkia lukuun ottamatta vaikutukset vesiekosysteemissä olivat vähäisiä ja mm. kalkin alhaisen fosforipitoisuuden vuoksi (n. 0.02 - 0.04 %) järven ravinnetilanteessa ei tapahtunut muutoksia.

4.2 Vesiekosysteemivaikutukset

Tuhkalannoituksen jälkeisenä kesänä kasviplanktonin biomassassa oli suurempi Tavilammessa ja Nimettömässä kuin kesällä 1997, vaikka kesän 1998 sateisuuden perusteella olisi voinut olettaa toisin. Vertailujärvessä biomassan muutos oli oletuksen mukainen eli v. 1998 kasviplanktonia esiintyi vähemmän kuin v. 1997. Tämä viittäisi siihen, että kasvuolosuhteet ovat olleet jossain määrin otollisempia leville tuhkalannoituksen jälkeen, vaikkakaan järven ravinnetasossa ei selvää pitoisuuksien nousua ollut nähtävissä. Tavilammessa kasviplanktonin kasvu näyttäisi edelleen kiihtyvän vuoden 1999 levien klorofylli *a* -pitoisuuksien perusteella. Tarvitaan kuitenkin useamman vuoden havaintosarja, jotta voidaan sanoa, onko kysymys järven hetkellisestä tuotantotason noususta, jatkuvasta rehevöitymiskehityksestä vai vuosien välisestä satunnaisesta vaihtelusta. 1980-luvun alussa tehdyn hakkuun ja kulotuksen jälkeen Nimetönjärven tuotantotaso kasvoi selvästi (Rask et al. 1993). Kaksitoista vuotta myöhemmin vuonna 1997 järven lievää rehevöitymistä ei enää ollut havaittavissa. Esikäsitellyn tuhkan sisältämä fosfori on hidasliukoista ja siten sen vaikutus valuma-alueen alapuoliseen vesistöön

saattaa olla toisenlainen kuin hakkuiden tai kulotuksen jälkeen, jolloin kuormitus oli aluksi voimakasta, mutta väheni sitten nopeasti.

Vesiekosysteemin korkeammilla tasoilla, eläinplanktonissa ja kalastossa, ei selviä muutoksia ollut havaittavissa, mikä on oletettavaa tutkimusajan käsitteessä vain yhden vuoden lannoituksen jälkeen. Tavilammen kasvaneet rataseläintiheydet voivat kuitenkin osaltaan ilmentää järven kohonnutta tuotantotasoa. Kanadassa metsäpalojen jälkeen rataseläinmäärien on todettu kasvavan järvissä (Patoine et al. 1999). Tuhkalannoituksen vaikutuksia ahventen kasvuun ja lisääntymiseen voidaan tarkastella luotettavammin vasta muutaman vuoden kuluttua tuhkan lisäämisestä määrittämällä ahventen taannehtiva kasvu ja tuotanto vuosina 1997-98 syntyneiden ahventen kasvaessa pyyntikokoisiksi.

Ruotsissa järvien ja valuma-alueiden kalkituksella torjutaan laajalti ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa happamoitumista ja samalla pyritään nostamaan vesistöjen tuotantotasoa. Vesistön tai valuma-alueen kalkitus on usein vähentänyt haitallisten metallien kuten alumiinin ja elohopean pitoisuuksia vedessä ja lisännyt kalatuotantoa (Henrikson & Brodin 1995). Tuhkalannoituksen vaikutuksia ei voida aivan suoraan verrata kalkituksen vaikutuksiin, sillä kalkittavat järvet ovat yleensä karuja, kirkasvetisiä ja kivennäismaiden ympäröimiä, kun taas tuhkalannoituksen vaikutuspiirissä järvet ovat useimmiten turvemaiden ympäröimiä, tummavetisiä ja luonnostaan niukkatuottoisia. Toisin kuin kalkituksessa, tuhkalannoituksen seurauksena suolojen nopea huuhtoutuminen lisää ainakin lyhytaikaisesti mm. järven sulfaattipitoisuutta. Myös ilmansaasteet lisäävät selvästi sulfaattikuormitusta, mitä pidetään suurimpana vesistöjen happamoitumiseen johtavana tekijänä (Reuss ym. 1987). Tuhkalannoituksesta johtuvan pitkäaikaisen kloridi-, sulfaatti- ja kaliuminkuormituksen kasvun vaikutuksia vesiekosysteemiin ei tunneta.

Raskasmetallien välitöntä kertymistä ravintoketjuihin ei havaittu tutkimuksessa. Tuhkan aiheuttama maaperän happamuuden lasku voi aluksi vähentää tai hidastaa raskasmetallien huuhtoutumista maaperästä (Lundborg & Nohrstedt 1996). Toisaalta tässä tutkimuksessa valuma-alueella maaperän pH jatkoi nousuaan v. 1999, mutta samalla havaittiin helposti liukenevan, ns. vaihtuvan kadmiumin määrän lisääntyvän selvästi edelliseen vuoteen verrattuna (Mäkinen ym. 1999). Tuhkan neutraloiva vaikutus maaperässä voi kestää muutamasta vuodesta useisiin vuosiin (ref. Leinonen 1996), mutta raskasmetallivarastojen liukeneminen voi alkaa maaperän uudelleen happamoituessa. Ruotsissa järvien ja valumavesien kalkituksen on havaittu vähentävän ainakin vesien kadmium- ja sinkkipitoisuuksia (Henrikson & Brodin 1995). Kalkituksen on todettu myös vähentävän valumavesien elohopeapitoisuuksia, kun taas tuhkalannoitetun ja käsittelemättömän valuma-alueen elohopeahuuhtoumissa ei havaittu selviä eroja (Parkman & Munthe 1998).

Pidemmällä aikavälillä tuhkalannoitusalueilta tapahtuva raskasmetallien kertyminen vesien ravintoketjuihin on vielä selvittämättä. Tässä tutkimuksessa saatu aineisto antaa kuitenkin hyvän pohjan pidempiaikaiselle seurannalle. Järvien eläinplanktonin raskasmetallipitoisuuksista on maastamme hyvin vähän aikaisempaa tietoa. Tutkimusjärvien eläinplanktonista määritetyt kadmiumpitoisuudet sekä sinkki- ja kuparipitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin vastaavasti puhtaissa merissä elävissä eläinplanktereissa (Ritterdorf & Zauke 1997). Lyijypitoisuudet olivat merissä elävissä eläinplanktereissa kuitenkin selvästi alempia Evon metsäjärvien eläinplanktereihin verrattuna. Pohjaeläinten raskasmetallipitoisuudet olivat samalla tasolla kuin eräissä suomalaisissa, happamoituneissa järvissä (Verta ym. 1990). Maaperän happamoitumisen tiedetään lisäävän raskasmetallien huuhtoutumista ja nostavan eliöstön raskasmetallipitoisuuksia. Koska tuhkalannoitus vähentää maaperän happamuutta, tuhkalannoituksella voisi olla vastakkainen vaikutus kuin happosateilla.

Tuhkalannoitukseen pätee yleisesti sama ohjeistus kuin muihinkin metsätaloudellisiin toimenpiteisiin (Kenttämies & Saukkonen 1996). Riittävien suojavyöhykkeiden jättäminen lannoitusalueille vähentää huomattavasti vesistöihin kohdistuvaa kuormitusta (Ahtiainen & Huttunen 1999). Lannoitettavan alueen suhteellinen osuus järven valuma-alueesta ei saisi olla kovin suuri. Laajoilla vesistöalueilla ja reittivesistöillä lannoitusalat jäävät usein muutamaan prosenttiin koko valuma-alueesta, jolloin vaikutukset häviävät yleensä luonnonhuuhtoumien ja muun kuormituksen sekaan. Kuitenkin latvavesistöjen ja pienten järvien ja jokien valuma-alueilla lannoitustoimenpiteillä saattaa olla huomattava vaikutus vesistön tilaan. Tämän tutkimuksen mukaan tuhka ei ollut selvää välitöntä haittaa vesistöille, kun pienen latvajärven valuma-alueesta käsiteltiin alle 20 %. Puuston kasvun kannalta tuhkalannoitusta suositellaan usein nimenomaan typpirikaille mäntyvaltaisille turvemaille (Leinonen 1996), mikä saattaa olla ongelmallista, sillä fosforin tiedetään huuhtoutuvan helposti juuri turvemailta (Kenttämies & Saukkonen 1996). Tässä tutkimuksessa lannoituskohteet olivat eteläsuomalaisia, korpimaisia ja kuusivaltaisia turvemaita. Huuhtoumat saattavat olla toisenlaisia pohjoisempana, missä vuosivalunnat ovat yleensä suurempia ja lannoitettavat alueet usein mäntyvaltaisia turvemaita (vrt. Piirainen 1999).

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän Evon metsäalueella tehdyn tutkimuksen mukaan latvavesistöjen valuma-alueen pienialainen (< 20 %) tuhkalannoitus ei näyttäisi aiheuttavan suuria välittömiä muutoksia alapuolisten järvien veden laadussa.

Tuhkan nopeasti liukenevat aineosat, kuten kalium, sulfaatti ja kloridi, huuhtoutuivat helpommin turvemaalta kuin kivennäismaalta. Pitkäaikaisen ja korkean kuormituksen vaikutuksia järviekosysteemiin ei tunneta.

Tutkimusalueelle levitetyn itsekovetetun tuhkan sisältämä fosfori ei huuhtoutunut välittömästi lannoituksen jälkeen valumavesiin. Järvien tuotantotasokin nousi lievästi lannoituksen jälkeen. Huuhtoumat saattavat olla toisenlaisia pohjoisempaan, missä valunnat ovat suurempia ja lannoitettavat alueet yleensä mäntyvaltaisia turvemaita.

Tuhkalannoitus ei lisännyt lyhyellä aikavälillä (< 1 vuosi) raskasmetallien rikastumista ravintoketjuihin. Maaperän happamuuden lasku voi aluksi vähentää raskasmetallien huuhtoutumista valuma-alueelta. Tuhkan mukana metsään joutuneet raskasmetallimäärät olivat kuitenkin lannoitusalueilla monikymmenkertaisia vastaavien alueiden vuosittaisiin laskeumiin verrattuna.

Sääolosuhteiden poikkeuksellisen suuri vaihtelu tutkimusjakson aikana vaikeutti tulosten tulkintaa. Ennen lannoitusta tapahtuneen vertailuaineiston keruun ja kontrollialueiden samanaikaisen seurannan avulla pystyttiin kuitenkin erottamaan tuhkalannoituksen aiheuttamat muutokset luonnonoloista johtuvista muutoksista.

Loppupäätelmänä voidaan todeta, että ainoastaan pitempiäaikaisen tutkimuksen avulla on mahdollista saada kokonaiskuva hitaasti liukenevien fosforin ja raskasmetallien huuhtoutumisesta tuhkalannoitusalueilta sekä niiden mahdollisesti aiheuttamasta rehevöitymisriskistä ja rikastumisesta ravintoketjuihin.

KIRJALLISUUS

- Ahtiainen, M. & Huttunen, P.** 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. – *Boreal Env. Res.* 4:101-114.
- Anon.** 1999. Aska i skogen motverkar försurning i mark och sjö. IVL-nyheter 1/99.
- Arvola, L., Salonen, K. & Rask, M.** 1990. Chemical budgets for a small dystrophic lake in southern Finland. – *Limnologia* 20:243-251.
- Fransman, B. & Nihlgård, B.** 1995. Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in southern Sweden. – *Water, Air and Soil Pollution* 85: 895-900.
- Heikkinen, K.** 1990. Nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in northern Finland. – *J. Environ. Qual.* 19:649-657.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.W.** 1995. Liming of acidified surface waters. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 458 s.
- Holopainen, A.-L. & Huttunen, P.** 1998. Impact of forestry practices on ecology of algal communities in small brooks in the Nurmes experimental forest area, Finland. – *Boreal Env. Res.* 3: 63-73.
- Kenttämies, K. & Saukkonen, S.** 1996. Metsätalous ja vesistöt. MMM:n julkaisuja 4/96.
- Leinonen, A.** 1996. Puuntuhan käyttö metsien lannoitteena ja sen ympäristövaikutukset – kirjallisuusselvitys. – Keski-Suomen ympäristökeskuksen julkaisu 10/1996. 34 s.
- Lundborg, A. & Nohrstedt, H-Ö.** 1995. Effekter av askspridning i skogen. NUTEK R 1996:13.ISSN 1102-2574. 38 s.
- Manninen, P.** 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. – *Boreal Env. Res.* 3:23-32.
- Moilanen, M. & Issakainen, J.** 1999. Tuhkan metsävaikutukset -loppuraportti. Metsäntutkimuslaitos. Muhoksen tutkimusasema. 21 s.
- Mäkinen, A., Rummukainen, P. & Pihlström, M.** 1999. Tuhkalannoitusprojektin kasvillisuus- ja maaperätutkimukset Evolla 1997-1998. Loppuraportti.

- Nilsson, T. & Lundin, L.** 1996. Effects of drainage and wood ash fertilization on water chemistry at a cutover peatland. – *Hydrobiologia* 335: 3-18.
- Ollila, S.** 1999. Puutuhkan välittömät vaikutukset humusjärven veden kemi-
aan sekä kasvi- ja bakteeriplanktonyhteisöihin. Pro gradu -tutki-
elma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Parkman, H. & Munthe, J.** 1998. Wood ash and dolomite treatments of
catchment areas: Effects on mercury in run-off water. – *Scandinavian J. Forest Res. Suppl. 2*: 33-42.
- Patoine, A., Pinel-Alloul, B., Prepas, E.E. & Carignan, R.** 1999. Do log-
ging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian
Boreal Shield lakes. Submitted in *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
- Piirainen, S.** 1999. Huuhtoumisselvitykset ojitusalueilla. Alustavia tuloksia
vuosilta 1997-1998. Metsäntutkimuslaitos. Joensuun tutkimusase-
ma. 4 s.
- Rask, M. & Järvinen, M.** 1995. Neutraloinnin vaikutukset happamoituneen
metsäjärven ekosysteemiin. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.
Kalantutkimuksia Fiskundersökningar 101. 84 s.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K.** 1993. Valuma-alueen avohakkuun ja
kulotuksen vaikutukset pienen järven limnologiaan. – Teoksessa:
Lappalainen, A. & Rask, M. Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja
kalatalouteen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalantutki-
muksia Fiskundersökningar 69. s. 1-12.
- Reuss, J. O., Cosby, B. J. & Wright, R. F.** 1987. Chemical processes
governing soil and water acidification. – *Nature* 329:27-32.
- Ring, E., Jacobson, S. & Nohrstedt, H.-Ö.** 1998. Självhårdad trädaska på-
verkade markvegetation och markvattenkemi. – *Skogforsk Resultat*
15:1-2.
- Ritterdorf, J. & Zauke, G-P.** 1997. Trace metals in field samples of zoo-
plankton from the Fram Strait and the Greenland Sea. – *The*
Science of the Total Environment 199:255-270.
- Robson, D.S. & Regier, H.A.** 1971. Estimation of population number and
mortality rates. Teoksessa: Ricker, W.E. (toim.) *Methods for as-
sessment of fish production in fresh waters*, IBP Handbook 3,
Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh, s. 131-
165.

- Rosen, K., Eriksson, H., Clarholm, M., Lundqvist, H. & Rudebeck, A.** 1993. Granulerad vedaska till skog på fastmark – ekologiska effekter. NUTEK Rapport 1993:26. s. 60.
- Ruoho-Airola, T.** 1995. Bulk deposition . – Teoksessa: Bergström, I., Mäkelä, K. & Starr, M. (toim.), Integrated Monitoring Programme in Finland. First National Report. Ministry of the Environment, Environmental Policy Department, Helsinki. Report 1:54-58.
- Salonen, K., Arvola, L., Tulonen, T., Hammar, T., Metsälä, T.-R., Kankaala, P. & Münster, U.** 1992. Planktonic food chains of a highly humic lake. – *Hydrobiologia* 229:125-142.
- Steenari, B-M., Lindqvist, O. & Tomsic, A.** 1996. Wood ash recycling to forest soil – chemical aspects. – 9th European Bioenergy Conference 24-27 June 1996, Copenhagen, Denmark. s. 6.
- Verta, M., Mannio, J., Iivonen, P., Hirvi, J-P., Järvinen, O. & Piepponen, S.** 1990. Trace metals in finnish headwater lakes – effects of acidification and airborne load. – Teoksessa: Kauppi et. al. (toim) Acidification in Finland. s. 883-907.
- Williams, T.M., Hollis, C.A. & Smith, B.R.** 1996. Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. – *J. Environ. Qual.* 25:955-961.
- Windell, J.T.** 1971. Food analysis and rate of digestion. Teoksessa: Ricker, W.E. (toim.) Methods for assessment of fish production in fresh waters, IBP Handbook 3, Blackwell Scientific Publications, Oxford, s. 215-226.

Puutuhkan välittömät vaikutukset humusjärven veden kemiaan sekä kasvi- ja bakteeriplanktonyhteisöihin

Hydrobiologian ja limnologian pro gradu -tutkielma

Susanna Ollila
Jyväskylän yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Tiivistelmä

Metsäteollisuudessa lähinnä energiantuotannon sivutuotteena syntyvää puutuhkaa suunnitellaan käytettävän maanparannusaineena metsissä erityisesti typpirikkailla turvemaileda. Tuhkalannoituksella pyritään parantamaan maaperän ravinnepitoisuutta ja vähentämään sen happamuutta. Puutuhkan tärkeimmät ravinteet ovat fosfori, kalium ja hivenravinteet. Lisäksi se sisältää runsaasti korkeina pitoisuuksina ympäristölle haitallisia raskasmetalleja, kuten kadmiumia. Yhdessä tuhkan ravinne- ja raskasmetallipitoisuudet muodostavat potentiaalisen ympäristöriskin vesistöille ja niiden eliöstöille.

Tuhkalannoituksen vesistövaikutuksia ei ole tutkittu laajassa mittakaavassa Suomessa. Tämän kolmena erillisenä allaskokeena suoritetun tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää puutuhkan välittömiä vaikutuksia veden kemiaan sekä kasvi- ja bakteeriplanktonyhteisöihin. Humuspitoiseen järviveteen lisätty puutuhka nosti nopeasti veden pH:ta, johtokykyä ja alkaliniteettia sekä fosforipitoisuuksia. Myös sulfaatti- ja kationipitoisuudet nousivat erittäin merkittävästi. Kasviplanktonille aiheutui pH:n nopeasta noususta shokki-vaikutus, jonka seurauksena klorofylli *a* -pitoisuus laski. Perustuotannon ja biomassan vasteet tuhkalisäykseen vaihtelivat eri kokeissa, mikä saattoi ainakin osittain johtua erilaisista kasviplanktonyhteisöistä. Sama koskee bakteeriplanktonia, joka ei kuitenkaan pääasiallisesti reagoanut kovin voimakkaasti tuhkalisäykseen kymmenen päivän koejaksojen aikana.

Ennen tuhkalannoitustoiminnan aloittamista suuressa mittakaavassa on tutkittava huolellisesti tuhkan vaikutuksia luontoon. Erityisen tärkeää on tuhkan pitkäaikaisvaikutusten selvittäminen sen suhteellisen suurten fosfori- ja raskasmetallipitoisuuksien takia.