METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 745, 1999

Metsätalouden ympäristökuormitus

Tutkimusohjelman väliraportti



VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

METLA

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Jakotiedosto

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 745, 1999

Metsätalouden ympäristökuormitus

Seminaari Nurmeksessa 23.-24.9.1998.
Tutkimusohjelman väliraportti

Toimittaneet
Erkki Ahti, Hilkka Granlund ja Essi Puranen

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

Ahti, E., Granlund, H. ja Puranen, E. (toim). 1999. Metsätalouden ympäristökuormitus. Seminaari Nurmeksessa 23.-24.9.1998. Tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745. 172 s. ISBN 951-40-1694-7, ISSN 0358-4283.

Julkaisun artikkelit on pääosin kirjoitettu Nurmeksen tutkijaseminaarin alustusten pohjalta. Kirjoittajia on 35, joista Metsäntutkimuslaitokselta 12. Julkaisu sisältää 17 kirjoitusta, joista 12 koskettelee metsätalouden vesistökuormituksen ajankohtaisia aiheita yksittäisistä pikkupuroista vesistöaluemittakaavaan asti. Kahdessa artikkelissa käsitellään metsätalouden vaikutuksia metsämaassa, ja kolmessa kirjoituksessa korjuutöissä metsiin joutuvien öljyjen vaikutuksia metsäekosysteemin eri osissa. Metsätalouden aiheuttamien maasto- ja puustovaurioiden tutkimusta raportissa edustaa yksi kirjoitus. Keskeisiä metsätalouden toimenpiteitä ovat päätehakkuut ja kunnostusojitus.

Avainsanat: ympäristö, vesistöt, metsätalous, kuormitus

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, YMP-tutkimusohjelma, Vantaan tutkimuskeskus

Yhteystiedot: Erkki Ahti, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa. Puh. 09-8570 5459, fax 09-8570 5569

Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki. Puh. 09-857051, fax 09-625308

Kansikuva: Samuli Joensuu

Hakapaino Oy, Helsinki 1999

Ahti, E., Granlund, H., and Puranen, E. (eds.). 1999. Environmental load of forestry. Proceeding of a workshop in Nurmes, September 23rd-24th, 1998. (Text in Finnish only.) Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745. 172 p. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 745. ISBN 951-40-1694-7, ISSN 0358-4283.

The major part of the articles are based on the presentations of the Nurmes workshop, in which scientists participating in the research program "Environmental Load of Forestry" presented their latest, partly preliminary results. The total number of authors is 35, out of which 12 from the Finnish Forest Research Institute. Of the total number of 17 articles, 12 deal with the loading of surface waters by forestry, from small brooks to large watersheds. In two articles, the effects of forestry on soil element balances, and in three articles, the effects of discharged oils from forest machinery on the forest ecosystem are discussed. The research concerning mechanical damage of trees and soil which are caused in connection with final cuttings and harvesting operations is represented by one article. Final cuttings and maintenance of ditch networks on peatlands drained for forestry are the main forestry measures of interest.

Key words: environment, surface waters, forestry, load

Publisher: The Finnish Forest Research Institute

Correspondence: Erkki Ahti, The Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland. Tel. +358 9 857051, fax +358 9 85705569.

Distribution: The Finnish Forest Research Institute, Unioninkatu 40 A, FIN-00170 Helsinki, Finland. Tel. +358 9 857 051, fax + 358 9 625 308

Cover photo: Samuli Joensuu

Kirjoittajien yhteystiedot

Marketta Ahtiainen, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu

Erkki Ahti, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Ludmila Dubrovina, Russian Academy of Sciences, Karelian Research Centre, Northern Water Problems Institute, Uritskogo 50, Petrozavodsk, Karelia, 185003 Russia

Leena Finér, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu

Pertti Huttunen, Joensuun yliopisto, Biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu

Hannu Ilvesniemi, Metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto

Boris Ilyashuk, Russian Academy of Sciences, Kola Science Centre, Institute of North Industrial Ecology Problems, 14 Fersman Str., INEP, Apatity, Muurmansk Region, 184200 Russia

Maija Jarva, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Samuli Joensuu, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Soidinkuja 4, 00700 Helsinki

Kaarle Kenttämies, Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

Reetta Kolppanen, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus

Pirkko Kortelainen, Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

Jussi Kukkonen, Joensuun yliopisto, Biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu

Toivo Kuokkanen, Simo Sarpola, Oulun yliopisto, Kemian laitos, PL 3000, 90401 Oulu

Jukka Laine, Metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto

Risto Lauhanen, Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, 39700 Parkano

Ahti Lepistö, Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

Markku Lehtinen, Aarnivalkeantie 5 C 45, 02100 Espoo

Petri Liljaniemi, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu

Hannu Luotonen, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu

Pertti Manninen, Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärinkatu 14, 50100 Mikkeli

Tuija Mattsson, Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

Minna Kivi-Mäenpää, Metsäntutkimuslaitos, 77600 Suonenjoki

Mika Nieminen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Tatjana Regerand, Russian Academy of Sciences, Karelian Research Centre, Northern Water Problems Institute, Uritskogo 50, Petrozavodsk, Karelia, 185003 Russia

Tapani Sallantaus, Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

Sari Saukkonen, Päijänne-luontokeskus, Tallukantie 1, 17200 Vääksy

Matti Sirén, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Olle Sirén, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Kokkolan toimipiste, Torikatu 40, 67100 Kokkola

Sirkka Sutinen, Metsäntutkimuslaitos, 77600 Suonenjoki

Niina Tanskanen, Metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto

Harri Vasander, Metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto

Oili Vilhunen, Karpalokuja 6, as.17, 00940 Helsinki

Martti Vuollekoski, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Kari-Matti Vuori, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu

Sisällysluettelo

Esipuhe 7

Luonnonhuuhtouma metsävaluma-alueilta. *Pirkko Kortelainen, Marketta Ahtiainen, Leena Finér, Tuija Mattsson, Tapani Sallantaus ja Sari Saukkonen* 9

Maan muokkauksen vaikutus metsämaan kemiallisiin ominaisuuksiin. *Niina Tanskanen ja Hannu Ilvesniemi* 15

Ennakkotuloksia kangasmaan avohakkuun vaikutuksesta maan pintakerroksen läpi huuhtoutuviin ravinnemääriin. *Sirpa Piirainen ja Leena Finér* 23

Nurmestutkimus 20 vuotta – metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset kuuden pienen puron vesistökuormaan. *Marketta Ahtiainen ja Pertti Huttunen* 29

Metsätalouden aiheuttaman metalli- ja humuskuormituksen ekotoksikologiset vaikutukset Suomen ja Venäjän Karjalan vesistöissä: alustavia tuloksia maasto- ja laboratoriotutkimuksista. *Kari-Matti Vuori, Ludmila Dubrovina, Tatjana Regerand, Petri Liljaniemi, Hannu Luotonen, Boris Ilyashuk, Olle Sirén ja Jussi Kukkonen* 39

Kunnostusojituksen vesiensuojelututkimus. Ensimmäisen vaiheen jatkotutkimukset ja toisen vaiheen kunnostus- ja täydennysojituksen vaikutukset valumaveden laatuun. *Pertti Manninen* 53

Vanhoilta metsäojitusalueilta valuvan veden kemialliset ominaisuudet. *Samuli Joensuu, Erkki Ahti ja Martti Vuollekoski* 63

Kunnostusojituksen vaikutus metsäojitusalueiden valumaveden kemiallisiin ominaisuuksiin. *Erkki Ahti, Samuli Joensuu ja Martti Vuollekoski* 79

Soita ennallistamalla puskurivyöhykkeitä metsätalouden vesistöhaittojen torjuntaan. *Tapani Sallantaus, Jukka Laine ja Harri Vasander* 91

Lannoitefosforin huuhtoutumiseen vaikuttavat tekijät ojitetuilla turvemailla: esimerkki fosforitaseesta kolme vuotta raakafosfaattilannoituksen jälkeen. *Mika Nieminen ja Maija Jarva* 101

Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus valumaveden laatuun vanhoilla ojitusalueilla. *Mika Nieminen* 109

Metsätalouden fosfori- ja typpikuormitus vesistöihin vuosina 1977-1996 ja arvio kuormituksen kehittymisestä vuoteen 2005 erityisesti Oulujärven vesistöalueella. *Kaarle Kenttämies ja Oili Vilhunen* 115

Metsätalouden ja typpilaskeuman aiheuttama kuormitus vesiin – valuma-alueilta vesistöaluemittakaavaan. *Ahti Lepistö* 127

Metsätyössä käytettävien öljyjen biohajoavuus. *Risto Lauhanen, Reetta Kolppanen, Toivo Kuokkanen ja Simo Sarpola* 139

Teräketjuöljyjen vaikutus maaperän sukkulamatoihin (*Nematoda*) ja änkyrimatoihin (*Enchytraeidae*). *Markku Lehtinen, Risto Lauhanen ja Reetta Kolppanen* 147

Ennakkotuloksia metsätyössä käytettävien öljyjen vaikutuksesta männyn ja hieskoivun taimien kasvuun, kuolemiseen sekä neulas- ja lehtivaurioihin. *Risto Lauhanen, Sirkka Sutinen, Minna Mäenpää ja Reetta Kolppanen* 153

Hakkuutyön jälki ja seurauskustannukset. *Matti Sirén* 159

Esipuhe

Metsätalouden toimenpiteet vaikuttavat pohjaveteen, vesistöihin ja maaperään. Keskeisimpiä ovat erilaiset vesistövaikutukset ja vaikutukset pohjavesiin. Kysymys on tällöin ainevirroista, jotka kuormittavat vesistöjä ja pohjavesiä. Vesistöjä kuormittava toimenpide suurentaa usein sekä valumaveden ainepitoisuuksia että valunnan määrää. Kuormittavista aineista ravinteet, erityisesti fosfori ja typpi, aiheuttavat vesistöjen rehevöitymistä.

Lähes kaikki metsätalouden toimenpiteet, ts. erilaiset hakkuut (erityisesti päätehakkuut), hakkuisiin liittyvä puutavaran korjuu, metsän uudistamisen yhteydessä tehtävät maanpinnan käsittelyt, uudisojitus, kunnostusojitus, kulotus ja lannoitus aiheuttavat vesistöjen ravinnekuormitusta. Nämä toimenpiteet kuormittavat myös pohjavesiä. Vesistöjä kuormittavat metsätalouden toimenpiteet aiheuttavat lannoitusta lukuunottamatta myös joko metsämaan tai koko metsäekosysteemin köyhtymistä. Tällaisena toimenpiteenä on mainittava lisäksi kokopuunkorjuu.

Metsätalouden merkitystä vesien kuormittajana on pidetty maatalouteen verrattuna pienenä. Metsätalouden ominaiskuormituksen, ts. kuormituksen metsätalousmaan hehtaaria kohti, on monissa tutkimuksissa laskettu olevan vain 1/10 esimerkiksi maatalouden vastaavista ominaiskuormitusluvuista. Metsätalouden pieni ominaiskuormitus maatalouteen nähden johtuu osittain siitä, että metsätalouden toimenpiteiden, esim. päätehakkuiden ja ojitusten, toteuttamisväli on kymmeniä vuosia, kun toiminta maataloudessa on jatkuvaa. Kun yksittäisen metsätalouden toimenpiteen, esimerkiksi avohakkuun, kuormitus lasketaan toimenpidepinta-alaa kohden ja esim. 5 vuoden jaksolle, metsätalouden merkitys vesistöjen kuormittajana korostuu. Sillä on suuri merkitys erityisesti latvavesissä, joiden muu kuormitus on vähäistä.

On myös huomattava, että vaikka metsätalouden ominaiskuormitus olisikin vain kymmenesosa maatalouden ominaiskuormituksesta, metsätalouden maan pinta-ala on maatalousmaan pinta-alaan verrattuna kymmenkertainen, joten metsätalouden valtakunnallinen kuormitus saattaa olla samaa suuruusluokkaa kuin maatalouden.

Maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö käynnistivät vuonna 1990 METVE-projektin (Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta), jonka tuloksista on raportoitu suomenkielisessä loppuraportissa v. 1995 sekä sen jälkeen kansainvälisissä julkaisusarjoissa. Monet METVE-projektin tutkimuksista ovat jatkuneet Metsäntutkimuslaitoksen koordinoimassa yhteistutkimusohjelmassa "Metsätalouden ympäristökuormitus" (YMP), joka päättyy v. 2000, ja jonka tuloksia raportoitiin 23.—24.9.1998 Nurmeksessa pidetyssä tutkijaseminaarissa. Tämä raportti perustuu pääosin Nurmeksen seminaarin alustuksiin ja on YMP:n väliraportti. Loppuraportti julkaistaan vuonna 2001.

Tämän raportin 17 kirjoituksesta peräti 12 käsittelee metsätalouden vesistökuormitusta. Metsäekosysteemiin joutuvan öljyn kuormitusvaikutuksia käsitellään kolmessa kirjoituksessa. Lisäksi raportissa on mukana puunkorjuun puusto- ja maastovaurioiden tutkimusta edustava, korjuun puustovaurioita käsittelevä kirjoitus. Metsätalouden vaikutuksia metsämaan ominaisuuksiin käsitellään yhdessä kirjoituksessa.

YMP-tutkimusohjelman aihepiiriin kuuluvat lisäksi hakkuiden vaikutus pohjavesien ainekoostumukseen sekä tuhkalannoituksen aiheuttaman kuormituksen tutkiminen. Näistä aiheista tullaan raportoimaan tutkimusohjelman loppuraportissa v. 2001.

Ojitettujen turvemaiden metsätaloudella, ns. suometsätaloudella, on Suomessa suurempi osuus koko metsätalouden ympäristökuormituksessa kuin useimmissa muissa maissa. Aikaisemmin metsäojitusalueiden lannoitus ja nykyään kunnostusojitus ovat metsänuudistamisen yhteydessä tehtävän maanmuokkauksen ohella merkittäviä vesistöjen fosforikuormittajia. Nämä toimenpiteet aiheuttavat suurimman osan metsätalouden kiintoainekuormituksesta, ja niiden aiheuttamat fosforikuormat kytkeytyvät kiintoaineksen sisältämään fosforiin, jota tämänkin raportin useassa kirjoituksessa on käsitelty. Kuten maatalouden, myös metsätalouden kiintoainekuorman fosforin merkityksestä ei ole täysin selkeää kuvaa: tutkijat käyttävät tässäkin raportissa kuormitusarvioiden pohjana eri tavoin mitattuja veden fosforipitoisuuksia. Metsätalouden ympäristökuormitus -tutkimusohjelman loppuraportissa v. 2001 on tarkoitus esittää metsätalouden valtakunnallisia ja alueellisia kuormitusarvioita, ja niiden yhteydessä arvioidaan myös metsätalouden kiintoainekuorman sisältämien ravinteiden merkitys.

Metsätalouden ympäristökuormituksen yhteistutkimusohjelma on tarjonnut erinomaisen yhteistyöfoorumin eri tutkimusyksiköitä edustaville tutkijoille. Maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö ovat keskeisellä tavalla tukeneet tutkimusohjelmaa rahoittamalla erityisesti vuonna 1996—1997 koordinoidusti sen hankkeita, ja nämä ministeriöt ovat myöhemminkin, hankekohtaisen rahoituksen jo osittain itsenäistyttyä, myötävaikuttaneet tutkimusohjelman poikkitieteellisen, jo METVE-projektista alkaneen yhteistyön säilymiseen.

Vantaalla 22.10.1999

Erkki Ahti Leena Finér

YMP-yhteistutkimusohjelman koordinaattorit

Luonnonhuuhtouma metsävaluma-alueilta

Pirkko Kortelainen, Marketta Ahtiainen, Leena Finér, Tuija Mattsson, Tapani Sallantaus ja Sari Saukkonen

1 Johdanto

Tämän vuonna 1996 käynnistyneen tutkimuksen tavoitteena on selvittää metsävaluma-alueiden luonnonhuuhtouman suuruutta ja sen alueelliseen vaihteluun vaikuttavia tekijöitä. Huuhtoumaa metsäalueilta on Suomessa tutkittu jo 1960-luvulta lähtien, mutta koska useimmilla alueilla on tehty metsätaloustoimenpiteitä, luonnonhuuhtouman erottaminen kokonaishuuhtoumasta on ollut vaikeaa. Käynnistyneen tutkimuksen tavoitteena on tuottaa alueellisia estimaatteja luonnonhuuhtouman suuruudesta. Niiden avulla voidaan tarkentaa arvioita metsätalouden merkityksestä valtakunnallisena vesistökuormittajana. Luonnonhuuhtouman suuruuden arviointi on oleellista myös suunniteltaessa metsätaloustoimenpiteiden vaikutusten ennaltaehkäisyä. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus huuhtoumaan voidaan olettaa olevan suurin huuhtoumaherkillä alueilla, joilla vesiensuojelutoimet ovat erityisen tärkeitä.

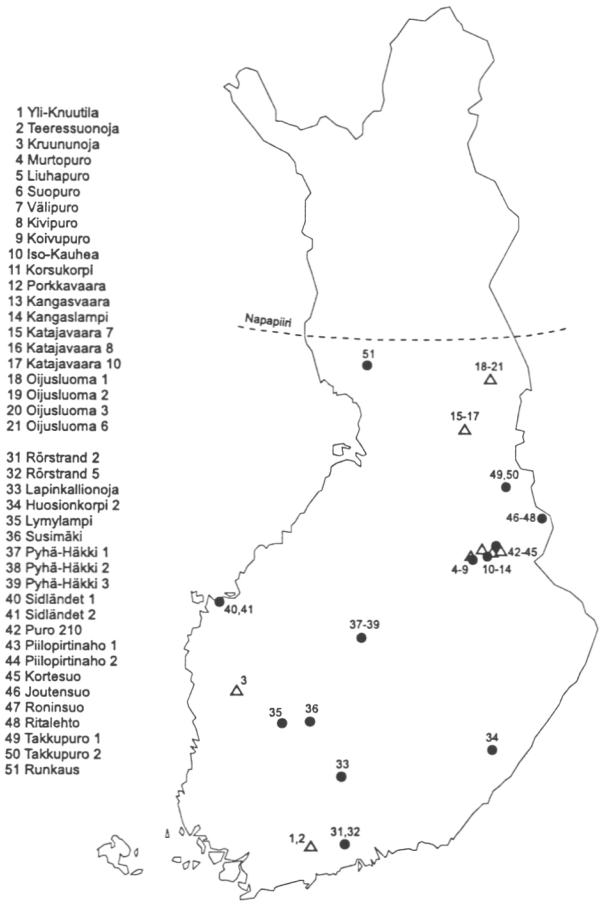
Tässä raportissa esitetään alustavia valumavedenlaatutuloksia tätä tutkimusta varten valituilta uusilta luonnontilaisilta alueilta ensimmäiseltä tutkimusvuodelta (1997). Lisäksi tarkastellaan vedenlaatu- ja huuhtoumatuloksia pidemmältä ajanjaksolta (havaintovuosien määrä 3—29) vanhoilta luonnontilaisilta alueilta, jotka ovat olleet seurannassa muissa projekteissa (Ahtiainen ja Huttunen 1995, Alasaarela ym. 1995, Finér ym. 1997, Saukkonen ja Kortelainen 1995). Sekä vanhoista (Kortelainen ym.) että uusista (Mattson ym.) alueista on valmisteilla julkaisu, joissa tarkastellaan sijainnin, valuma-alueen maaperän ja kasvupaikan, puuston sekä laskeuman vaikutusta valumaveden ravinne-, rauta- ja hiilipitoisuuksiin sekä huuhtoumiin.

2 Tutkimusalueet

2.1 Vanhat alueet

Turvemaiden osuus pinta-alasta 21 vanhalla valuma-alueella on keskimäärin 34 %, sama kuin turvemaiden osuus maapinta-alasta koko Suomessa. Rehevät suot ja rehevät kankaat ovat kuitenkin aliedustettuja. Koska aineisto on koottu useista eri projekteista, havaintovuodet vaihtelevat. Alueiden kangasmaiden päämaannostyyppi on rautapodsoli ja maalaji moreenia, jonka pääfraktio on siltti 53 %:lla (vrt. 52 % koko Suomessa), hiekka 47 %:lla (koko Suomi 46 %) ja sora 0,6 %:lla (koko Suomi 2 %) alueista. Turvemailla pääturvelajit ovat *Sphagnum*- ja *Carex*-turve. Kuusi on valtapuu, sen keskimääräinen osuus runkotilavuudesta on 57 %, männyn 32 % ja lehtipuiden 11 %. Koko Suomessa vastaavat prosenttiosuudet ovat kuusella 46 %, männyllä 46 % ja lehtipuilla 18 % (Sevola 1997).

Kolmea eteläisintä aluetta lukuun ottamatta edellä mainitut ns. vanhat alueet sijaitsevat Pohjois-Karjalassa, Kainuussa ja Kuusamossa (kuva 1). Täten näiden alueiden ei voida katsoa edustavan luonnonhuuhtouman alueellista vaihtelua koko Suomessa.



Kuva 1. Tutkimuskohteina olevien vanhojen (△ alueet 1-21) ja uusien (• alueet 31-51) valuma-alueiden sijainti. Alueet on molemmissa ryhmissä numeroitu etelästä pohjoiseen.

2.2 Uudet alueet

Maantieteellisen kattavuuden parantamiseksi tutkimuskohteiksi valittiin 21 uutta valuma-aluetta. Alueet sijaitsevat vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvilla alueilla (11 kpl), kansallispuistoissa (7 kpl), luonnonpuistoissa (1 kpl) ja soidensuojelualueilla (2 kpl). Täten voidaan varmistaa, etteivät ihmisen toiminnat ilmaperäistä kuormitusta lukuun ottamatta vaikuta huuhtoumaan. Valuma-aluerajaukset on tehty peruskarttojen ja maastokäyntien avulla. Puusto- ja maaperätunnukset on kerätty metsäsuunnitelmista. Valuma-alueilta lähtevistä puroista otetaan vesinäytteitä vuosina 1997—1999, tihennetysti kevään ja syksyn tulvahuippujen aikana. Jotta tutkimusalueiden luonnontilaa ei häirittäisi, alueille ei rakenneta mittapatoja, vaan valtakunnallisen hydrologisen seurannan pienten valuma-alueiden aineiston avulla arvioidaan alueellisia valumia (Seuna 1983).

Valitut 21 uutta aluetta täydentävät hyvin vanhaa aineistoa (kuva 1). Yhteensä näiden 42 luonnontilaisen alueen voidaan katsoa antavan edustavan kuvan metsäsuovaltaisten alueiden luonnonhuuhtouman alueellisesta vaihtelusta Suomessa Lappia lukuun ottamatta.

3 Tulokset

3.1 Valumaveden ravinne-, rauta- ja hiilipitoisuudet

Keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus vanhoilla ja uusilla alueilla oli yhtä suuri, myös kokonaisfosforipitoisuuksien minimi- ja maksimiarvot olivat lähellä toisiaan (taulukot 1 ja 2). Kokonaisfosforipitoisuudet olivat suurimmat Etelä-Suomessa sijaitsevalla rehevällä, kuusivaltaisella Yli-Knuutilan valuma-alueella sekä Nurmestutkimukseen kuuluvalla Murtopuron valuma-alueella.

Uusilla alueilla valumaveden orgaanisen kokonaishiilen, raudan ja kokonaistypen pitoisuudet olivat keskimäärin suurempia kuin vanhoilla alueilla. Kokonaistyppipitoisuudet olivat suurimmat Etelä-Suomessa sijaitsevilla Yli-Knuutilan ja Teeressuonojan valuma-alueilla sekä Sidländetin valuma-alueilla. Kaikkien uusien alueiden purot ovat humuspitoisia, vanhojen alueiden joukossa on myös muutama kirkasvetinen puro. Orgaanisen kokonaishiilen ja raudan pitoisuudet olivat pienimmät Katajavaara 8:n ja Katajavaara 10:n valumavesissä. Näillä alueilla soita on hyvin vähän (0—4 % pinta-alasta).

Taulukko 1. Valumaveden kokonaisfosforin, kokonaistypen, orgaanisen kokonaishiilen ja raudan mediaanipitoisuudet (v. 1997) uusilla valuma-alueilla.

Alue	Kok. P $\mu g\ l^{-1}$	Kok. N $\mu g\ l^{-1}$	TOC $mg\ l^{-1}$	Fe $\mu g\ l^{-1}$
31 Rörstrand 2	21	360	10	370
32 Rörstrand 5	23	480	11	470
33 Lapinkallionoja	9	370	18	500
34 Huosionkorpi 2	8	300	11	510
35 Lymylampi	12	510	22	520
36 Susimäki	24	450	25	590
37 Pyhä-Häkki 1	12	460	27	890
38 Pyhä-Häkki 2	13	360	21	980
39 Pyhä-Häkki 3	16	500	30	1 300
40 Sidländet 1	25	890	36	2 500
41 Sidländet 2	23	730	27	1 600
42 Puro 210	6	270	10	400
43 Piilopirtinaho 1	10	400	19	890
44 Piilopirtinaho 2	10	470	30	1 000
45 Kortesuo	13	410	14	2 700
46 Joutensuo	15	270	12	600
47 Roninsuo	15	260	16	400
48 Ritalehto	20	290	16	660
49 Takkupuro 1	4	190	7	560
50 Takkupuro 2	7	220	13	1 500
51 Runkaus	9	420	11	3 100
keskiarvo	14	410	18	1 000
min	4	190	7	370
max	25	890	36	3 100

Taulukko 2. Valumaveden kokonaisfosforin, kokonaistypen, orgaanisen kokonaishiilen ja raudan mediaanipitoisuudet (3—29 havaintovuotta) vanhoilla valuma-alueilla.

Alue	Kok. P $\mu g\ l^{-1}$	Kok. N $\mu g\ l^{-1}$	TOC $mg\ l^{-1}$	Fe $\mu g\ l^{-1}$
1 Yli-Knuutila	32	1 400	8	1 100
2 Teeressuonoja	14	850	13	440
3 Kruunuoja	13	430	21	880
4 Murtopuro	31	440	29	1 300
5 Liuhapuro	23	420	25	1 100
6 Suopuro	11	340	25	1 500
7 Välipuro	16	450	30	1 200
8 Kivipuro	25	430	29	840
9 Koivupuro	12	300	13	490
10 Iso-Kauhea	14	510	24	910
11 Korsukorpi	11	370	20	2 200
12 Porkkavaara	5	200	9	160
13 Kangasvaara	4	130	6	170
14 Kangaslampi	10	240	11	280
15 Katajavaara 7	7	180	12	350
16 Katajavaara 8	4	160	4	35
17 Katajavaara 10	11	40	1	18
18 Oijusluoma 1	9	220	8	390
19 Oijusluoma 2	7	210	11	950
20 Oijusluoma 3	3	130	6	570
21 Oijusluoma 6	5	180	10	610
keskiarvo	13	360	15	740
min	3	40	1	18
max	32	1 400	30	2 200

3.2 Kokonaisfosforin, -typen, raudan ja hiilen huuhtoumat

Uusien alueiden keskimääräisiä huuhtoumia havaintojaksolta 1997—1999 ei ole vielä laskettu, mutta vanhojen alueiden keskimääräisiä vuosihuuhtoumia (3—29 vuotta) voidaan verrata metsätalouskäytössä olleiden alueiden keskimääräisiin vuosihuuhtoumiin.

Kokonaisfosforihuuhtoumat metsätalouskäytössä olleilta alueilta olivat Kortelaisen ja Saukkosen (1998) alueellisesti kattavassa aineistossa noin kaksinkertaisia (10 $kg\ km^{-2}\ a^{-1}$) verrattuna luonnontilaisten alueiden keskimääräisiin huuhtoumiin (taulukko 3). Kokonaistyppeä (190 $kg\ km^{-2}\ a^{-1}$) ja rautaa (420 $kg\ km^{-2}\ a^{-1}$) metsätalouskäytössä olleilta alueilta huuhtoutui noin 1,5 kertaa enemmän kuin luonnontilaisilta alueilta. Erot orgaanisen kokonaishiilen huuhtoumissa luonnontilaisten ja metsätalouskäytössä olleiden alueiden (5 700 $kg\ km^{-2}\ a^{-1}$) välillä olivat pienet.

Turvemaiden osuuden kasvu valuma-alueiden pinta-alasta lisäsi hiilen ja raudan huuhtoumaa sekä metsätalouskäytössä olleilta että luonnontilaisilta valuma-alueilta. Myös kokonaistypen huuhtoumat olivat turvemaavaltaisilta alueilta jonkin verran suurempia. Kokonaisfosforin huuhtoumissa erot turvemaavaltaisten ja kivennäismaavaltaisten alueiden välillä olivat pieniä.

Taulukko 3. Kokonaisfosforin, kokonaistypen, orgaanisen kokonaishiilen ja raudan keskimääräiset vuosihuuhtoumat (3—29 havaintovuotta) vanhoilta valuma-alueilta.

Alue	Kok. P	Kok. N	TOC	Fe
		kg km^{-2} a^{-1}		
1 Yli-Knuutila	7,0	210	1 500	270
2 Teeressuonoja	6,3	230	3 800	170
3 Kruunuoja	4,1	120	6 000	420
4 Murtopuro	15	210	14 000	520
5 Liuhapuro	8,7	220	13 000	420
6 Suopuro	3,8	110	7 300	400
7 Välipuro	5,1	170	12 000	310
8 Kivipuro	6,6	150	9 000	230
9 Koivupuro	4,4	120	7 000	180
10 Iso-Kauhea	6,0	190	9 600	320
11 Korsukorpi	5,2	170	8 800	940
12 Porkkavaara	2,9	99	4 500	69
13 Kangasvaara	1,7	53	2 300	65
14 Kangaslampi	3,3	79	3 600	85
15 Katajavaara 7	3,9	94	5 500	150
16 Katajavaara 8	3,7	88	2 500	35
17 Katajavaara 10	5,5	29	940	1.4
18 Oijusluoma 1	5,0	130	5 800	230
19 Oijusluoma 2	4,2	110	5 800	410
20 Oijusluoma 3	2,0	65	3 300	310
21 Oijusluoma 6	1,9	93	5 500	360
keskiarvo	5,1	130	6 300	280
min	1,7	29	940	1.4
max	15	230	14 000	940

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 33—50. Suomen ympäristökeskus.

Alasaarela, E., Kubin, E., Seuna, P., Ylitolonen, A. & Välitalo, J. 1995. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vesistövaikutukset: kalibrointiajan tuloksia. Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 399—412. Suomen ympäristökeskus.

Finer, L., Ahtiainen, M. Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchments and methods, and results from the pretreatment calibration period. The Finnish Forest Research Institute. Research papers 648. 38 s.

Kortelainen. P. & Saukkonen, S. 1998. Leaching of nutrients, organic carbon and iron from Finnish forestry land. Water, Air, and Soil Pollution 105: 239—250.

Seuna, P. 1983. Small basins — a tool in scientific and operational hydrology. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, No. 51, 61 s.

Sevola, Y. (toim.) 1997. Metsätilastollinen vuosikirja 1997. SVT Maa- ja metsätalous 1997:4. Metsäntutkimuslaitos. 348 s.

Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:15—32. Suomen ympäristökeskus.

Maan muokkauksen vaikutus metsämaan kemiallisiin ominaisuuksiin

Niina Tanskanen ja Hannu Ilvesniemi

1 Taustaa

Viime vuosikymmeninä on Suomessa uudistettu metsää noin 150 000 ha vuodessa. Uudistusalasta noin 120 000 ha valmistetaan vuosittain maan muokkauksella. 1960-luvulta lähtien, jolloin maanpinnan rikkominen ja muokkaaminen yleistyi, on metsätalousmaan pinta-alasta muokattu kaikkiaan noin 13 %.

Metsänhakkuu ja maan muokkaus muuttavat podsolimaannoksen kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia ja niihin vaikuttavia prosesseja. Maan muokkauksen tarkoituksena on sopivan kasvualustan valmistaminen taimelle parantamalla maan vesi-, lämpö- ja ravinnetaloutta. Metsänhoitotoimenpiteiden vaikutusta maan ravinnetalouteen varsinkin pitemmällä aikavälillä on kuitenkin tutkittu suhteellisen vähän.

Metsänhakkuu ja maan muokkaus muuttavat metsäekosysteemin kuolleen ja elävän orgaanisen aineen määrää ja hajotusolosuhteita. Lämpö- ja kosteusolosuhteiden muuttuessa orgaanisen aineksen hajotus kiihtyy. Muokkauksella aikaansaatu maan ravinteiden mineralisoituminen voi olla niin nopeaa, ettei uusi kasvillisuus kykene sitomaan kaikkia vapautuvia ravinteita. Ravinteiden huuhtoutumisalttius hakkuuaukealta kasvaa. Orgaanisen aineen sekoittaminen mineraalimaahan muuttaa myös monien aineiden liukoisuutta.

Rikastumiskerrokseen saostuneita kolloidisia yhdisteitä käännetään muokkauksessa maan pintaan. Kemiallisten olosuhteiden muuttuessa saostuneet rauta- ja alumiiniyhdisteet saattavat alkaa liueta. Maaveden alumiinipitoisuudet taimen juuren lähiympäristössä voivat siten nousta. Alumiinin on todettu korkeina pitoisuuksina olevan myrkyllistä kasveille ja vesieliöille. Maan sekoittaminen vaikuttaa myös fosforin pidättymiseen, koska fosfaatti-ionit pidättyvät spesifisesti rauta- ja alumiinioksidien pinnoille. Maan pintaosiin käännetyt liukenemattomat rauta- ja alumiinioksidit saattavat johtaa fosfaatin sitoutumiseen kasveille vaikeasti käytettävissä olevaan muotoon, jolloin seurauksena on fosforin puute taimen juuren lähiympäristössä.

2 Tutkimuksen tarkoitus

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, kuinka metsänhoidolliset toimenpiteet, metsänhakkuu ja maanpinnan muokkaus vaikuttavat

1. maaveden kemialliseen koostumukseen eli ravinne- ja alumiinipitoisuuksiin

2. podsolimaannoksen ominaisuuksiin ravinteiden huuhtoutumisen ja pidättymisen sekä alumiinin liukoisuuden kannalta.

Tulosten avulla saadaan tietoa maaveden koostumusta määräävistä prosesseista sekä podsolimaannoksen kehittymiseen vaikuttavista tekijöistä. Lisäksi tulosten avulla voidaan arvioida metsänhoidollisten toimenpiteiden vaikutusta taimen juuren kasvuympäristön olosuhteisiin ja metsämaasta huuhtoutuvien ravinteiden määriin. Näillä on ratkaiseva merkitys arvioitaessa toimenpiteiden pitkän aikavälin vaikutusta metsäekosysteemien kehitykseen sekä myös vesiekosysteemien laatuun.

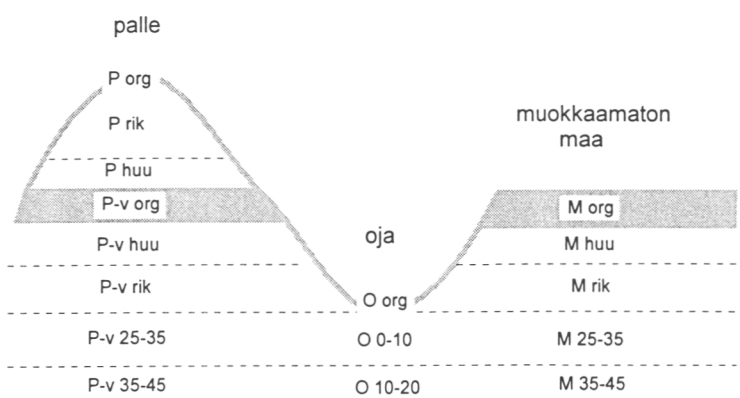
3 Tutkimuksen toteutus

3.1 Näytteenotto

Tutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa näytteitä kerättiin yhdeltä palleauratulta koealalta maan ja maaveden kasvukauden aikaisen vaihtelun selvittämiseksi. Tutkimusalueeksi valittiin Metsäntutkimuslaitoksen perustama muokkaus- ja lannoituskoe 608 Karkkilan Siikalassa. Alue koostuu 48:sta 30m*30m suuruisesta eri tavoin käsitellystä ruutukoealasta. Tämän työn näytteenottoon valittiin maaperäominaisuuksiltaan mahdollisimman homogeeninen, lannoittamaton koeala. Ruutu on palleaurattu vuonna 1979 ja istutettu kuuselle keväällä 1980. Vuonna 1996 suoritettiin kaksi näytteenottojaksoa touko-kesäkuussa sekä syys-lokakuussa. Koealalta kerättiin näytteitä yhteensä kuusi kertaa.

Palleaurauksessa mineraalimaata aurataan noin 40 cm syvyydeltä, jolloin auran vaosta nouseva maa-aines kääntyy noin auraussyvyyden korkuiseksi harjanteeksi vaon viereen. Korkeusero auratun ojan pohjan ja palteen huipun välillä voi täten olla lähes metrin. Käännetyn palteen päällimmäisenä osana on mineraalimaata, yleisimmin podsolimaannoksen rikastumiskerrosta tai pohjamaata. Palteen alle jäävät maan entiset pintakerrokset vastakkain kääntyneiden humuskerrosten muodostaessa ns. kaksoishumuksen. Taimi suositellaan istutettavaksi käännetyn palteen päälle.

Maanäytteitä kerättiin aurauksen palteesta, ojasta ja muokkaamattomasta metsämaasta. Jotta eri käsittelykohdista otetut maanäytteet olisivat keskenään vertailukelpoisia, otettiin näytteet kaikista kolmesta käsittelystä maannoskerroksittain, noudattaen mahdollisimman tarkasti mineraalimaan pinnasta mitattuja kerrossyvyyksiä (kuva 1). Palteesta kerättiin näytteitä sekä vanhan pintamaan päälle käännetyistä mineraalimaan eri kerroksista että palteen alle jääneistä maannoskerroksista. Kaikkiaan palteesta kertyi näytteitä 13 eri syvyydeltä.



Kuva 1. Maakerrosten horisontaalinen sijoittuminen koealalla.

Tutkimuksen toisessa vaiheessa näytteitä kerättiin eri ikäisiltä muokkausaloilta. Tarkoituksena oli selvittää, miten maaveden pitoisuuksiin vaikuttavat tekijät kuten orgaanisen aineksen hajoaminen ja aineiden liukoisuudet muuttuvat ajan kuluessa. Koealoiksi valittiin Metsäntutkimuslaitoksen lannoituskoe 31 Punkaharjun Patasalossa, joka on avohakattu ja mätästetty vuonna 1993, sekä vuonna 1966 aurattu metsähallituksen mailla Kuorevedellä oleva tutkimusalue. Tämä koeala on vanhimpia Etelä-Suomessa tehtyjä aurauksia. Alueen metsätyyppi on MT, ja se on istutettu kuuselle.

3.2 Maaveden erottaminen

Maanäytteistä erotettiin maavettä sentrifuugimenetelmällä, jossa keskipakoisvoiman avulla irroitetaan maan huokoistoon kapillaarisin voimin sitoutunutta vettä. Erotus tehtiin mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen. Näytteet sentrifugoitiin Sorvallin RC5C GSA roottorilla kierrosnopeuden ollessa 13 000 rpm. Suhteellinen näytteeseen kohdistuva voima on tällöin 27 500 g.

3.3 Maavedestä ja maasta tehtävät kemialliset määritykset

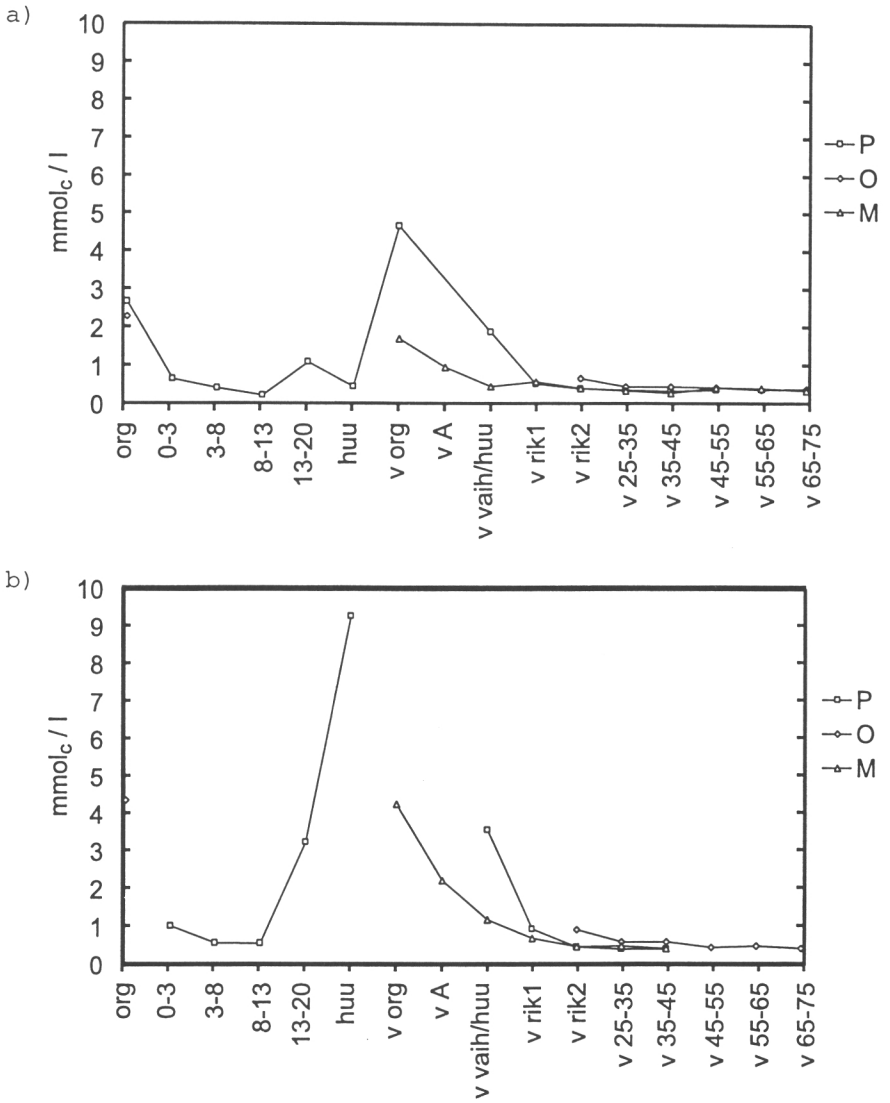
Maavedestä analysoitiin SO_4^{2-} ja Cl^- nestekromatografialla (HPLC), PO_4^{3-} virtausspektrofotometrilla (FIA-Lachat), Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Fe ja Na^+ plasmaemissiospektrofotometrillä (ICP), pH-arvo sekä liuennut orgaaninen aines (DOC) hiilianalysaattorilla. Alumiinin eri esiintymismuodot fraktioitiin happoliukoiseen alumiiniin sekä labiiliin ja ei-labiiliin alumiiniin pyrokatekoliviolettivärjäysmenetelmällä FIA-laitteen avulla.

Maan kemiallisista ominaisuuksista määritettiin pH, efektiiviset vaihtuvat kationit 0.1 M$BaCl_2$:lla, ditioniittiin, ammonium-oksalaattiin, pyrofosfaattiin ja $CuCl_2$:iin uuttuvat alumiini ja rauta, maan kokonaishappamuus ($BaCl_2$-TEA) sekä hiilen ja typen määrät.

4 Tulokset

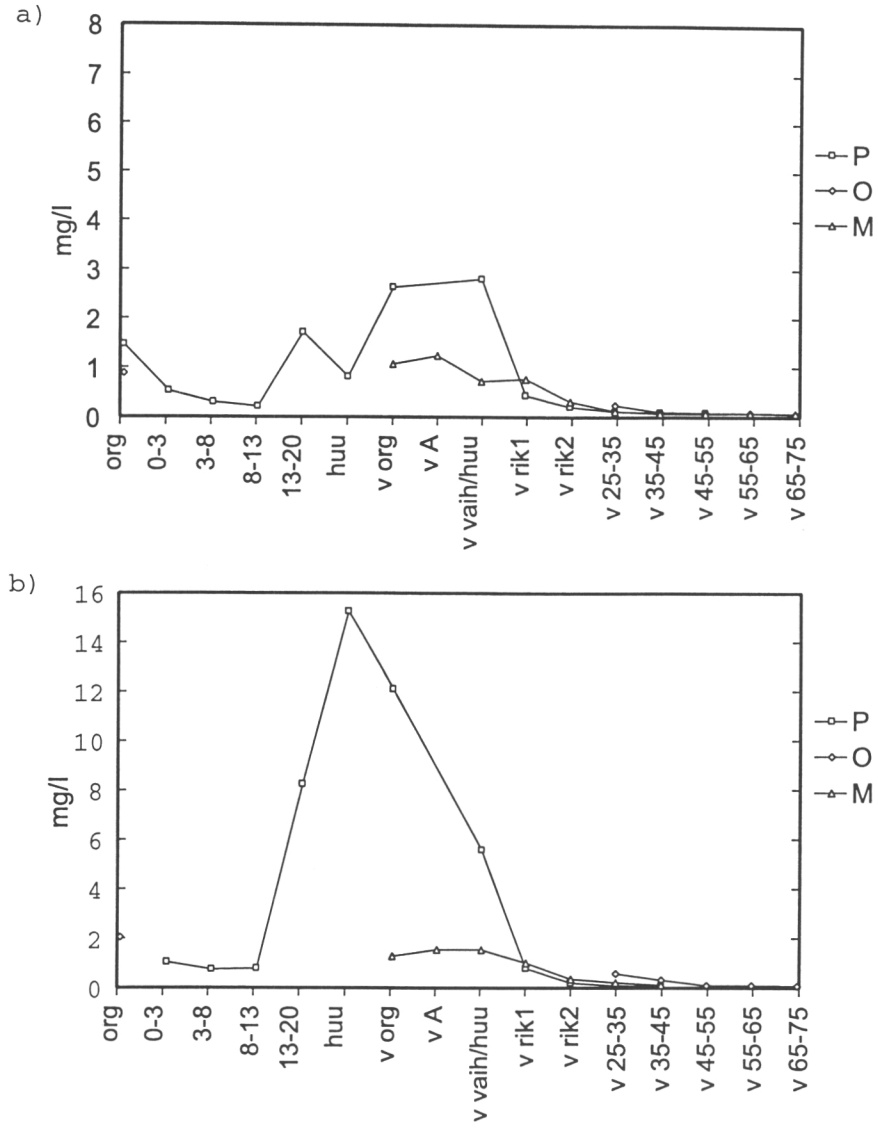
4.1 Maavesi

Karkkilassa maavesien kokonaisionimäärät palteen alapuolisessa orgaanisessa kerroksessa (v org) ovat korkeammat kuin muokkaamattoman maan humuskerroksessa (kuva 2). Palteen alapuolisten mineraalimaan kerrosten pitoisuudet ovat korkeampia kuin muokkaamattoman maan vastaavien kerrosten. Palteen pinnan mineraalimaassa (P 0-20) pitoisuudet ovat samansuuruisia kuin palteen alapuolisissa kerroksissa. Kuorevedellä palteen alla oleva orgaaninen kerros ei selkeästi eroa muokkaamattoman maan humuskerroksesta. Palteen alaisissa maakerroksissa ei myöskään ole eroja muokkaamattomaan maahan verrattaessa. Punkaharjun koealalla ei neljän vuoden jälkeen muokkauksesta ole havaittavissa eroja palteen alla olevan orgaanisen kerroksen ja muokkaamattomaan maan välillä.



Kuva 2. Maavesien kokonaisionimäärät palteen (P), ojan (O) ja muokkaamattoman (M) maan eri kerroksissa *a) Karkkila kevät -96 (n=3) b) Karkkila syksy -96 (n=3)*

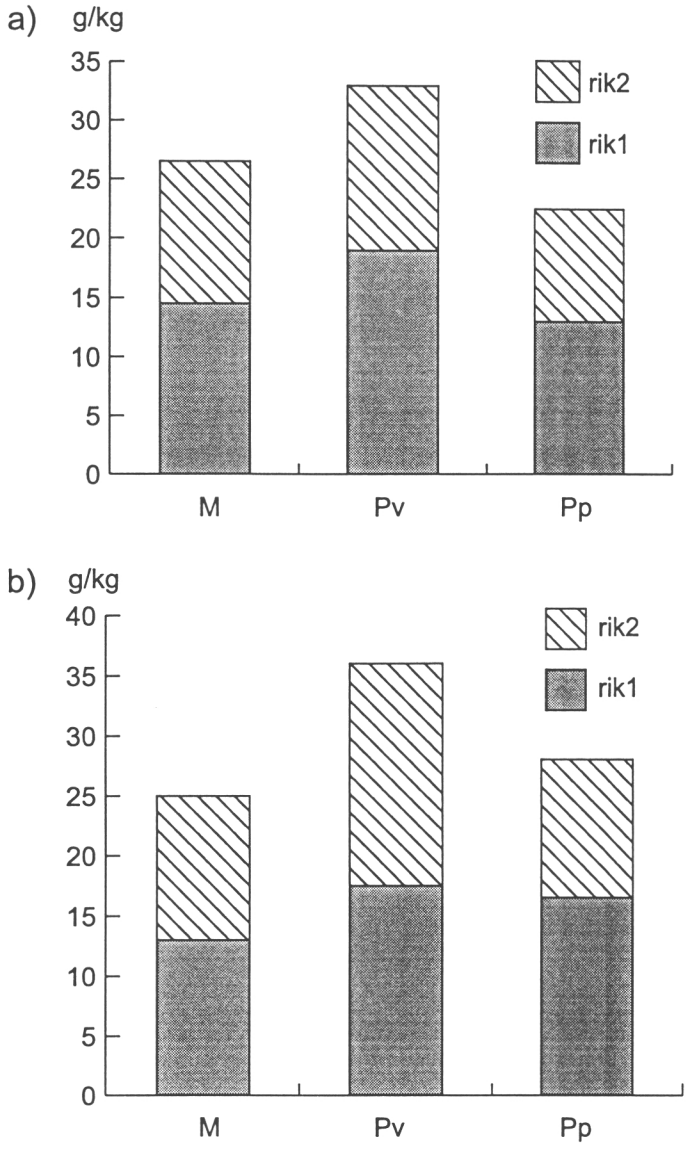
Karkkilassa monomeerisen alumiinin pitoisuudet palteen alapuolisessa orgaanisessa- ja huuhtoutumiskerroksessa ovat selkeästi suuremmat kuin muokkaamattoman maan humus- ja huuhtoutumiskerroksessa (kuva 3). Marraskuun näytekerralla monomeerisen alumiinin pitoisuudet palteen alla olevassa orgaanisessa kerroksessa ja sen ylä- ja alapuolisissa kerroksissa ovat peräti 8—15 mg/l, ja tästä epäorgaanista, labiilia alumiinia on 5—7 mg/l. Labiilin alumiinin suhde monomeeriseen alumiiniin on myös suurempi kuin muokkaamattoman maan vastaavissa kerroksissa. Rikastumiskerroksessa ei palteen alapuolisen eikä muokkaamattoman maan pitoisuuksilla ole eroja.



Kuva 3. Maavesien monomeerisen alumiinin määrät palteen (P), ojan (O) ja muokkaamattoman (M) maan eri kerroksissa a) Karkkila kevät -96 (n=3) b) Karkkila syksy -96 (n=3)

4.3 Rauta- ja alumiiniyhdisteet maassa

Valtaosa podsolimaannoksen muodostuessa vapautuneista rauta- ja alumiiniyhdisteistä on saostuneena rikastumiskerrokseen mineraalihiukkasten pinnoille. Maan muokkauksen seurauksena yhdisteiden liukoisuuteen vaikuttavat ympäristötekijät muuttuvat. Maan rauta- ja alumiiniyhdisteiden varastojen kokoa voidaan arvioida erilaisilla uuttomenetelmillä, esim. happamalla ammoniumoksalaattiuutolla, jonka katsotaan erottavan maasta pääasiassa raudan ja alumiinin hydroksidit sekä orgaaniset kompleksit.



Kuva 4. Oksalaattiin uuttuvan a) raudan ja b) alumiinin määrä (g/kg) muokkaamattoman maan (M), palteen alaisen (Pv) ja palteen pinnan (Pp) rikastumiskerroksen ylä- (rik1) ja alaosassa (rik2) Kuorevedellä.

Kuorevedellä oksalaattiin uuttuvan raudan ja alumiinin määrä on pienin palteen pinnassa ja suurempi palteen alapuolisessa rikastumiskerroksessa kuin muokkaamattomassa maassa (kuva 4). Myös Karkkilan koealalla on palteen ja muokkaamattoman maan rauta- ja alumiiniyhdisteillä havaittavissa saman suuntaisia eroja. Tulosta voidaan tulkita siten, että olosuhteiden muuttuessa aiemmin maahan sitoutuneita rauta- ja alumiiniyhdisteitä on alkanut liueta, ja kulkeutua alas palteen läpi sekä saostua uudelleen palteen alapuolisiin maakerroksiin.

5 Johtopäätökset

Maan muokkauksen seurauksena maaveden kemiallisessa koostumuksessa on tapahtunut muutoksia. Palteen alapuolinen orgaaninen kerros korkeine alumiini- ja ravinnepitoisuuksineen poikkeaa varsin paljon muista maakerroksista. Tutkimuksessa pyritään arvioimaan, kuinka pitkään maamuokkauksen vaikutukset näkyvät maaveden kemiassa, mutta nyt käytettävissä olevien havaintojen avulla täsmällisiä vastauksia ei kyetä vielä antamaan.

Myös maahan varastoituneiden rauta- ja alumiiniyhdisteiden määrissä voidaan havaita maanmuokkauksen aiheuttamia muutoksia. Palteen pintakerroksista on vapautunut rauta- ja alumiiniyhdisteitä, jotka ovat kulkeutuneet eteenpäin profiilissa ja saostuneet uudelleen palteen alapuolisiin maakerroksiin.

Ennakkotuloksia kangasmaan avohakkuun vaikutuksesta maan pintakerroksen läpi huuhtoutuviin ravinnemääriin

Sirpa Piirainen ja Leena Finér

1 Yhteenveto

Kaliumin ja fosfaattifosforin huuhtoutuminen rikastumiskerroksen alapuolelle lisääntyi merkittävästi heti ensimmäisenä vuonna kuusivaltaisessa sekametsässä tehdyn avohakkuun jälkeen. Huuhtoutumisen selitettiin johtuvan puiden juuriston ravinteidenoton loppumisesta. Ammonium— ja nitraattitypen huuhtoutumisessa rikastumiskerroksen alapuolelle ei tapahtunut muutoksia, vaikka puiden typenotto loppui ja laskeuman mukana maanpinnalle tulevat typen määrät kasvoivat latvuspidännän loppuessa. Sulfaattirikin huuhtoutuminen rikastumiskerroksen alle väheni mikä todennäköisesti johtui kuivalaskeuman pienenemisestä latvuston poiston seurauksena.

2 Johdanto

Metsässä puiden latvukset pidättävät sadevettä ja neulaset ja epifyytit ottavat typpiyhdisteitä suoraan sadevedestä (esim. Helmisaari ja Mälkönen 1989, Reiners ja Olson 1984). Sadevesi huuhtelee latvuksesta emäskationeja (esim. Helmisaari ja Mälkönen 1989, Hyvärinen 1990). Puiden latvusto on erityisen tehokas rikkilaskeuman kerääjä (esim. Ulrich 1983, Lindberg ja Lovett 1992), mutta neulasista rikkiä ei juuri huuhtoudu (esim. Veltkamp ja Wyers 1997). Metsässä pintamaakerrosten alapuolelle valuu hyvin pieni osa siitä vedestä mikä maan pinnalle sataa (Helmisaari ja Mälkönen 1989). Tämä johtuu kasvien maasta ottaman veden haihdunnasta takaisin ilmakehään ja suoran maanpinnasta tapahtuvasta haihdunnasta. Pintamaakerroksiin pidättyy tehokkaasti ravinnekationeja ja -anioneja kasvien ja mikrobien ravinteidenoton, ioninvaihto- ja adsorptioprosessien seurauksena (Helmisaari ja Mälkönen 1989, Berden ja Nilsson 1996). Avohakkuun jälkeen metsikön veden ja ravinteiden kierrossa tapahtuu merkittäviä muutoksia. Puusto poistetaan ja latvusprosessit eivät enää vaikuta maan pinnalle tulevan veden määrään ja laatuun. Puiden juurten veden ja ravinteiden otto loppuu ja kasvupaikalla on paljon uutta hajotettavaa kariketta. Valunta ja ravinteiden huuhtoutuminen lisääntyvät hakkuun jälkeen (esim. Seuna 1988, Ahtiainen 1990, Lepistö ym. 1995, Reynolds ym. 1995, Romanowicz ym. 1996).

Suomessa päätehakataan vuosittain n. 150 000 ha, joten ymmärrys hakkuun vaikutuksista metsikön veden ja ravinteiden kiertoon on olennaista arvioitaessa sekä kasvupaikan ravinteisuuden ja puuntuottokyvyn muutoksia että pohjavesi- ja vesis-

tövaikutuksia. Tämän raportin tarkoituksena on esitellä ennakkotuloksia VALU-projektissa (Finér ym. 1997) toteutetun kangasmaan avohakkuun välittömistä vaikutuksista maan pintakerrosten läpi suotautuvan veden määrään ja veden kuljettamiin ravinnemääriin.

3 Aineisto ja menetelmät

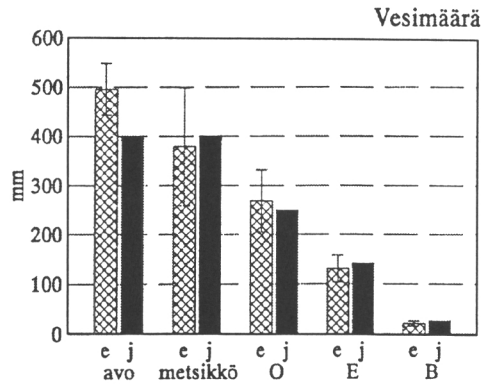
Aineisto kerättiin Kangasvaaran valuma-alueelta Sotkamosta vuosina 1992—1996 ennen avohakkuuta ja vuonna 1997 syksyllä 1996 toteutetun avohakkuun jälkeen. Valuma-alueen ulkopuolella aukealla paikalla seurataan avosadannan määrää ja laatua. Valuma-alueelle on perustettu kaksi koealaa, joilla seurataan metsikkösadannan määrää ja laatua sekä humus-, huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksen läpi suotautuvan veden määrää ja laatua. Näytteenotto- ja analyysimenetelmät on kuvattu julkaisussa Finér ym. (1997). Ennen hakkuita koealoilla kasvoi vanha yli satavuotias kuusivaltainen sekametsä, jonka tilavuus oli 266 m^3 ha^{-1}. Alueen maaperä on pohjamoreenia, jonka kivisyysprosentti on 22 %. Humuskerroksen paksuus vaihtelee 2,8—3,5 cm ja huuhtoutumiskerroksen sekä rikastumiskerroksen paksuudet vastaavasti 11—14 cm ja 20—33 cm.

4 Tulokset

Muutoksia avosadannan, metsikkösadannan ja maaveden määrässä ja laadussa tutkittiin neljänä vuotena ennen avohakkuuta ja ensimmäisenä vuotena hakkuun jälkeen. Puiden latvukset pidättivät sadevettä ja maanpinnalle tuleva metsikkösadanta oli 76 % avosadannasta (kuva 1). Metsikkösadannasta vain 6 % läpäisi sekä humus-, huuhtoutumis- että rikastumiskerroksen (taulukko 1). Avohakkuun jälkeen latvuspidäntä loppui ja avosadanta ja metsikkösadanta olivat yhtä suuria. Avohakkuun jälkeisenä vuonna myös maan pintakerrokset läpäisseen veden määrä oli lähes yhtä suuri kuin vertailujaksolla. Ennen hakkuuta puiden ja pintakasvillisuuden juuristo otti suurimman osan maan pintakerrosten läpi valuvasta vedestä, mutta hakkuu lisäsi todennäköisesti sekä pintavaluntaa että maan pinnasta tapahtuvaa haihduntaa.

Taulukko 1. Veden, K^+:n, Ca^{2+}:n, NH_4^+-N:n, NO_3^--N:n, SO_4^{2-}-S:n ja PO_4^{3-}-P:n metsikkölaskeuma ja huuhtouma rikastumiskerroksen alle ennen avohakkuuta (1992—1996) ja ensimmäisenä vuotena avohakkuun jälkeen sekä metsikkölaskeuman ja huuhtouman erotus.

		Metsikkölaskeuma		Huuhtouma rikastumiskerroksen alle		Erotus	
		Ennen	*Jälkeen*	*Ennen*	*Jälkeen*	*Ennen*	*Jälkeen*
Vesimäärä, mm		379	401	21.1	26.4	358	374
K^+	kg ha^{-1} a^{-1}	4.344	0.449	0.466	1.175	3.879	-0.726
Ca^{2+}	-"-	1.785	0.648	0.178	0.182	1.606	0.466
NH_4^+-N	-"-	0.371	0.691	0.021	0.011	0.350	0.680
NO_3^--N	-"-	0.560	0.699	0.014	0.005	0.546	0.695
SO_4^{2-}-S	-"-	3.243	1.162	0.281	0.206	2.962	0.956
PO_4^{3-}-P	-"-	0.187	0.133	0.007	0.125	0.180	0.008

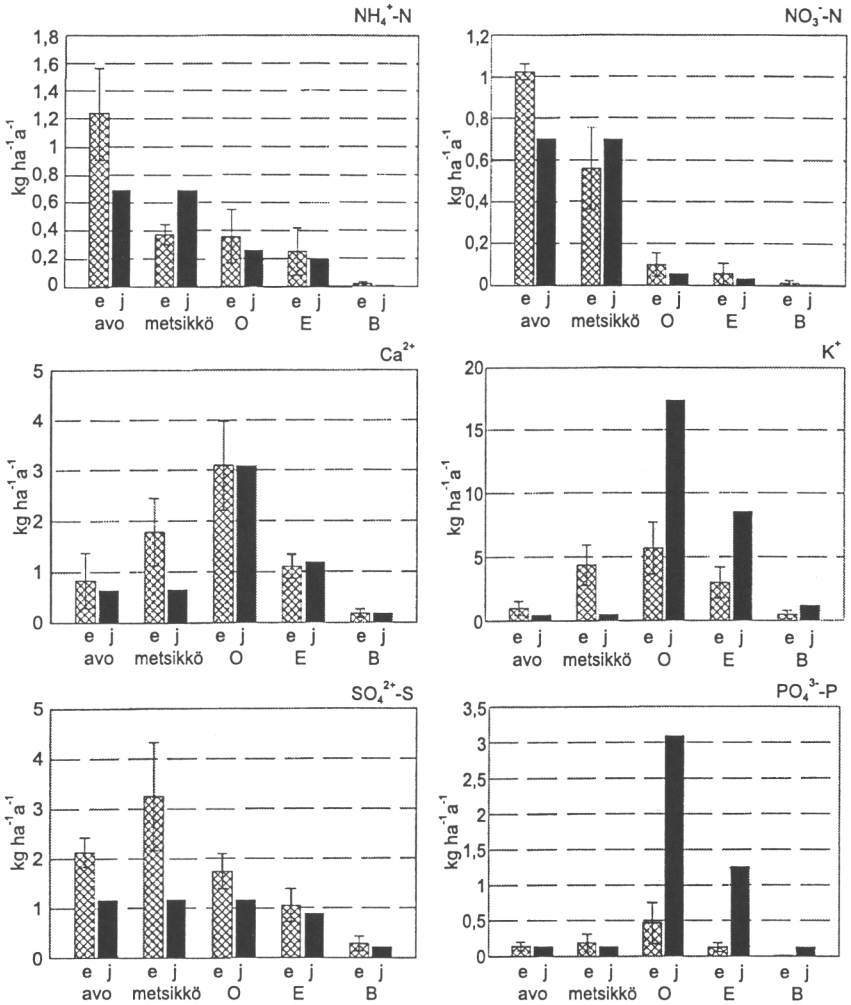


Kuva 1. Avosadanta (avo), metsikkösadanta (metsikkö) ja humus- (O), huuhtoutumis- (E) ja rikastumiskerroksen (B) alle valunut vesimäärä Kangasvaaran koealoilla ennen avohakkuuta (e) ja avohakkuun jälkeen (j).

Puiden latvustoon pidättyi ammonium- ja nitraattityppeä (kuva 2). Vertailujaksolla latvusto pidätti peräti 70 % avosadannan mukana tulleesta ammoniumtypestä ja 45 % nitraattitypestä. Metsikkösadannan mineraalitypestä rikastumiskerroksen alle huuhtoutui 3—6 % (taulukko 1). Ammoniumtyppeä pidättyi erityisesti rikastumiskerrokseen ja nitraattityppeä paljon myös humuskerrokseen. Avohakkuun jälkeen maan pintaan tulevan mineraalitypen määrä kasvoi merkittävästi. Siitä huolimatta, että puiden ravinteidenotto loppui, mineraalityppeä pidättyi maan pintakerroksiin ja rikastumiskerroksen läpi valuvan mineraalitypen määrä oli pienempi kuin ennen hakkuuta. Hakkuun jälkeen ammoniumtyppeä pidättyi myös humuskerrokseen.

Emäskationeista tarkasteltiin vain kaliumia ja kalsiumia. Sadevesi huuhteli latvustosta emäskationeja siten, että maanpinnalle tulevat kaliummäärät olivat nelinkertaisia ja kalsiummäärät kaksinkertaisia avosadantaan verrattuna. Emäskationeja huuhtoutui myös humuskerroksesta, mutta pidättyminen kivennäismaakerroksiin oli niin suurta, että rikastumiskerroksen alle huuhtoutui vain 11 % maan pinnalle tulevasta kaliumista ja 10 % kalsiumista. Metsikössä tapahtui sekä kaliumin että kalsiumin nettopidättymistä. Avohakkuun jälkeen emäskationien laskeuma maan pinnalle väheni merkittävästi hakkuuta edeltävään aikaan verrattuna. Kalsiumin huuhtoutumisessa rikastumiskerroksen alle ei kuitenkaan tapahtunut vähenemistä ja kaliumin huuhtoutuminen kasvoi merkittävästi. Avohakkuun jälkeisenä vuonna kaliumia huuhtoutui rikastumiskerroksen alle enemmän, kuin sitä tuli laskeuman mukana avohakkuualalle.

Puiden latvuksista huuhtoutui kuivalaskemana tullutta sulfaattirikkiä ja metsikkösadannassa sitä oli 52 % enemmän kuin avosadannassa. Maahan tullut sulfaattirikki pidättyi tehokkaasti maan pintakerroksiin ja vain 9 % metsikkösadannan sulfaattirikistä huuhtoutui rikastumiskerroksen alle. Maan pintakerroksiin pidättyi sulfaattirikkiä enemmän kuin sitä avosadannan mukana tuli kasvupaikalle. Avohakkuun jälkeen maan pinnalle tulevan rikin määrä pieneni, koska latvusto ei ollut enää pidättämässä kuivalaskeumaa. Hakkuun jälkeen humuskerros ei enää sitonut lainkaan sulfaattirikkiä ja pidättyminen tapahtui huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksissa. Pidättyminen kivennäismaakerroksiin oli niin tehokasta, että rikastumiskerroksen alle huuhtoutuvan rikin määrä oli pienempi kuin ennen hakkuuta.



Kuva 2. Avosadannan (avo) ja metsikkösadannan (metsikkö) mukana kulkeutuneet ravinnemäärät sekä humus- (O), huuhtoutumis- (E) ja rikastumiskerroksen (B) alle valuneet ravinnemäärät Kangasvaaran koealoilla ennen avohakkuuta (e) ja avohakkuun jälkeen (j).

Fosfaattifosforia tuli alueelle vähän avosadannan mukana ja latvustosta huuhtoutui kuivalaskeuman mukana tullutta fosfaattifosforia. Fosfaattifosforia huuhtoutui humuskerroksesta, mutta huuhtoutunut fosfori pidättyi kivennäismaakerroksiin ja rikastumiskerroksen alle huuhtoutuva määrä oli 4 % metsikkösadannan fosfaattifosforimäärästä. Avohakkuun jälkeen fosfaattifosforin huuhtoutuminen humuskerroksesta kasvoi moninkertaiseksi. Huuhtoutunut fosfori pidättyi suurimmalta osin huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksiin, mutta rikastumiskerroksen alle huuhtoutui fosforia paljon enemmän kuin ennen hakkuuta. Hakkuun jälkeen laskeuman mukana tuleva fosfaattifosforimäärä oli lähes saman suuruinen kuin huuhtoutuva määrä ja fosfaattifosforin nettopidättymistä ei enää hakkuun jälkeen tapahtunut.

5 Tulosten tarkastelu

Työssä havaitut laskeuman määrän ja laadun muutokset sadeveden kulkiessa latvuskerroksen ja pintamaakerrosten läpi vastaavat aikaisemmissa tutkimuksissa havaittuja (Bringmark 1980, Helmisaari ja Mälkönen 1989). Hakkuun jälkeen maanpintaan tulevan veden määrä lisääntyy latvuspidännän loputtua, mutta tulokset eivät antaneet viitteitä siitä, että ensimmäisenä hakkuun jälkeisenä vuotena olisi tapahtunut merkittäviä muutoksia maan pintakerrokset läpäisevän veden määrässä. Aikaisemmissa tutkimuksissa sekä maaveden nitraattipitoisuus (Romanowicz ym. 1996) että puroveteen valuvan ammonium- ja nitraattitypen määrät ovat avohakkuun jälkeen lisääntyneet (esim. Grip 1982, Ahtiainen 1990). Tässä tutkimuksessa vastaava ei kuitenkaan havaittu. On mahdollista, että nitrifikaation voimistuminen ja nitraatti- sekä ammoniumtypen huuhtoutuminen tapahtuvat viiveellä ja muutokset havaitaan veden laadussa vasta pitemmän ajan kuluttua hakkuusta (esim. Vitousek ym. 1979). Kaliumin huuhtoutuminen lisääntyi hakkuun jälkeen, mikä johtunee kasvillisuuden kaliumin oton loppumisesta ja kaliumin huonosta kyvystä pidättyä maahiukkasten pinnoille (esim. Gosz ym. 1976). Kalium huuhtoutuu nopeasti myös mineralisoituvasta karikkeesta (Gosz ym. 1972). Avohakkuun jälkeen kaliumin on havaittu huuhtoutuvan myös puroveteen ja muutokset ovat olleet pitkäaikaisia (esim. Likens ym. 1994, Ahtiainen 1990). Fosfaattifosforin huuhtoutumisen lisääntyminen pian hakkuun jälkeen johtui todennäköisesti puiden fosforin oton loppumisesta, koska huuhtoutumista tapahtui erityisesti humuskerroksesta. Fosfaattifosforin huuhtoutumisen voimakas lisääntyminen havaittiin myös läheisen Murtopuron valumavesissä hakkuiden ja maanmuokkauksen jälkeen (Ahtiainen 1990). Sulfaattirikin laskeuma väheni kuivalaskeumaa keräävän latvuston poiston jälkeen. Humuskerros ei enää hakkuun jälkeen pidättänyt sulfaattirikkiä todennäköisesti puiden rikin oton loputtua. Sulfaattirikki pidättyi kuitenkin mineraalimaahan ja todennäköisesti sen rauta- ja alumiiniyhdisteisiin (esim. Johnson 1980) ja kokonaishuuhtouma pieneni hieman hakkuuta edeltävään tasoon verrattuna. Vähitellen mineralisaatio hakkuualueella kiihtyy ja myös sulfaattirikin huuhtoutuminen voi lisääntyä. Läheisen Murtopuron alueella tehty avohakkuu ei kuitenkaan merkittävästi vaikuttanut sulfaattirikin huuhtoutumiseen pitemmälläkään aikajaksolla (Ahtiainen 1990).

Avohakkuun vaikutuksia maan pintakerrosten läpi valuviin vesi- ja ravinnemääriin tutkitaan Kangasvaaran valuma-alueella useita vuosia toimenpiteen jälkeen. Tutkimuksessa seurataan samanaikaisesti myös valumaveden laadussa tapahtuvia muutoksia, kasvillisuuden kehitystä ja hakkuutähteen hajotusta.

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 45. 122 s.

Berden, M. & Nilsson, I. 1996. Influence of added ammonium sulphate on the leaching of aluminium, nitrate and sulphate -a laboratory experiment. Water, Air, and Soil Pollution 87:1—22.

Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effect of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of

catchment and methods, and results from the pretreatment calibration period. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648. 38 p.

Bringmark, L. 1980. Ion leaching through podsol in a Scots pine stand. Teoksessa: Structure and function of northern coniferous forests -An ecosystem study. Persson,T. (Toim.) Ecological Bulletins (Stockholm) 32:341—361.

Gosz, J.R., Likens, G.E. & Borman, F.H. 1972. Nutirent content of litter fall on the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Ecology 53:769—784.

Gosz, J.R., Likens, G.E. & Borman, F.H. 1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest floor in the Hubbard Brook Forest. Oecologia 22:305—320.

Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. UNGI Rapport 45. 80 p.

Helmisaari, H.-S. & Mälkönen, E. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three *Pinus sylvestris* stands. Sandinavian Journal of Forest Research 4:13—28.

Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils — effect of tree canopy on throughfall. Teoksessa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (Toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag., Berlin. ss. 199—213.

Johnson, D.W. 1980. Site susceptibility to leaching by H_2SO_4 in acid rainfall. Teoksessa: Hutchinson, T.C. & Havas, M. (Toim.) Effects of acid precipitation om terrestrial ecosystems. NATO Conference Series 1 Ecology, Vol 4. Plenium Press, New York. ss 525—535.

Lepistö, A., Seuna, P., Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Hakkuun vaikutus hydrologiaan ja ravinteiden huhtoutumiseen rehevältä metsävaluma-alueelta Etelä-Suomessa. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (Toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE -projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. ss. 73—84.

Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama. T.G., Johnson, C.E., Lovett, G.M., Ryan, D.F., Fahey. T.J. & Reiners, W.A. 1994. The biogeochemistry of potassium at Hubbard Book. Biogeochemistry 25:61—126.

Lindberg, S.E. & Lovett, G.M. 1992. Deposition and forest canopy interactions of airborne sulphur: Results from the integrated forest study. Atmospheric Environment 26A(8):1477—1492.

Reiners, A. & Olson, K. 1984. Effects of canopy on throughfall chemistry: An experimental analysis. Oecologia 63:320—330.

Reynolds, B., Stevens, P.A., Hughes, S., Parkinson, J.A. & Weatherley, N. S. 1995. Stream chemistry impacts of conifer harvesting in Welsch catchments. Water, Air and Soil Pollution 79:147—170.

Romanowicz, R.B., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Johnson, C.E., Likens, G.E. & Siccama, T.G. 1996. Changes in the biocoechemistry of potassium following a whole-tree harvest. Soil Science Society of American Journal 60:1664—1674.

Seuna, P. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on runoff in the Nurmes-study. Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions -Vol 1. Joensuu, Finland 6—8 June 1988. Suomen Akatemian Julkaisuja 4/1988. ss. 122—134.

Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO_2, alkali and earth alkali cations and chloride. Teoksessa. Ulrich, B. & Pankrath, J. (Toim.) Effects of accumulation of air pollutant in forest ecosystems. Proceedings of a Workshop. Göttingen. May 16—18, 1982. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht. Holland. ss 33—45.

Veltkamp, A.C. & Wyers, G.P. 1997. The contribution of root-derived sulphur to sulphate in throughfall in a Douglas fir forest. Atmospheric Environment 31(10):1385—1391.

Vitousek, R., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A. & Todd, R.L. 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystems. Science 204:469—474.

Nurmestutkimus 20 vuotta — metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset kuuden pienen puron vesistökuormaan

Marketta Ahtiainen ja Pertti Huttunen

1 Johdanto

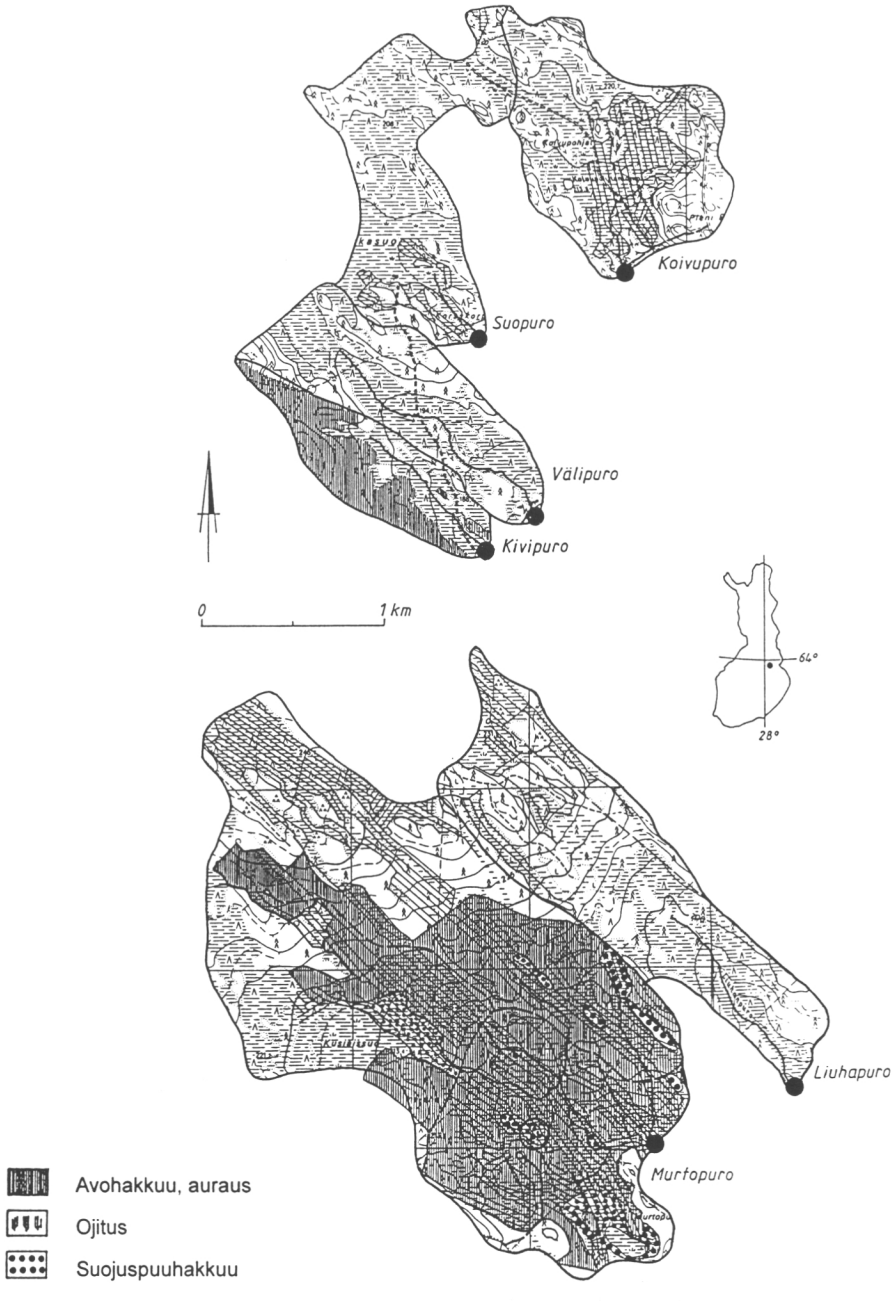
Hajakuormituksen merkitys vesistöjen rehevöittäjänä on kasvanut sitä mukaa kun pistemäinen kuormitus on vähentynyt. Vesistöjen on todettu rehevöityneen, samentuneen ja liettyneen alueilla, missä ainoastaan metsätalous on pääasiallinen maankäyttömuoto (Kauppi ym. 1990, Heikkilä 1991, Ollikainen 1992, Sandman ym. 1994a, Vuori ym. 1995).

Maankäytön vaikutuksista osa on paikallisia ja vähäisiä, osa kumuloituvia, laaja-alaisia ja pitkäaikaisia. Suomen metsätaloudelle on ollut ominaista 1960-luvulta lähtien mittavat suo-ojitukset, laaja-alaiset avohakkuut ja niihin liittyvät maanmuokkaukset sekä metsälannoitukset. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset tuntuvat vesistöissä pitkään, vaikka metsänkäsittelytavoissa on alettu huomioida vesiensuojelu aiempaa paremmin (Sandman ym. 1994b).

Luonnontilaisilta metsäsiltä valuma-alueilta epäorgaanisen kiintoaineen ja ravinteiden huuhtoutuminen on yleensä vähäistä (Kauppi 1979, Rosen 1982, Ahtiainen 1988, Rekolainen 1989, Ahtiainen ja Huttunen 1995, Alasaarela 1995, Finér ym. 1995). Valuma-alueen soisuus vaikuttaa alueelta huuhtoutuvan orgaanisen aineen määrään (Kauppi 1975). Kiintoaineen, orgaanisen aineen ja ravinteiden määrä valumavedessä riippuu hydrologisista oloista ja maaperän ominaisuuksista, alueen topografiasta sekä valuma-alueen kasvipeitteestä ja tämän sukkessiovaiheesta (Lepistö ja Kivinen 1994).

Eri hakkuu- ja maanpinnan käsittelymenetelmien vaikutuksia hydrologiaan ja veden laatuun on tutkittu aina 1960-luvun lopulta lähtien (Bormann ym. 1968, Hornbeck ym. 1975). USA:ssa jo 1980-luvun alkupuolella korostettiin erilaisten suojavyöhykkeiden merkitystä puro- ja jokivesien veden laatuun ja vesibiologiaan (mm. Cassell ym. 1982). Metsänkäsittelytoimenpiteiden kumulatiivisia vaikutuksia ja niiden vesistövaikutusten vähentämisstrategioita on tutkittu myös mallintamisen avulla (Ziemer ym. 1991).

Metsänkäsittelyjen vaikutuksia purovesien hydrologiaan ja veden laatuun ja vesibiologiaan on tutkittu pienillä valuma-alueilla vertailualuemenetelmää käyttäen (Bormann ym. 1968, Lynch ym. 1980, Holopainen ym. 1988, Seuna 1983).



Kuva 1. Nurmestutkimusalueet ja niiden sijainti.

Tässä tutkimuksessa arvioidaan Nurmes-tutkimuksen vuosien 1979—1982, 1983—85, 1986—88, 1989—91, 1992—95 ja 1996—97 tulosten perusteella eri metsänkäsittelytoimenpiteiden vaikutuksia purovesien vesistökuormaan sekä eri toimenpiteiden aiheuttamien vaikutusten kestoa.

2 Tutkimusalue

Nurmes-tutkimuksen kuusi pientä valuma-aluetta sijaitsevat Itä-Suomessa kahdella 30 km päässä toisistaan olevilla alueilla. Kaksi puroista, Murtopuro ja Liuhapuro, sijaitsevat Valtimon kunnassa (63°45'N, 28°30'E) ja Kivi-, Väli-, Suo- ja Koivupuro Sotkamon kunnassa (63°52'N, 28°39'E). Purot ovat Vuoksen vesistöalueen Haapajärven ja Valtimojärven vesistöalueilla (kuva 1). Murto- ja Liuhapuron valuma-alueet sijaitsevat 170—246 m m.p.y. ja Sotkamon alueen purot 200—220 m m.p.y. Valuma-alueet ovat kooltaan 54—494 ha. Purojen leveys vaihtelee näytteenottokohdilla 0,5—1,5 m ja syvyys 0,1—0,5 m. Purojen pituus vaihtelee 300—1560 m ja kaltevuus 0,3—1,5 %. Purot virtaavat osin maan alla. Suon osuus valuma-alueilla vaihtelee 32—70 % (Ahtiainen ym. 1988). Alueet omistaa metsähallitus.

Purojen luonnontilaista vaihtelua seurattiin neljä vuotta, minkä jälkeen metsähallitus teki neljällä valuma-alueella metsänkäsittelytoimenpiteitä sovitun ohjelman mukaisesti (taulukko 1). Liuhapuro Valtimon ja Välipuro Sotkamon kunnassa ovat vertailualueita. Puunkorjuu hakkuualoilta tehtiin osin koneellisesti osin miestyönä vuosina 1982—83. Avohakkuualojen kivennäismaat aurattiin, suot ojitettiin ja mätästettiin kesällä 1986. Kivipurolla käsittelyalueiden ja puron väliin jätettiin puustoinen suojavyöhyke (30—50 m). Suopuron valuma-alueella ojia ei johdettu suoraan puroon, vaan välille jätettiin suojakaista. Koivupurolla ja Murtopurolla ei tehty erityisiä vesiensuojelutoimia. Käsittelyn osuus vaihteli 13—58 % koealueittain. Koivupuron valuma-alueella on tehty kesällä 1989 pienialainen lannoitus sekä pienialaisia hakkuita 1995/96 (taulukko 1).

Taulukko 1. Metsätaloustoimenpiteet vuosina 1982—1997.

Puro	Pinta-ala	Suon osuus %	Käsittelyvuosi	Osuus valuma-alueesta, %
Murtopuro	494	50	avohakkuu 286 ha (1983)	58
			auraus 80 ha (1986)	16
			ojitus 198 ha (1986)	40
			mätästys 49 ha (1986)	10
			männyn istutus (1987)	58
Liuhapuro	165	48	ei toimenpiteitä	
Suopuro	113	70	ojitus, suojavyöhyke 15 ha (1983)	13
Välipuro	86	56	ei toimenpiteitä	
Kivipuro	54	32	avohakkuu 36 ha (1983)	56
			auraus 32 ha (1986)	56
			männyn istutus (1987)	56
Koivupuro	118	57	avohakkuu 6 ha (1983)	5
			ojitus 32 ha (1983)	27
			mätästys ja ojitus 4 ha (1986)	4
			männyn istutus (1987)	3
			lannoitus 6 ha (1989)	5
			hakkuu 10 ha (1996)	9

3 Aineisto ja menetelmät

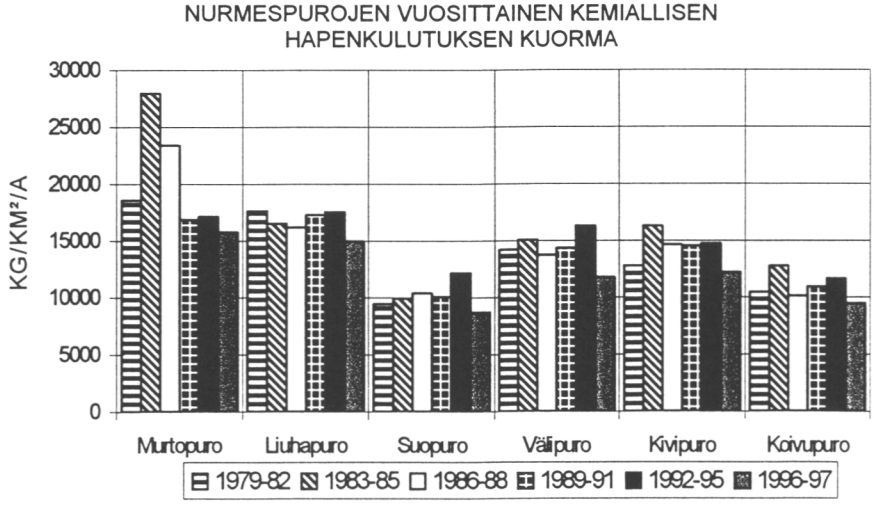
Vesinäytteet otettiin mittapadon ylisyöksystä alivirtaamakausia lukuunottamatta, jolloin näytteet otettiin joitakin metrejä mittapadon yläpuolelta. Koivupurolla vuosien 1979—82 näytteet otettiin 200 m mittapadon yläpuolelta. Vesinäytteet otettiin pääsääntöisesti aivan ensimmäisinä vuosina kerran kuussa, vuodesta 1981 lähtien ainakin tulvakausina vähintään kahdesti kuussa. Vesinäytteet on ottanut ja analysoinut Pohjois-Karjalan ympäristökeskus (aimpi vesi- ja ympäristöpiiri) (Vesihallitus 1981, 1984). Purojen hydrologiaa ja veden laatua on seurattu vuodesta 1978 (Seuna 1988, Ahtiainen 1990, 1992, Ahtiainen ym. 1988, 1993). Hydrobiologiset tutkimukset alkoivat vuonna 1982 (Holopainen ym. 1988, 1991 Holopainen ja Huttunen 1992, 1995, Huttunen ja Holopainen 1993, Huttunen ym. 1990).

Tässä tutkimuksessa purovesien vuosikuormia on tarkasteltu vertailukaudelta 1979—82 ja viideltä toimenpiteitä seuranneelta kaudelta: 1983—85, 1986—88, 1989—91 ja 1992—95 sekä alustavia tuloksia kaudelta 1996—97. Kuormatarkastelua varten on samoille jaksoille laskettu kuukausikuormista vuosikuormat. Tässä julkaisussa kuormat on laskettu virtaamapainotteisina Rekolaisen ym. (1991) laskentamenetelmällä 4.

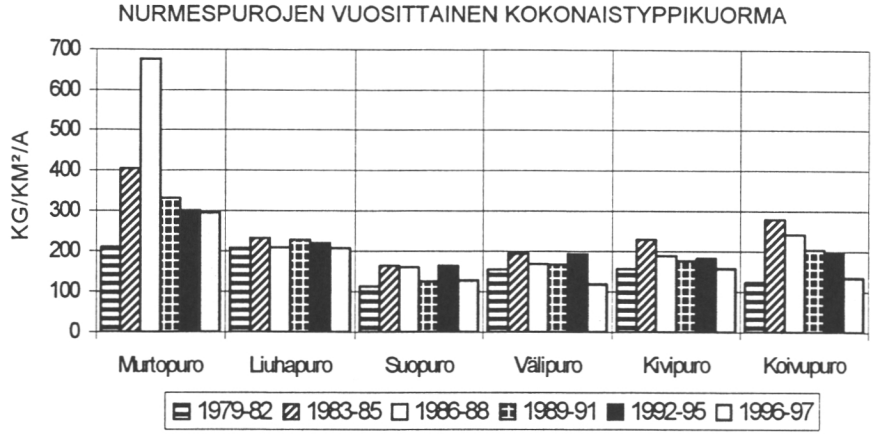
4 Tulokset

4.1 Nurmespurojen vuosikuormien erot luonnontilavaiheen aikana

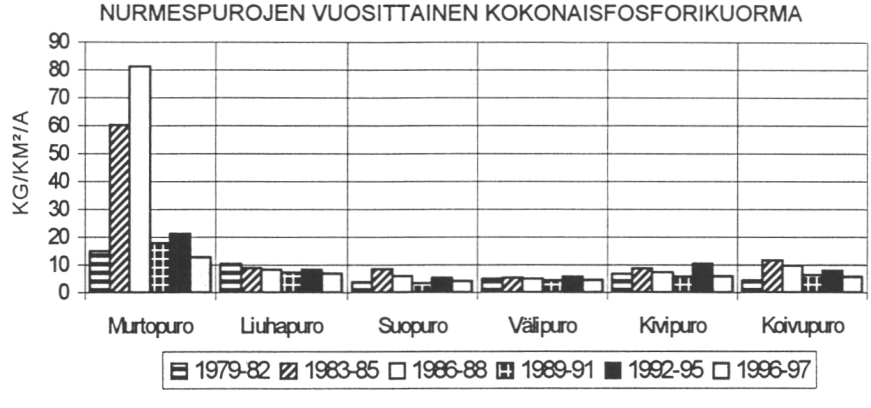
Valtimon alueen Murtopuro- ja Liuhapurojen vuosikuormat erottuivat Sotkamon alueen puroista korkeamman orgaanisen aineen (kuva 2), kokonaistypen (kuva 3), kokonaisfosforin (kuva 4) ja fosfaattifosforin kuormissa (kuva 5). Kivipuron fosfaattifosforikuormat olivat korkeammat kuin muiden Sotkamon alueen purojen. Kiintoaineen vuosikuormat eivät poikenneet toisistaan millään purolla vertailujaksolla (kuva 6).



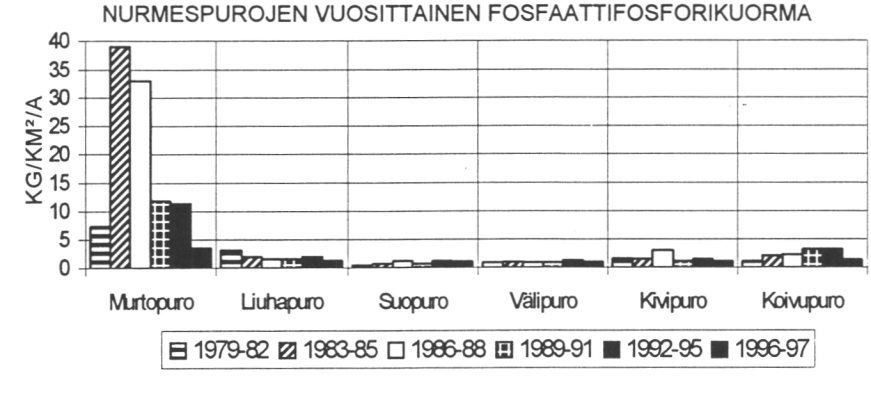
Kuva 2. Nurmespurojen vuosittainen kemiallisen hapenkulutuksen kuorma vuosina 1979—95.



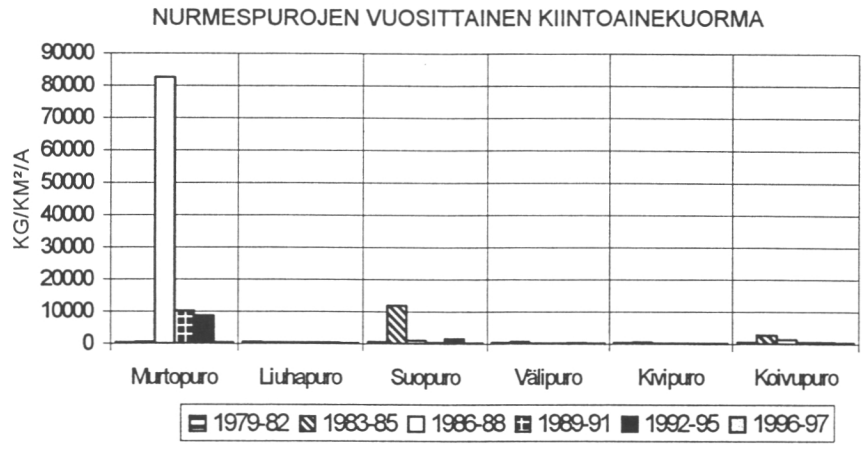
Kuva 3. Nurmespurojen vuosittainen kokonaistyppikuorma vuosina 1979—1997.



Kuva 4. Nurmespurojen vuosittainen kokonaisfosforikuorma vuosina 1979—97.



Kuva 5. Nurmespurojen vuosittainen fosfaattifosforikuorma vuosina 1979—97.



Kuva 6. Nurmespurojen vuosittainen kiintoainekuorma vuosina 1979—97.

4.2 Purottainen vuosikuormien keskiarvojen tarkastelu jaksojen 1979—82, 1983—85, 1986—88, 1989—91 ja 1992—95 aikana

4.2.1 Murtopuro

Murtopuron kokonaistypen vuosikuormat nousivat kaksinkertaisiksi avohakkuun jälkeen 1983—85 ja edelleen kolminkertaisiksi jaksolla 1986—88 ojituksen ja maanmuokkauksen jälkeen vertailukauden arvoihin nähden. Jakson 1992—95 kokonaistypen vuosikuormat eivät poikenneet tilastollisesti vertailujaksojen arvoista.

Murtopuron kokonaisfosforin vuosikuorma nelinkertaistui avohakkuun jälkeen (1983—85) ja edelleen ojituksen ja maanmuokkauksen jälkeen (1986—88) yli viisinkertaistui luonnontilavaiheeseen verrattuna. Jaksoilla 1989—91 ja 1992—95 vuosikuormat eivät tilastollisesti poikenneet vertailujaksosta, mutta olivat edelleen 35 % korkeammat kuin luonnontilavaiheen aikana (kuva 3).

Murtopuron fosfaattifosforin vuosikuorma kohosi avohakkuun jälkeen yli viisinkertaiseksi (1983—85) ja ojituksen ja maanmuokkauksen jälkeen (1986—88) 4,5-kertainen. Jaksoilla 1989—91 ja 1992—95 vuosikuormat olivat 1,6-kertaisia vertailujakson vastaaviin arvoihin verrattuna.

Murtopurolla ojituksen ja maanmuokkauksen jälkeen (1986—88) kiintoaineen vuosikuorman keskiarvo oli yli 170-kertainen vertailukauteen nähden ja edelleen 1989—91 yli 20-kertainen. Vuosien 1992—95 kiintoainekuormat olivat edelleen 18-kertaisia.

4.2.2 Koivupuro

Koivupuron kokonaistypen vuosikuormat olivat lähes kaksinkertaiset vuosina 1983—88 ja 1,5-kertainen 1989—95 vertailukauden arvoihin nähden. Koivupuron kokonaisfosforin vuosikuorma hakkuun ja ojituksen jälkeen lähes kolminkertaistui (1983—85) ja oli yli kaksinkertainen jaksolla 1986—88 sekä jaksoilla 1989—91 ja 1992—95 noin 1,5-kertaisia. Myöhemmin nämä arvot eivät poikenneet vertailukauden arvoista (kuva 4).

4.2.3 Suopuro

Suopurolla ojituksen jälkeen jaksolla 1983—85 kokonaisfosforikuorma poikkesi muista jaksoista tilastollisesti merkitsevästi. Kuorma oli 2,5-kertainen muihin jaksoihin verrattuna. Suopurossa kiintoainekuorma kohosi tuolloin kaksikymmenkertaiseksi vertailukauteen nähden. Suopurolla kiintoainekuorma oli jaksolla 1992—95 yli kolminkertainen vertailukauteen nähden, jolloin myös kokonaisfosforikuorma oli 1,3-kertainen ja fosfaattifosforikuorma 2,4-kertainen.

4.2.4 Kivipuro

Kivipurolla 1983—88 hakkuun ja maanmuokkaustoimien jälkeen ei todettu orgaanisen aineen, kiintoaineen tai kokonaistypen tai -fosforin vuosikuormissa tilastollisesti merkitseviä eroja.

4.3 Vuosien 1996—97 vuosikuormien alustava tarkastelu

Murtopuron orgaanisen aineen vuosikuorma laski alle vertailukauden kuorman (kuva 2), samoin kokonaisfosforin ja fosfaaattifosforin ja kiintoaineen vuosikuormat olivat pienempiä kuin luonnontilavaiheen aikana (kuva 4, 5 ja 6). Koivupurolla kokonaisfosforin vuosikuormat olivat hieman korkeampia kuin vertailukaudella.

5 Tulosten tarkastelu

Luonnontilavaiheen aikana kaikkien Nurmespurojen kiintoainekuormat olivat pieniä. Häiriintymättömässä metsäekosysteemissä ravinteiden kierto on lähes suljettua ja huuhtoutuminen vähäistä. Metsän kasvulle tärkeiden ravinteiden otto on tehokasta (Likens ym. 1974, Melillo ja Gosz 1983). Nurmestutkimuksen kuuden puron luonnontilavaiheen aikaiset kokonaisfosforikuormat vaihtelivat 3,8—14,9 kg $km^{-2}a^{-1}$. Kauppi (1979) on esittänyt metsäisen valuma-alueen luonnontilavaiheen kokonaisfosforiarvoiksi 4,6—5,6 kg $km^{-2}a^{-1}$ ja Rekolainen (1989) puolestaan 5,9—8,9 kg $km^{-2}a^{-1}$. Murto- ja Liuhapurojen kokonais- ja fosfaattifosforikuormat olivat selvästi edellä esitettyjä samoin kuin Sotkamon suunnan purojen kokonais- ja fosfaattifosforikuormia korkeampia. Murtopuron kokonaisfosfori- ja kokonaistyppikuormat vastasivat luonnontilassa lähes Rekolaisen (1989) metsätalousvaltaisilta valuma-alueilta esittämiä tuloksia. Sotkamon suunnan purojen kokonaisfosfori- ja -typpikuormat olivat kuitenkin korkeampia kuin kivennäismaavaltaisilta valuma-alueilta mitatut kokonaisfosforiarvot 1,2—4,1 kg $km^{-2}a^{-1}$ ja kokonaistyppikuomat 42—116 kg km^{-2} a^{-1} luonnontilassa (Finér ym. 1995, 1997).

Hakkuu katkaisee metsän ravinnekierron, kunnes ravinteet sitoutuvat kasvillisuuteen uudelleen. Hakkuun seurauksena myös kosteus- ja lämpöolot maaperässä muuttuvat, samoin maanpinnan rikkoutuminen lisää mineralisaatiota maaperässä (Vitousek ym. 1979). Samoin kuin Nicolson (1988) on todennut hakkuun jälkeen myös Murtopurolla fosfaattifosforin kuormat nousivat. Kohonneen pohjavesipinnan seurauksena maaperä muuttui anaerobiseksi, mikä osaltaan kiihdytti fosforin liukenemista. Ojituksen (vuonna 1986) jälkeen pohjavesipinta laski selvästi vasta vuoden 1988 jälkeen (Pussinen ym. 1995), minkä jälkeen myös kokonais- ja fosfaattifosfori sekä kokonaistyppikuormat selvästi alenivat.

Hakkuun seurauksena vesimäärät kasvavat valuma-alueelta. Suojavyöhykkeestä huolimatta myös Kivipurolla vesimäärät kasvoivat hakkuun jälkeen (Seuna 1988). Tämä näkyi kuitenkin ainoastaan kaliumkuorman tilastollisesti merkittävänä nousuna (Ahtiainen ym.1988).

Maanmuokkauksen ja ojituksen jälkeen Murtopurolla nousi kiintoainekuorma erittäin merkittävästi, kuten myös Blackburn ym. 1990 ja Sullivan 1985 ovat havainneet. Murtopurolla kiintoainekuorma ei ole palautunut vertailukauden arvoihin vielä 1996—97. Maanpinnan käsittelyjen palautuminen vertailukauteen on arvioitu kestävän noin viisi vuotta mm. Blackburn ja Wood (1990). Nurmestutkimuksen tulokset osoittavat, että hakkuu turvevaltaisella alueella voi nostaa erittäin merkittävästi ravinne- ja metallikuormia. Ojituksen ja maanmuokkauksen jälkeen eroosioaineksen mukana lähtee ravinteita ja metalleja, kunnes kasvillisuus sitoo ne ja pohjavesipinta laskee riittävän alas. Ojaeroosion seurauksena etenkin suurilla vesimäärillä kiintoainekuorma voi jatkua korkeana lähes kymmenen vuotta toimenpiteiden jälkeen. Kasvipeitteinen suojavyöhyke estää ravinteiden ja kiintoaineksen huuhtoutumisen pintavesiin, samoin kuin lämpötilan nousun purovedessä. Hakkuuaukkojen sijoitteluun ja suojavyöhykkeiden leveyteen tuleekin kiinnittää toimenpiteitä - suunniteltaessa erityistä huomiota. Roby ym. (1977) havaitsi, ettei hakkuun haitallisia vesistövaikutuksia esiintynyt, kun suojavyöhykkeet olivat yli 30 metriä leveitä. Suojavyöhyke puron ja käsittelyalueen välissä esti myös Nurmestutkimuksen puroissa tehokkaasti veden laadullisia ja vesibiologisia muutoksia (Ahtiainen 1995, Holopainen ja Huttunen 1995).

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on water quality in the Nurmes-study. Julk. Symposium on the hyrdology of wetlands in temperate and cold regions. Joensuu, Finland 6—8 June 1988. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988: 206—219.

Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 45: 1—110.

Ahtiainen, M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on water quality of small brooks. Hydrobiologia 243/244: 465—473.

Ahtiainen, M. 1993. The effects of forest practices on the water quality of small brooks. Julk. Giussani, G. & Callieri, C. (eds.). Stategies for Lake Ecosystems Beyond 2000. Proceedings of the 5th International Conference on the Conservation and management of Lakes. Stresa (Italy), May 17—21, 1993: 365—368.

Ahtiainen, M., Holopainen, A-L. & Huttunen, P. 1988. General description of the Nurmes-study. Julk. Symposium on the hyrdology of wetlands in temperate and cold regions. Joensuu, Finland 6—8 June 1988. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988: 107—121.

Ahtiainen, M., Huttunen, P. & Holopainen, A-L. 1993: Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset purovesien laatuun ja hydrobiologiaan. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 455: 27—160.

Alasaarela, E., Kubin, E., Seuna, P., Ylitolonen, A. & Välitalo, J. 1995. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vesistövaikutukset (tässä julkaisussa).

Blackburn, W.H., Knight, R.W., Wood, J.C & Pearson, H.A. 1990. Stormflow and sediment loss from intensively managed forest watersheds in East Texas. Water Resources Bulletin 26: 465—477.

Blackburn, W.H. & Wood, J.C. 1990. Nutrient export in stormflow following forest harvesting and site-preparation in East Texas. Journal of Environmental Quality 19: 402—408.

Bormann, F.H., Likens, G.E., Fisher, D.W. & Pierce, R. S. 1968. Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem. Science 159: 882—884.

Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1979. Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land. (In Swedish with English Abstract). Swedish University of Agricultural Sciences. Division of Water Management. Ekohydrologi 4: 7—57.

Cassell, E.A., Forcier, L.K. & Shane, J.B. 1982. Water quality and forestry in Vermont: a problem assessment. Verm. Univ. Burlington, Scchool of Natural Recources, June 1982. 36 p.

Finer, L., Ahtiainen, M., Kellomäki, S., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P., Starr, M. & Vanhala, P. 1995. Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset veden ja ravinteiden kiertoon. Suomen ympäristö 2:383—398.

Finer, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchments and methods, and results from the pretreatment calibration period. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648:2—38.

Heikkilä, R. 1991. Influence of land use on the sedimentation of the river delta in the Kyrönjoki drainage basin. 1991. Hyrdobiologia. 214: 143—147.

Holopainen, A-L. & Huttunen, P. 1992. Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on biology of small forest brooks. Hydrobiologia 243/244: 457—464.

Holopainen, A-L. & Huttunen, P. 1995. Avohakkuun, maanmuokkauksen ja ojituksen hydrobiologiset vaikutukset ja niiden kesto Nurmes-tutkimusalueella. Suomen ympäristö 2:185—197.

Holopainen, A-L., Hovi, A. & Rönkkö, J. 1988. Lotic algal communities and their metabolim in small forest brooks in Nurmes area of eastern Finland. Aqua Fennica 18: 29—46.

Holopainen, A-L., Huttunen, P. & Ahtiainen, M. 1991. Effects of forestry practices on water quality and primary productivity in small forest brooks. Verh. Int. Verein. Limnol. 24: 1760—1766.

Hornbeck, J.W., Pierce, R.S., Likens, G.E. & Martin, C.W. 1975. Modelling the impact of contemporary forest cutting on hydrologic and nutrient cycles 423—433. Proc. Internat. Symp. Hydrol. Char. River Basin IAHS Publ. 117.

Huttunen, P. & Holopainen, A-L. 1993. Long-term effects of ditching on the biology of small forest brooks. Giussani, G. & Callieri, C. (eds.). Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Proceedings of the 5th International Conference on the Conservation and Management of lakes. Stresa (Italy), May 17—21, 1993: 377—390.

Kauppi, L. 1975. Orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. Summary: The washing out of organic matter and factors affecting it. Nat. Board of waters, Finl. , Rep. 84 72p.

Kauppi, L. 1979. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Publications of the Water Research Institute 30:21—41.

Kauppi, L., Sandman, O., Knuuttila, S., Eskonen, K., Liehu, A., Luokkanen, S. & Niemi, M. 1990. Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 48: 1—55.

Lepistö, A. & Kivinen, Y. 1994. Source areas for storm runoff generation estimated by isotope methods and the TOPMODEL. Julk. Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (toim.). The Finnish Research Programme on Climate Change, Progress Report 2. Publ. Of the Academy of Finland: 97—103.

Likens, G.E. & Bormann, F.H. 1974. Linkages between terrestial and aquatic ecosystems. Bioscience 24: 447—456.

Lundin, L. & Bergquist, B. 1990. Effects on water chemistry after drainage of a bog for forestry. Hyrdobiologia 196: 167—181. Pennsylvania State University. Institute for reseach on land and water resources. Office

Lynch, J.A., Corbett, E.S. & Sopper, W.E. 1980. Re-evaluation of management practices on the biological and chemical characteristics of streamflow from forested watersheds. of Water research and technology. 99.

Melillo, J.M. & Gosz, J.R. 1983. Interactions of biochemical cycles in forest ecosystems. Bolin, B. & Cook, R.B (eds.). The major biochemical cycles and their interactions. Scope 21: 177—217.

Nicolson, J.A. 1988. Alternate strip clearcutting in upland black spruce. The impact of harvesting on the quality of water flowing from small basins in shallow-soil boreal ecosystems. The forestry Chronicle 64: 52—58.

Nik, A. r. H., Lee, R.. & Helvey, J.D. 1983. Climatological Watersheds calibration. Water resources Bulletin 19: 47—50.

Ollikainen, M. 1992. Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 87: 1—58.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19: 95—107.

Pussinen, A., Holmberg, M.., Vehviläinen, B., Seuna, P. & Ahtiainen, M. 1995. HBV-mallin sovellus Nurmes-aineiston pienille valuma-alueille. Suomen ympäristö 2: 51—60.

Rekolainen, S., Posch, M., Kämäri, J. & Ekholm, P. 1991. Evaluation of the accuracy and precision of annual phosphorus load estimates from two agricultural basins in Finland. Journal of Hydrology 128:237—255.

Roby, K.B., Erman, D.C. & Newbold, D.J. 1977. Biological assessment of timber management activity impacts and buffer strip effectiveness on natural forest streams of Northern California. Earth Resources, monograph 1: 169.

Rosen, K. 1982. Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forest watersheds in central Sweden. Swedish Univ. Agr. Sci., Dept. For. Soils, Rep. in Forest Ecology and Forest Soils Uppsala. 41: 1—70.

Sandman, O., Turkia, J. & Huttunen P. 1994 a. Metsätalouden pitkäaikaiset vaikutukset suurissa järvissä, Kuhmon Änättijärven ja Lentuan sedimenttitutkimus. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 179: 1—56.

Sandman, O., Kauppi, L., Tossavainen, T. 1994 b. Metsäojitusten ja -lannoitusten aiheuttamien ravinnehuuhtoutumien pidättyminen järvikerrostumiin. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 179: 59—84.

Seuna, P. 1983. Small basins — a tool in operational and scientific hydrology. Tiivistelmä: Pienet valuma-alueettieteellisen ja sovelletun hydrologian tutkimusvälineenä. Publications of Water Research Institute 51, 61p.

Seuna, P. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on runoff in the Nurmes-study. Symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions. Joensuu, Finland 6—8 June 1988. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988: 122—134.

Sullivan, K. 1985. Long-term patterns of water quality in a managed watersheded in Oregon: 1 suspended sediment. Water Resources Bulletin 21: 977—987.

Vesi- ja ympäristöhallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotus 213. 136 s.

Vesihallitus 1984. Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkumusten näytteenottomenetelmät. Toinen korjattu painos. Vesihallituksen julkaisuja 40. 36 s.

Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W. & Todd, R.L. 1979: Nitrate losses from disturbed ecosystems. Interregional comparative studies show mechanisms underlying forest ecosystems response to disturbance. Science 204: 469—474.

Vuori, K-M., Joensuu, I. & Latvala, J. 1995. Metsäojitusten vaikutus veden laatuun, pohjaeläimistöön ja taimenen ravintoon isojoen vesistössä. Suomen ympäristö 2:265—277.

Ziemer, R.R., Lewis, J., Rice, R.M. & Lisle, T.E. 1991. Modeling the cumulative watershed effects of forest management strategies. Journal of Environment Quality 20: 36—42.

Metsätalouden aiheuttaman metalli- ja humuskuormituksen ekotoksikologiset vaikutukset Suomen ja Venäjän Karjalan vesistöissä: alustavia tuloksia maasto- ja laboratoriotutkimuksista

Kari-Matti Vuori, Ludmila Dubrovina, Tatjana Regerand, Petri Liljaniemi, Hannu Luotonen, Boris Ilyashuk, Olle Sirén ja Jussi Kukkonen

1 Johdanto

Metsätalouden aiheuttaman vesistökuormituksen tutkimuksessa on pääpaino ollut kiintoaine- ja ravinnekuormituksen selvittämisessä. Eräs vähemmän tutkittu ilmiö on metsätalouden aiheuttama metallikuormitus, jonka määrästä, laadusta ja ekologisista vaikutuksista vesiluontoon ei tiedetä riittävästi. Viimeaikaisissa tutkimuksissa on ilmennyt, että metsä- ja turvetalouden aiheuttama lisääntynyt metallien huuhtoutuminen vesistöihin (Lahermo ym. 1996) voi haitata vesieliöiden toimeentuloa ja vesiekosysteemien toimintaa (Vuori ym. 1998). Etenkin raudan ja alumiinin huuhtoutuminen ja pitoisuudet vesiympäristössä ovat lisääntyneet tehostuneen metsätalouden seurauksena (Ahtiainen 1988, Ahtiainen ja Huttunen 1995, Vuori 1995a, Vuori ym. 1998).

Suurin osa alumiinista, raudasta ja useista muistakin metalleista huuhtoutuu ja kulkeutuu vesistöissä humukseen ja kiintoainekseen sitoutuneena (mm. Förstner ja Wittmann 1979; Vuori 1995a). Epäorgaaninen kiintoaine aiheuttaa vesieliöstölle lähinnä epäsuoria, fysikaalisiin häiriöihin ja habitaattimuutoksiin perustuvia haittoja (Vuori ja Joensuu 1996), kun taas metallien ja humuksen erillis- ja yhdysvaikutukset voivat olla sekä suoria että epäsuoria. Suorat vaikutukset aiheutuvat metallien ja humusaineiden toksisuudesta (Petersen ym. 1987; Kukkonen 1991; Peuranen ym. 1994; Vuori 1995a,b). Erityisesti liuenneet ja kolloidiset humusaineet muodostavat herkästi komplekseja metallioksidien kanssa (Dahm 1981; Tipping 1981), mikä voi aiheuttaa eliöiden hengitysaineenvaihdunnalle ja kasvulle epäsuoria haittoja mm. muuttamalla biologisten ja ei-biologisten pintojen fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia (Davison ja DeVitre 1992; Gerhardt ja Westermann 1995; Vuori 1995a). Maastohavainnot ja -kokeet ilmentävätkin metallien ja humuksen ekotoksikologisten vaikutusten kiinteää vuorovaikutusta (Weatherley ym. 1991; Vuori 1995a). Alumiini, rauta ja humus vaikuttavat ratkaisevasti myös ravinteiden, erityisesti fosforin kulkeutumiseen ja biologiseen saatavuuteen ja siten vesistöjen rehevöitymiseen (Tate ym. 1995; Vuori 1995a).

Alumiinin ja raudan on viime vuosina havaittu aiheuttavan oletettua enemmän haitallisia vaikutuksia pohjaeläimistölle (Vuori 1995b, 1996) ja kaloille (Peuranen ym. 1994; Vuorinen ym. 1996) myös humusvesissä. Liuenneet orgaaniset aineet ja rauta ovat jo nykyisellään merkittävä pintavesien laatua huonontava tekijä monin paikoin Karjalassa (Filatov ym. 1992; Niinioja ym. 1996). Tulevaisuudessa metsätalouden voimaperäistyminen Venäjän Karjalassa, happamoituminen sekä Suomen 1970—1990 lukujen intensiivisen metsätaloustoiminnan aiheuttamat mahdolliset kumulatiiviset vaikutukset lisäävät tarvetta selvittää yksityiskohtaisemmin metalli- ja humuskuormituksen ekotoksikologisia vaikutuksia.

Ympäristöministeriön rahoituksella lähialueyhteistyönä toteutettava tutkimushankkeemme selvittää metsätalouden humus- ja metallikuormituksen vaikutuksia vesiluontoon Suomen ja Venäjän Karjalassa. Tutkimuksen käytännön toteutus on järjestetty Pohjois-Karjalan Ympäristökeskuksen (PKA), Joensuun yliopiston biologian laitoksen (JoY), Karjalan Tiedekeskuksen Vesientutkimusinstituutin (NWPI, Petroskoi) sekä Kolan Tiedekeskuksen Pohjoisen teollisuuden ekologisten ongelmien tutkimusinstituutin yhteistyönä. Tässä raportissa esittelemme alustavia tuloksia hankkeen maasto- ja laboratoriotutkimuksista vuosilta 1996—1998.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Maastotutkimukset

Maastossa kerättiin pohjaeläin-, vesisammal-, kala-, vesi- ja metallikertymänäytteitä sekä kuvattiin virtavesihabitaattien ominaispiirteitä. Tutkimuskohteiksi valittiin Suomen itäisin valuma-alue, Ylä-Koitajoen valuma-alue. Ylä-Koitajoen maankäytössä on valtakuntien välillä jyrkkä ero. Ylä-Koitajoen valuma-alueen 2262 km^2 pinta-alasta valtaosa, yli kolme neljäsosaa, sijaitsee Venäjän puolella. Suomen puoleisen valuma-alueen noin 522 km^2 pinta-alasta suuren osan kattavat laajat suot, jotka ovat enimmäkseen turvetuotannossa tai tuotantoon varattuja. Kallioperä koostuu pääasiassa graniittisista pohjagneisseistä, mutta paikoin ns. Vihreäkivivyöhykkeeseen liittyen esiintyy metamorfoituneita vulkaniitteja ja sedimenttejä, mm. sarvivälke- ja kiilleliusketta sekä fylliittejä. Nämä arkeeiset vihreäkivet sisältävät runsaammin metallisia alkuaineita kuin gneissigraniitit (Lahermo ym. 1996).

Metsähallituksen harjoittama intensiivinen metsätaloustoiminta ojituksineen ja hakkuineen kattaa pienialaisia suojelualueita lukuun ottamatta koko Suomen rajavyöhykkeen, kun taas Venäjän puolella valuma-alueet ovat ojittamattomia, ja hakkuut ovat olleet enimmäkseen pienimuotoisia. Venäjän puolella tutkimuskohteiden valinnan sääteli kohteiden saavutettavuus käytettävissä olevan ajan puitteissa. Itäisin tutkimuskohde oli Vuottojärven luusua (62"49', 31"46'), eteläisin Koitajoen suurimpiin sivu-uomiin lukeutuva Kotajoki (62"44', 31"43') ja pohjoisin/koillisin Savneone-järveen laskeva puro (63"12', 31"33'). Suomen puolella kerättiin näytteitä 10 rajavyöhykkeen puro- ja koskikohteesta. Pohjoisin kohde oli Nuottilammesta laskeva Nuottipuro (63E04', 31E21') ja eteläisimmät aivan rajan tuntumaan ulottuvilta ojitusalueilta ja Asumalammesta laskevat Asumapuro (62E57', 31E33') ja Asumajoki (62E56'30", 31E31'). Näyteasemista neljä sijaitsi Koitajoen pääuomassa.

Kustakin maastokohteesta valittiin 50 m pituinen jakso koskimaisesta kohdasta. Uoman ja ranta-alueen habitaatin ominaispiirteet kartoitettiin soveltaen englantilaista River Habitat Survey-ohjeistoa (National Rivers Authority 1995). Tutkimusalueelta mitattiin lisäksi molemmilta rannoilta kaikista uomaan kaatuneista, yli 10 cm halkaisijaltaan olevista puista pituus ja rinnankorkeusläpimitta. Samalta alueelta valittiin satunnaisesti ala-, keski- ja yläosasta pohjaeläinten ja vesisammalten näytteenottopaikat. Pohjaeläinnäytteet otettiin potkuhaavimenetelmällä (Suomen standardisoimisliitto 1989) ja ne säilöttiin 70 % etanoliin. Laboratoriossa makroskooppiset pohjaeläimet poimittiin ja määritettiin tarkimmalle mahdolliselle taksonomiselle tasolle. Vesisammaleet kerättiin veden alle jäävien kivien ja puiden pinnoilta, puristettiin enin vesi pois ja säilöttiin paperikuoreen määritystä varten.

Metallikuormituksen tason selvittämiseksi otettiin virtapaikoilta *Fontinalis antipyretica*- sammalnäytteitä, joista analysoitiin alumiinin, raudan, kadmiumin, sinkin, kuparin, lyijyn ja nikkelin pitoisuudet. Näytteenotto ja sammalten jatkokäsittely tapahtui Vuoren ja Sirénin (1996) kuvaamalla tavalla. Analyysit tehtiin Keski-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratorion AAS-laitteistolla (Perkin Elmer 5000 Zeeman) Suomen standardisoimisliiton standardien SFS 3044, 3047 ja 5502 mukaisesti. Analyyttinen tarkkuus varmistettiin käyttämällä EU:n referenssitoimiston sertifikoitua vesisammal-referenssimateriaalia (*Platihypnidium riparioides,* BCR No. 61). Jokaisesta kohteesta otettiin vesinäytteet metallien (Al, Fe, Mn, Ca, Mg, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni) kemiallisen hapenkulutuksen (COD) ja kokonaisfosforin pitoisuuksien analysoimiseksi. Kuljetusvaikeuksista ja näytteiden vanhenemisesta johtuen ei tutkimuksessa pystytty analysoimaan veden laatua kattavammin.

Tässä raportissa esitetään alustavia tuloksia veden laadusta ja vesisammalten metallipitoisuuksista Koitajoen vesistössä. Tulokset pohjaeläinten ja vesisammalten esiintymisestä sekä habitaattien rakenteesta esitetään myöhemmin valmistuvissa julkaisuissa.

2.2 Laboratoriokokeet

Raudan ja alumiinin yhdys- ja erillisvaikutuksia tutkittiin toksisuustestein humuspitoisuudeltaan erilaisissa vesissä. Testivesinä olivat Pielisjoen ja Kuorinka-järven vesi ja keinovesi. Altistusvesien pH säädettiin tasolle 5,0. Koe-eläiminä käytettiin *Heptagenia*- ja *Ecdyonurus joernensis*-päivänkorentojen nymfejä, *Hydropsyche contubernalis*-vesiperhostoukkia, *Daphnia magna*-vesikirppuja sekä *Lymnaea*- ja *Planorbarius*-kotiloita. Tutkittavina vasteina olivat kuolevuus, morfologiset epämuodostumat, histologiset kudosmuutokset sekä biokemialliset muutokset. Tässä raportissa esitellään tuloksia *Ecdyonurus joernensis*-kokeiden kuolevuus- ja morfologiavasteista.

Altistuskokeet tehtiin kahtena kesänä, 1997 ja 1998. Kesän 1997 kokeet tehtiin 3x3x2 -faktorikokeina, jossa sekä alumiinin että raudan tasoja oli kolme (kontrolli: nominaalipitoisuudet 0 µg Al/Fe l^{-1}, käsittelyt: 30 ja 60 mg Fe l^{-1}, 400 ja 800 µg Al l^{-1}) ja veden humuspitoisuuden tasoja 2 (Pielisjoki, TOC=8,6 mg l^{-1}, Keinovesi, TOC=0 mg l^{-1}). Kesällä 1998 tehtiin LC50/EC50-kokeita raudalla (altistukset pitoisuuksissa 0, 5, 10, 20, 40, 80 mg l^{-1}) ja alumiinilla (pitoisuudet 0, 2, 5, 10, 20, 40 mg l^{-1}) Pielisjoen ja Kuoringan (TOC=2,6 mg l^{-1}) vesissä. Tutkittavat eläimet kerättiin Pyhäselän kivikkolitoraalista Joensuun Kuhasalossa. Eläimet poimittiin suoraan kivien pinnoilta muovipurkkeihin, joiden pohjalle asetettiin kiinnittymisalustaksi pieniä kiviä. Purkit kuljetettiin kylmävaraajilla viilennettyinä

laboratorioon. Toukat akklimoitiin koe-olosuhteisiin vuorokauden ajan. Toukat asetettiin pilttipurkkeihin 100 ml vesitilavuuteen. Koska toukat ovat thigmotaksisia, asetettiin niille purkkien pohjalle kiinnittymisalustaksi muovinen nippusiteen pätkä. Akklimoitumisjakson jälkeen purkkeihin vaihdettiin altistusvedet.

3 Alustavia tuloksia ja tulosten tarkastelua

3.1 Veden laatu

Venäjän virtavesien laadulle oli ominaista metallien ja fosforin alhaiset pitoisuudet ja orgaanisen aineksen (COD:n ilmentämänä) pieni määrä. Metsätalouden vaikutukset veden laatuun ilmenevät etenkin kemiallisen hapenkulutuksen sekä rauta-, mangaani ja alumiinipitoisuuksien korkeina arvoina Suomen puolella verrattuna Venäjän näytteenottopaikkoihin (taulukko 1). Erityisesti Koitajoen ojitusten alapuolisen Polvikosken sekä Asumapuron ja Asumajoen korkeat COD-luvut viittaavat humuksen ja muun orgaanisen aineksen lisääntyneeseen huuhtoutumiseen. Vastaavia kemiallisen hapenkulutuksen arvoja on mitattu maankuivatuksen ja metsänhakkuun voimakkaasti kuormittamissa kohteissa (Vuori 1995, Lepistö ym. 1995). Ko. kohteissa mitattiin myös korkeimmat alumiini- ja mangaanipitoisuudet. Kalsiumin, magnesiumin, kadmiumin, kuparin, lyijyn, sinkin ja nikkelin pitoisuudet vesinäytteissä olivat yleensä alle määritysrajan. Poikkeuksena oli sinkki, jonka pitoisuudet olivat 5—6 μg l^{-1} Asumapuron ja Asumajoen vesinäytteissä. Viimeksi mainitut kohteet olivat myös hyvin happamia ja ja vailla haponsitomiskykyä (taulukko 1). Veden laatuvertailun luotettavuutta rajoittaa näytteenoton ajoittuminen hydrologialtaan erilaisiin vuosiin. Venäjän näytteenotto ajoittui kuivan kesän 1996 jälkeiseen syksyyn, jolloin virtaamat olivat alhaisia. Vuoden 1997 sateisempaan syksyyn ajoittunut näytteenotto Suomen puoleisissa osissa oli ajoittain vaikeaa suhteellisen suurten virtaamien takia. Vastaavaa ongelmaa ei ole sammalten metallipitoisuuksien vertailussa, koska sammalnäytteet otettiin samana syksynä.

3.2 Vesisammalten metallipitoisuudet

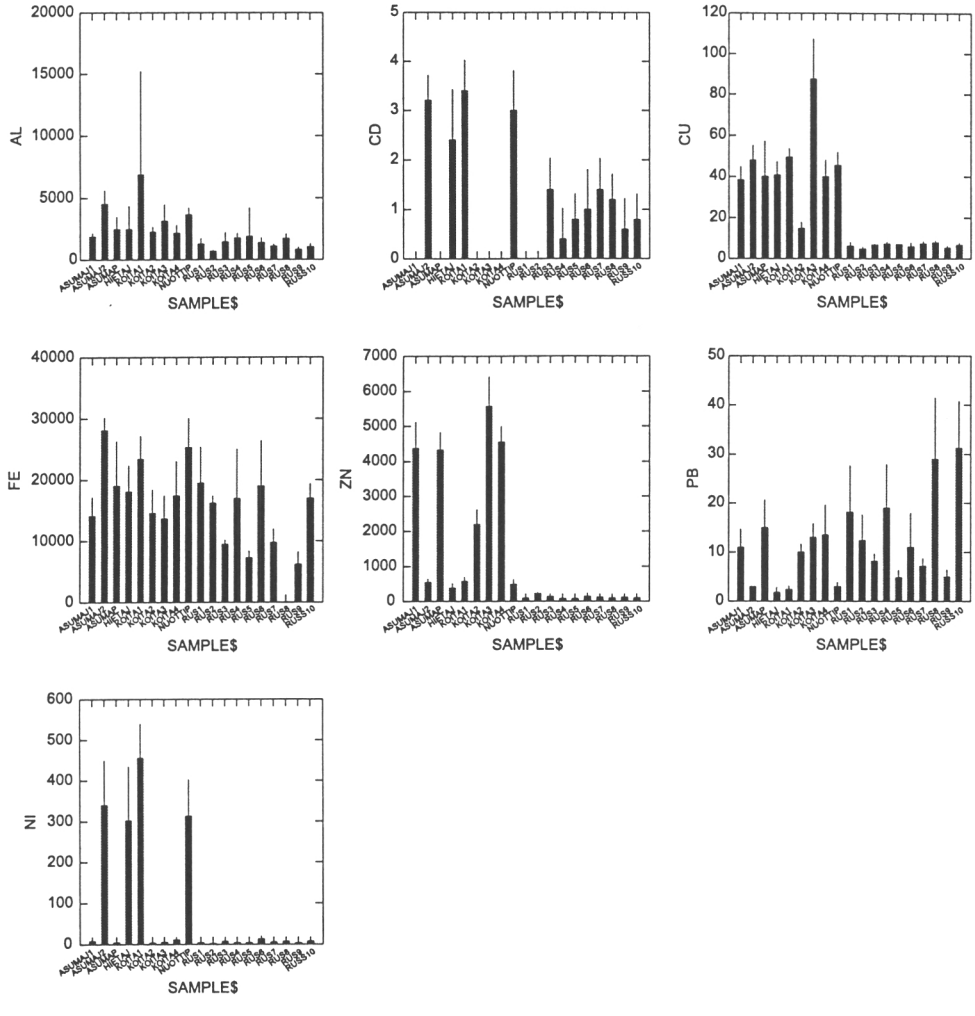
3.2.1 Alumiini vesisammalissa

AAS-ajoissa referenssimateriaalin saanto-% alumiinin osalta oli 27,9—46,4 % sertifikoiduista arvoista. Alumiinin analyysiongelmat liittyvät laitteistoon, laimennoksiin ja märkäpolttoon. Analyysin toistettavuus toiminta-alueella 0—100 ppb on vain ±20 % ja suurissa pitoisuuksissa laimennustarve voi kerrata virhettä edelleen. Lisäksi vain osa alumiinista liukenee märkäpolton yhteydessä. Tästä johtuen on saatuihin arvoihin suhtauduttava varauksellisesti. Näyteasemien välisistä eroista sekä niiden yleisestä Al-pitoisuuksien tasosta verrattuna muissa vesistöissä samoilla menetelmillä saatuihin tuloksiin saadaan tuloksista kuitenkin suhteellisen hyvä kuva.

Alumiinin pitoisuudet *Fontinalis*-sammalissa vaihtelivat Suomen puoleisissa latvapuroissa välillä 1235—5922 μg g^{-1} (kuivapainoa). Keskiarvo oli kaikkien purojen suhteen laskien 3063 μg g^{-1}. Venäjän puoleisissa latvapuroissa pitoisuudet vaihtelivat välillä 623—2176 μg g^{-1} keskiarvon ollessa 1303 μg g^{-1}. Suomen puolella kaikkien purojen suhteen lasketut keskipitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi korkeammat kuin Venäjän puolella (Mann-Whitney U-testi, $p<0,001$). Erot ovat vielä selkeämpiä vertailtaessa yksittäisiä asemia keskenään. Sammalten alumiinipi-

toisuuksien vaihtelu on Venäjän latvapuroissa selvästi vähäisempää kuin Suomen puroissa. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin ojitusten muuttamien Pyötikön, Asumajoen, Hietajoen, Nuottipuron ja Verkkoputaan sammaleissa (kuva 1).

Suuremmissa jokiuomissa (Venäjän Vuottojoen, Roukkenjoen, Kotajoen ja Koitajoen sekä Suomen Koitajoen pääuoman näytepisteet) pitoisuudet vaihtelivat Suomen puolella välillä 1757—19904 ja Venäjän puolella välillä 557—5494 μg g^{-1}. Suomen puolella jokiuomien sammalten alumiinin keskipitoisuus (4081 μg g^{-1}) kaikkien näytepisteiden suhteen laskettuna oli merkitsevästi korkeampi (M-W U-testi, $p<0,001$) kuin Venäjän puolella (1332 μg g^{-1}).



Kuva 1. *Fontinalis antipyretica*-sammalten metallipitoisuudet Ylä-Koitajoen Suomen ja Venäjän (RUS) puoleisissa virtapaikoissa. Pitoisuudet on ilmoitettu keskiarvoina (μg g^{-1} kuivapainoa), hajontapylväs ilmaisee keskihajontaa (n=5).

Sammalten alumiinipitoisuuksien kohonneet tasot Ylä-Koitajoen Suomen puolen latvapuroissa ja pääuomassa ilmentävät todennäköisimmin metsätalouden kuormituksen vaikutusta. Metsäojitusten on havaittu lisäävän alumiinin huuhtoutumista vesistöihin (Vuori ym. 1998). Pitoisuudet Venäjän puolella ovat yleisesti tasolla, joka vastaa vähän kuormitetuissa jokivesistöissä mitattuja arvoja. Esimerkiksi kirkasvetisen Tenojoen vesistössä *Fontinalis antipyretica*n kokonaisten versojen keskimääräiset pitoisuudet vaihtelivat Vuoren ja Sirénin (1996) tutkimuksessa välillä 95,8—784,9 µg Al g^{-1} pääuomassa ja välillä 118,5—477,1 µg g^{-1} latvapuroissa. Humuspitoisemman Lestijoen suhteellisen vähän kuormitetun latvaosan pitoisuudet vaihtelivat *Fontinalis dalecarlican* kokonaisissa versoissa välillä 233—3353 µg Al g^{-1} keskiarvon ollessa 1898—2142 µg g^{-1} (Joensuu ym. 1997).

Eräissä Koitajoen Suomen puoleisissa osissa mitattiin tässä tutkimuksessa sammalversoissa alumiinipitoisuuksia, jotka ovat samaa suuruusluokkaa kuin metsätalouden ja alunamaiden maankuivatuksen kuormittamissa osissa Lestijoen vesistöä, jossa pitoisuudet vaihtelivat Vuoren ym. (1998b) tutkimuksessa välillä 3060—17658 µg g^{-1}. Ylä-Koitajoen pitoisuudet olivat korkeimmillaan voimakkaasti ojitettujen alueiden läheisyydessä, etenkin Syväjärven alapuolisissa Hietajoen, Nuottipuron ja Pyötikön kohteissa sekä Koidansuon uudempien ojitusalueiden alapuolisessa Verkkoputaassa (kuva 1). Vastaavia pitoisuustasoja on mitattu myös Ranskassa Vosges-vuoriston happamoituneen latvavesistön *Hygrohypnum ochracheum*-sammalissa (Claveri ym. 1995). Korkeimmat vesisammalten alumiinipitoisuudet kokonaisissa versonosissa on mitattu happamien kaivosjätevesien likaamissa jokivesissä (>25000 µg g^{-1}, Engleman ja McDiffett 1996).

3.2.2 Rauta vesisammalissa

Raudan osalta ei referenssimateriaalin pitoisuudesta ole tietoja, mutta analyysien toistettavuus on hyvä. Latvapurojen sammalten keskimääräiset rautapitoisuudet vaihtelivat Suomen puolella välillä 10421—31346 ja Venäjän puolella välillä 9685—27835 µg g^{-1}. Keskipitoisuus Suomen puolella oli 21355 ja Venäjän puolella 17047 µg g^{-1}. Ero oli tilastollisesti merkitsevä (p=0,012) koko aineiston osalta. Selvästi korkeimmat asemakohtaiset pitoisuudet mitattiin Suomen puolella ojitusten voimakkaasti kuormittamien Nuottipuron, Asumajoen ja Asumapuron sammalissa (kuva 1). Suomen puolella raudan keskipitoisuudet ylittivät monilla asemilla reilusti 20000 µg g^{-1}, kun vastaavasti Venäjän latvapurojen keskipitoisuudet jäivät selvästi sen alle. Ylä-Koitajoen jokiuomissa mitattiin raudan pitoisuuksia sammalissa välillä 10208—27357 µg g^{-1} Suomen puolella (keskiarvo 17 200 µg g^{-1}) ja välillä 4413—30462 µg g^{-1} Venäjän puolella (keskiarvo 10320 µg g^{-1}). Keskipitoisuudet erosivat toisistaan tilastollisesti hyvin merkitsevästi (p<0,001).

Raudan pitoisuudet olivat tässä tutkimuksessa yleisesti hieman korkeampia tasolla kuin esimerkiksi Lestijoen metsätalouden kuormittamissa latvaosissa *Fontinalis antipyretica*n kokonaisissa versoissa mitatut pitoisuudet (Joensuu ym. 1997). Pitoisuudet olivat kuitenkin selvästi alhaisemmat kuin alunamaiden kuormittamissa kohteissa, joissa on korkeimmillaan mitattu yli 90 000 µg g^{-1} rautapitoisuuksia (Vuori ym. 1998b). Kaivosjätevesien kuormittamissa jokivesissä yli 50 000 µg g^{-1} rautapitoisuudet ovat tavallisia (Engleman ja McDiffett 1996). Keskipitoisuuksien selvästi korkeampi taso Suomen puolella viittaa metsätalouden ja erityisesti

ojitusten rautakuormitusta lisäävään vaikutukseen, mikä on tuttu ilmiö myös mm. Nurmes-tutkimuksista (Ahtiainen ja Huttunen 1995).

3.2.3 Kadmium vesisammalissa

Kadmiumpitoisuuksien osalta saantoprosentit sertifioituihin arvoihin verrattuna vaihtelivat välillä 92,3—124,2 %, joten analyysien luotettavuutta voidaan pitää hyvänä. Latvapuroissa kadmiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen puolella välillä 0—4,0 μg g^{-1} ja Venäjän puolella välillä 0—2,0 μg g^{-1}. Nolla-arvot luonnollisesti tarkoittavat, että pitoisuustaso on alle määritysrajan. Keskipitoisuudet olivat Suomen puolella 1,79 ja Venäjän puolella 0,46 μg g^{-1}. Ero oli tilastollisesti merkitsevä (Mann-Whitney U-testi, p=0,004). Jokiuomien sammalten kadmiumpitoisuuksien vaihteluvälit olivat Suomen ja Venäjän puolella samanlaiset kuin latvapuroissa. Keskiarvot olivat Venäjän puolella 1,0 ja Suomen puolella 1,13 μg Cd g^{-1}. Ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (p=0,21).

*Fontinalis antipyretica*n kokonaisissa versonosissa kadmiumin taustapitoisuudet ovat tavallisesti < 1μg g^{-1} (Vuori ym. 1998b, Ukonmaanaho 1991). Ylä-Koitajoella Suomen puolen selvästi korkeammat kadmiumjäämät latvapurojen sammalissa viittaavat metsätalouden aiheuttamaan kuormitukseen. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin Syväjärven alapuolisissa kohteissa ja Asumajoen alajuoksulla (kuva 1). Kallioperän metallianomalioiden, happamoitumisen ja maankäytön vaikutukset sammalten kadmiumpitoisuuksiin voivat olla merkittäviä. Ukonmaanahon (1991) tutkimuksessa Suomen Lapin puhtaana pidetyillä alueilla mitattiin *Fontinalis antipyretica*n korkeimmaksi kadmiumpitoisuudeksi 4,9 μg g^{-1}. Suhteellisen korkeita pitoisuustasoja (> 2 μg Cd g^{-1}) on mitattu myös happamoituneiden vuoristopurojen sammalissa (Claveri ym. 1995). Korkeimmillaan pitoisuudet voivat kuitenkin olla huomattavasti suurempia. Kaivosten ja teollisuuden likaamissa jokivesissä korkeimmat mitatut pitoisuudet sammalissa ovat olleet 44—90 μg Cd g^{-1} (Wehr ja Whitton 1983, Conçalves ym. 1994).

3.2.4 Sinkki vesisammalissa

Sinkkianalyysien luotettavuus oli hyvä, mitä kuvastavat välillä 100,7—107,3 % vaihdelleet saantoprosentit. Suomen puolella latvapurojen sammalten sinkkijäämät vaihtelivat välillä 263—5011 μg g^{-1} kun vastaavasti Venäjän puolella pitoisuusvaihtelu oli 69—4171 μg g^{-1}. Suomen puolen keskimääräiset pitoisuudet (1931 μg g^{-1}) olivat Venäjän vastaavia (272 μg g^{-1}) tilastollisesti merkitsevästi korkeampia (p<0,001). Jokiuomien sammalissa pitoisuuserot olivat vielä suuremmat: Suomen puolella pitoisuudet vaihtelivat välillä 418—6535 μg g^{-1} keskipitoisuuden ollessa 2780 μg g^{-1}, kun vastaavat arvot Venäjän puolella olivat 64—247 μg g^{-1} ja 115 μg g^{-1}. Ero keskipitoisuuksissa oli tilastollisesti erittäin merkitsevä (p<0,001).

Sinkin pitoisuudet olivat tässä aineistossa Suomen näytteissä paikoin poikkeuksellisen korkeita, mikä on todennäköisimmin seurausta ojitusten aiheuttamasta kuormituksen lisääntymisestä. Korkeita pitoisuuksia selittävänä tekijänä voisivat olla myös mahdolliset kallio- ja maaperän sinkkianomaliat, jotka ojitetuilla alueilla toimisivat sinkin lähteenä. Erityisesti laajojen ojitusalueiden alapuolisen Verkkoputaan sekä Asumapuron ja sen läheisyydessä olevan Asumajoen ylemmän näytepisteen pitoisuudet olivat korkeita (>5000 μg g^{-1}, kuva 1). Korkeampia pitoisuuksia on mitattu lähinnä kaivosten ja teollisuuden likaamien jokivesien

sammalissa (>10000 μg g^{-1}, Wehr ja Whitton 1983). Venäjän sammalten keskimääräiset sinkkipitoisuudet edustivat humusvesille tyypillisiä taustapitoisuuksia. Lapin kirkkaammissa, vähän kuormitetuissa jokivesissä pitoisuudet ovat muutaman mikrogramman luokkaa (Vuori ja Sirén 1996). Vertailukohteena voidaan käyttää jälleen alunamaiden kuormittamia Lestijoen vesistön osia, missä korkeimmat mitatut sinkkipitoisuudet ovat ko. sammallajilla olleet 222—264 μg g^{-1} (Vuori ym. 1998b). Alunamaiden vesissä lisääntynyt sinkin huuhtoutuminen ei kuitenkaan todennäköisesti lisää samassa suhteessa eliöstön sinkkipitoisuuksia, koska alunamaiden valumavesille tyypillisten korkeiden natrium-, magnesium- ja vetyionipitoisuuksien tiedetään vähentävän sinkin biologista saatavuutta vesikasveilla (Moore ja Ramamoorthy 1984). Pohjois-Karjalan Na- ja Mg-köyhät vedet (Lahermo ym. 1996) ovat todennäköisesti herkempiä sinkin bioakkumulaation suhteen.

3.2.5 Kupari vesisammalissa

AAS-analyysit antoivat kuparipitoisuuksien osalta tasaisen luotettavia tuloksia, mitä kuvastaa saantoprosenttien vaihtelu välillä 104,6—112,4 %. Suomen puolen latvapuroissa sammalten kuparipitoisuudet olivat 25—60 μg g^{-1} keskiarvon ollessa 42 μg g^{-1}. Vastaavat arvot Venäjän puolella olivat 4—9 ja 8,3 μg g^{-1}. Keskimääräiset pitoisuudet olivat Suomen puolella merkitsevästi korkeammat kuin Venäjän puolella ($p<0,001$). Jokiuomissa pitoisuusvaihtelu oli Venäjän puolella 4—8 ja Suomen puolella 12—109 μg Cu g^{-1}. Keskimääräinen kuparipitoisuus oli Suomen jokipisteiden sammalnäytteissä 51 μg g^{-1}, mikä oli tilastollisesti merkitsevästi korkeampi kuin Venäjän jokinäytteiden vastaava arvo, 6,5 μg g^{-1} ($p<0,001$).

Venäjän sammalten kuparipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin puhtaassa Tenojoessa mitatut pitoisuudet (Vuori ja Sirén 1996), kun taas Suomen puolella pitoisuudet ovat huomattavasti kohonneet ja verrannollisia metsätalouden ja alunamaiden maankuivatuksen kuormittamien Lestijoen osien pitoisuuksiin (Joensuu ym. 1997, Vuori ym. 1998b). Pitoisuustaso oli kuitenkin korkeimmillaan Suomen puolella yli kaksinkertainen verrattuna alunamaiden pahiten kuormittamien kohteiden pitoisuuksiin. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin laajojen ojitusten kuormittaman Koitajoen pääuoman Verkkoputaan näytteissä (kuva 1). Vielä paljon korkeampia kuparipitoisuuksia on mitattu kaivosten ja teollisuuden kuormittamien jokivesien *Fontinalis*-sammalten versoissa (157—725 μg g^{-1}, Wehr ja Whitton 1983, Conçalves ym. 1994).

3.2.6 Lyijy vesisammalissa

Myös lyijypitoisuuksien osalta AAS-analyysejä voidaan pitää kohtuullisen luotettavina. Saantoprosentit olivat 82,1—95,7 % sertifikoiduista arvoista. Sammalten lyijypitoisuuksien vaihtelu oli Suomen latvapuroissa vähäisempää (1—21 μg g^{-1}) ja keskiarvo merkitsevästi alhaisempi (6,7 μg g^{-1}) kuin Venäjän latvapuroissa (8—47 ja 22,0 μg g^{-1}, $p<0,001$). Ylä-Koitajoen jokinäytteiden pitoisuusvaihtelussa ja keskiarvoissa ei ollut merkitseviä eroja Suomen (2—16 ja 8,5 μg g^{-1}) ja Venäjän (3—21 ja 7,2 μg g^{-1}) välillä ($p=0,26$).

Koitajoen sammalten lyijypitoisuudet olivat yleisesti ottaen samalla tasolla kuin Suomen Lapissa Ukonmaanahon (1991) tutkimuksessa mitatut pitoisuudet. Ukonmaanahon aineistossa lyijypitoisuuksien keskiarvo oli 8,5 μg g^{-1} ja korkein

mitattu pitoisuus 144,3 μg g^{-1}. Claveri ym. (1995) mittasivat happamoituneiden vuoristopurojen sammalissa korkeita lyijyjäämiä (88—189 μg g^{-1}). Paljon korkeampia pitoisuuksia on kuitenkin mitattu kaivosten ja teollisuuden likaamien jokivesien sammalissa (228—17800 μg g^{-1}, Dietz 1973,Wehr ja Whitton 1983, Conçalves 1994).

3.2.7 Nikkeli

Nikkelianalyysien luotettavuutta kuvaavat hyvät referenssimateriaalin saantoprosentit: 88,7—110,5 %. Nikkelin pitoisuudet vaihtelivat hyvin suuresti Suomen latvapuroissa (4—486 μg g^{-1}) ja huomattavasti vähemmän Venäjän puolella (2—10 μg g^{-1}). Suomen purojen korkea keskiarvo (201 μg g^{-1}) oli tilastollisesti hyvin merkitsevästi suurempi kuin Venäjän keskiarvo (4,8 μg g^{-1}, $p<0,001$). Myös jokiuomissa pitoisuudet vaihtelivat Suomen puolella huomattavasti (3—551 μg Ni g^{-1}), kun vaihtelu Venäjän puolella oli pientä (2—22 μg g^{-1}). Keskipitoisuus oli Suomen jokinäytteissä tilastollisesti merkitsevästi korkeampi (155 μg g^{-1}) kuin Venäjän puolella (6,7 μg g^{-1}, $p<0,05$).

*Fontinalis antipyretica*n nikkelipitoisuudet olivat Venäjällä vähän kuormittamattomien pohjoisten virtavesien tasoa (Ukonmaanaho 1991, Vuori ja Sirén 1996). Suomen puolen latvapurojen sammalissa mitattuja nikkeliarvoja voidaan pitää paikoitellen poikkeuksellisen korkeina. Vastaavia arvoja on aiemmin mitattu lähinnä kaivosten kuormittamien jokivesien sammalissa (Wehr ja Whitton 1983, Conçalves ym. 1994). Geokemiallisen atlaksen mukaan Ylä-Koitajoen alueen puroveden ja -sedimenttien Ni-pitoisuudet ovat yleisesti alhaisia, mutta moreiinin hienoaineksessa esiintyy paikoin muuhun ympäristöön verrattuna lievästi kohonneita pitoisuuksia (21—27 μg g^{-1}, Lahermo ym. 1996). Eräs selitys korkeille nikkelipitoisuuksille on arkeeisten vihreäkivien esiintyminen alueella. Vihreäkivivyöhykkeitä pidetään otollisina mm. nikkeli- ja kultamalmien löytymiselle. Näiden metallien ohella vihreäkivivyöhykkeiden maaperästä on löydetty myös korkeita Cu- ja Zn-pitoisuuksia (Tenhola ja Hartikainen 1997). Poikkeuksellisen korkeita nikkelipitoisuuksia mitattiin tutkimusalueen pohjoisosassa sijaitsevien Nuottipuron, Hietajoen ja Pyötikön sammalissa (taulukko 1). Näiden kohteiden välittömään läheisyyteen, lähinnä pohjois- ja länsipuolelle, sijoittuu fylliiteistä ja kiilleliuskeesta sekä sarvivälkeliuskeesta muodostunut vihreäkivivyöhyke (Mononen ym. 1989). Luukkosen (1997) mukaan Suomussalmen ja Kuhmon vihreäkivivyöhykkeiltä paikannetut nikkeli (+-kupari) mineralisaatiot ovat mobilisoituneet jonkin matkaa syntysijoiltaan, joten em. korkeat Ni-pitoisuudet varsinaisen vihreäkivivyöhykkeen ulkopuolella ei sinänsä liene yllätys. Sen sijaan Asumajoen alajuoksun korkeat nikkelipitoisuudet eivät näyttäisi liittyvän mihinkään tunnettuun vihreäkiviesiintymään. Se missä määrin Ylä-Koitajoen voimakkaat ojitukset ovat voineet lisätä nikkelin rapautumista ja huuhtoutumista maaperästä vesistöihin, vaatisi lisätutkimuksia.

Taulukko 1. Veden laatu Ylä-Koitajoen valuma-alueen sammalnäytteiden keruupaikoilla. Venäjän puolen tulokset ovat vuoden 1996 syyskuun ja Suomen puolen tulokset vuoden 1997 syyskuun vesianalyyseistä. L=alle määritysrajan.

Näytepiste	K.-aine mg/l	Alk. mmol/l	pH	Väri Pt mg/l	COD mg O_2/l	Tot.N µg/l	Tot P µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Al µg/l	Cd µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Ni µg/l
VENÄJÄ																	
Kivipuro, 1				19		14	610	L15	1.1	0.5	85	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Nimetön, 2				18		36	860	L15	2.1	0.9	55	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Roukkenjoki, 3				15		23	970	35	1.2	0.4	88	L0.1	3	L1	L2	L1
Roukkenpuro, 4				19		29	1000	34	1.1	0.4	120	L0.1	2.6	L1	L2	L1
Vuottojoki. Alaj., 5				13		20	890	20	1.1	0.4	80	L0.1	1.2	L1	L2	L1
Vuottojoki luusua, 6				13		23	980	30	1.2	0.4	86	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Koitajoki, 7				13		20	1500	21	2.0	0.7	84	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Karhupäänpuro, 8				7.5		11	620	20	1.0	0.4	66	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Kotajoki, 9				15		20	480	20	1.2	0.4	78	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
Pertjärvenp., 10				14		12	720	18	2.5	0.9	46	L0.1	L1.0	L1	L2	L1
SUOMI																	
Nuottipuro	0.8	0.027	5.46	170	23	26	1200	41	1.5	0.5	130	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Hietajoki	0.9	0.021		160	23	26	1300	34	1.5	0.5	140	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Pyötikkö	1.0	0.021	5.59	200	28	19	1200	39	1.7	0.6	140	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Tasanenkangas	1.1	0.04	5.67	180	28	19	1200	33	1.8	0.6	140	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Polvikoski	0.7	0.027	5.29	200	34	15	1300	52	1.9	0.6	150	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Asumapuro				45	540	13	1400	59	1.8	0.6	190	L0.1	L1.0	L1	5	L1
Asumajoki, ylä	0.2	-0.037	4.54	320	48	14	1300	59	1.8	0.6	190	L0.1	L1.0	L1	L5	L1
Asumajoki, ala	0.3	-0.042	4.46	330	50	14	1300	56	1.8	0.6	180	L0.1	L1.0	L1	6	L1

a)



b)



Kuva 2. *Ecdyonurus joernensis*-nymfin normaali kiduslamelli (a) kontrollikasvatuksesta sekä pullistunut ja kudosrakenteeltaan vaurioitunut kiduslamelli (b) alumiinille ja raudalle altistetulla nymfillä.

3.3 Toksisuustestit

Jo alustavissa kokeissa havaittiin *Ecdyonurus joernensis-* ja *Heptagenia dalecarlica*-päivänkorentojen nymfeillä kiduslamelleissa morfologisia muutoksia (kuva 2). Käytettäessä kuolevuutta vastemuuttujana, voitiin havaita, että rauta yksin lisäsi merkittävimmin eläinten kuolleisuutta faktorikokeissa (ANOVA, p=0,001). Myös raudan ja humuksen yhdysvaikutus oli lähes merkitsevä (p=0,051).

Eläinten kuolevuus oli jonkin verran korkeampi humusvedessä. Koe-eläinten kidusten pinnoilla havaittiin humoosisessa Pielisjoen vedessä verrattain paljon saostumia. Keinovedelle tai kirkasvetisen Kuoringan vedelle altistetuissa toukissa vastaavat saostumat olivat huomattavasti harvinaisempia (Vuori ym., henk.koht. havainnot). Tulos viittaa siihen, että rauta-humussakat voivat humusvesissä lisätä vesihyönteisten kuolevuutta. Vastaavia tuloksia on saatu myös lohikalojen rauta-altistuksissa (Peuranen ym. 1994).

Kidusvasteita tarkasteltaessa havaittiin, että rauta yksin (ANOVA, p<0,001), mutta myös rauta ja alumiini yhdessä humoosisen veden kanssa (yhdysvaikutustermi p=0,031) lisäsivät merkitsevästi päivänkorentojen kiduspoikkeamien esiintymistä. Kidusmuutosten kaltaisia morfologisia vasteita käytetään ekotoksikologiassa ns. early warning -biomarkkereina (Vuori 1995b). Päivänkorento-nymfien kidusmuutosten syytä ei tiedetä, mutta on mahdollista että muutokset liittyvät metallien (ja humuksen) aiheuttamiin fysiologisiin muutoksiin kiduslamellien epiteelisolukoissa. Nymfien kidusepiteeleille on keskittynyt ionisäätelystä vastaavia kloridisolukoita (Berrill ym. 1991).

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. 1988. Effects of forest clear-cutting and drainage on water quality in the Nurmes-study. Publ. Acad. Finland 4/1988:206—19.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995: Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen Ympäristö 2:33—50.

Berrill, M.G., Taylor, G. & Savard, H. 1991: Are chloride cells involved in low pH tolerance and sensitivity? The mayfly possibility. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:1220—1225.

Claveri, B., Guérold, F. & Pihan, J.C. 1995: Use of transplanted mosses and autochthonous liverworts to monitor trace metals in acidic and non-acidic headwater streams (Vosges mountains, France). Sci. Tot. Environ. 175:235—244.

Conçalves, E.P.R., Soares, H.M.V.M., Boaventura, R.A.R., Machado, A.A.S.C. & Esteves da Silva, J.C.G. 1994: Seasonal variations of heavy metals in sediments and aquatic mosses from the Cávado river basin (Portugal). Sci. Total Environ. 142:143—156.

Dahm, C.N. 1981: Pathways and mechanisms for removal of dissolved organic carbon from leaf leachate in streams. Can. J. Aquat. Sci. 38: 68—76.

Davison, W. & DeVitre, R. 1992: Iron particles in freshwater. In: Buffle, J. & Leeuwen van, H.P. (eds.): Environmental particles, Vol 1., Environmental Analytical and Physical Chemistry series, pp. 315—355.

Dietz, F., 1973. The enrichment of heavy metals in submerged plants. In: Jenkins, S.H. (ed.), Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the Sixth International Conference held in Jerusalem, June 18—23 1972, Pergamon Press, Oxford, pp 53—62.

Engleman, C.J. & McDiffett, W.F. 1996: Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage. Environ. Pollut. 94:67—74.

Filatov, N., Sorokina, N., Lifšic ja Lozovik, P. 1992: Karjalan vesistöt ja niiden vesiekologiset ongelmat. Ekologinen tiedote nro 1: 9—15.

Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1979: Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin.

Gerhardt, A. & Westermann, F. 1995: Effects of precipitations of iron hydroxides on *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta: Ephemeroptera) in the field. Arch. Hydrobiol. 133:81—93.

Joensuu, I., Miettinen, L. & Vuori, K.-M. 1997: Tikankorven metsäojitushankkeen vesistövaikutukset Lestijoessa. Keski-Pohjanmaan ympäristökeskuksen moniste Nro.10.

Kukkonen, J. 1991: Effects of dissolved organic material in fresh waters on the binding and bioavailability of organic pollutants. PhD thesis, Univ. Joensuu, Dept. Biology.

Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996: Suomen geokemian atlas. Osa 3: Ympäristögeokemia-purovedet ja -sedimentit.Geologian tutkimuskeskus, 150 s.

Lepistö, A., Andersson, L., Arheim, B. & Sundblad, K. 1995: Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. W.A.S.P. 84:81—102.

Luukkonen, E.J. 1997: Geokemian hyödyntäminen komatiittisten nikkelimalmien etsinnässä Itä-Suomen arkeeisten vihreäkivivyöhykkeiden alueilla. Tiivistelmä, IV Geokemian päivät: Geokemia ja maankamaran kestävä käyttö, Kuopio 12.—13.11.1997.

Mononen, P., Antikainen, T. & Kiiski, J. 1989: Koitajoen vesistöalueen tila ja siihen vaikuttaneet tekijät v. 1977—1987. VYH:n monistesarja Nro 244.

McLean, R.O. & Jones, A.K. 1975: Studies of tolerance to heavy metals in the flora of the rivers Ystwyth and Clarach, Wales. Freshw. Biol. 5: 431—444.

Moore, J.W. & Ramamoorthy, S. 1984: Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment. Springer Verlag, New York, 261 pp.

National Rivers Authority 1995: 1995 River habitat survey. Field methodology guidance manual. National Rivers Authority, Newcastle Upon Tyne, UK.

Niinioja, R. Mononen, P. & Rämö, A. 1996: Pohjois-Karjalan vesistöjen tila 1990-luvun alussa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 17, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, 53 s.

Petersen, R.C., Hargeby, A., Kullberg, A. 1987: The biological importance of humic material in acidified waters. A summary of the chemistry. biology and ecotoxicology of aquatic humus in acidified surface waters. Nat. Swedish Environ. Prot. Brd, Report 3388.

Peuranen, S., Vuorinen, P., Vuorinen, M. & Hollander, A. 1994: The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (Salmo trutta). Ann. Zool. Fenn. 31:389—396.

Suomen standardisoimisliitto SFS 1989: Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavissa vesissä. Standardi SFS 5077.

Suomen standardisoimisliitto SFS 1989: Vesitutkimukset. Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavissa vesissä. Standardi SFS 5077.

Tate, C.M., Broshears, R.E. & McKnight, D.M. 1995: Phosphate dynamics in an acidic mountain stream: Interactions involving algal uptake, sorption by iron oxide, and photoreduction. Limnol. Oceanogr. 40:938—946.

Tenhola, M. & Hartikainen, A. 1997: Geokemialliset maaperätutkimukset Kuhmon ja Suomussalmen arkeeisella vihreäkivivyöhykkeellä: kullanetsintään liittyviä ongelmia. Tiivistelmä, IV Geokemianpäivät: Geokemia ja maankamaran kestävä käyttö, Kuopio 12.—13.11.1997.

Tipping, E. 1981: The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides. Geochim. Cosmochim. Acta 45:191—199.

Ukonmaanaho, L. 1991: Heavy metal concentrations of aquatic mosses in a pollutant free area. In: Pulkkinen, E. (Ed.): Environmental geochemistry in northern Europe, Geological Survey of Finland, Special Paper 9:235—240.

Vuori, K.-M. 1995a: Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. Ann. Zool. Fenn. 32:317—329.

Vuori, K.-M. 1995b: Assessing the impact of river pollution via individuals, populations and guilds of hydropsychid caddis larvae. PhD thesis, University of Joensuu, Publications in Sciences, No:32.

Vuori, K.-M. 1995c: Species- and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the river Kyrönjoki, western Finland. Freshw. Biol. 33:305—318.

Vuori, K.-M. 1996: Acid-induced toxicity of aluminium to three species of filter feeding caddis larvae (Trichoptera, Arctopsychidae and Hydropsychidae). Freshw. Biol. 35:179—188.

Vuori, K.-M. ja Joensuu, I. 1996: Impacts of forest draining on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? Biol. Conserv. 77:87—95.

Vuori, K.-M. ja Sirén, O. 1996: Raskasmetallit. Teoksessa: Huttula ym. (toim.): Tenojoen vesistön veden laatu ja biomonitorointi. Seurantaraportti. Alueelliset Ympäristöjulkaisut 23:48—52.

Vuori, K.-M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E. & Ahvonen, A. 1998: Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecos. 8: 745—759.

Vuori, K.-M., Joensuu, I., Sirén, O., Kulovaara, M. & Jokela, S. 1998: Vesisammalet ja pohjaeläimet Lestijoen vesistökuormituksen ilmentäjinä. WWF:n River 2000-projektin tutkimukset v. 1996—1997. Alueelliset ympäristöjulkaisut 92, Länsi-Suomen ympäristökeskus.

Weatherley, N.S., Rutt, G.P., Thomas, S.P. & Ormerod, S.J. 1991: Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. Water Air Soil Pollut. 55:345—353.

Wehr, J.D. & B.A. Whitton, 1983: Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2: *Rhynchostegium riparioides*. Hydrobiologia 100:261—284.

Kunnostusojituksen vesiensuojelututkimus

Ensimmäisen vaiheen jatkotutkimukset ja toisen vaiheen kunnostus- ja täydennysojituksen vaikutukset valumaveden laatuun

Pertti Manninen

1 Johdanto

Tässä tutkimuksessa selvitetään kunnostusojituksen aiheuttamaa vesistökuormitusta ja sen biologisia vesistövaikutuksia. Projekti on aloitettu vuonna 1988. Tutkimusalueena on Mikkelin läänin luoteisosassa, Kangasniemen kunnassa sijaitsevan pienen metsälammen, Rökö-Viitalammen valuma-alueella sijaitsevat kaksi vuosina 1964—1965 metsäojitettua suoaluetta, Ruununsuo ja Parkonsuo. Projekti on aloitettu vuonna 1988 tutkimusalueen kalibroinnilla, joka jatkui aina kesään 1992 asti jolloin toinen tutkimusalueista, Ruununsuon alue kunnostus- ja täydennysojitettiin. Tämä ojituksen kahden ensimmäisen vuoden aikana aiheuttamat veden laadun, kuormituksen sekä biologiset muutokset (vuosina 1992—1994) on julkaistu aikaisemmin (Manninen 1995, Manninen 1998). Parkonsuo toimi vertailualueena vuoteen 1995 ja tämän jälkeen vuonna 1995 suoritettiin täydennys- ja kunnostusojitus myös Parkonsuon alueella joka toimi ennen tätä kontrollialueena (kuva 1). Tässä esitetään lähinnä alustavia tuloksia toisen vaiheen (Parkonsuonoja 1995) kunnostus- ja täydennysojituksen vesistövaikutuksista sekä ensimmäisen vaiheen ojitustoimenpiteiden (Ruununsuonoja 1992) jatkotutkimusten tulokset (vuodet 1995—1997).

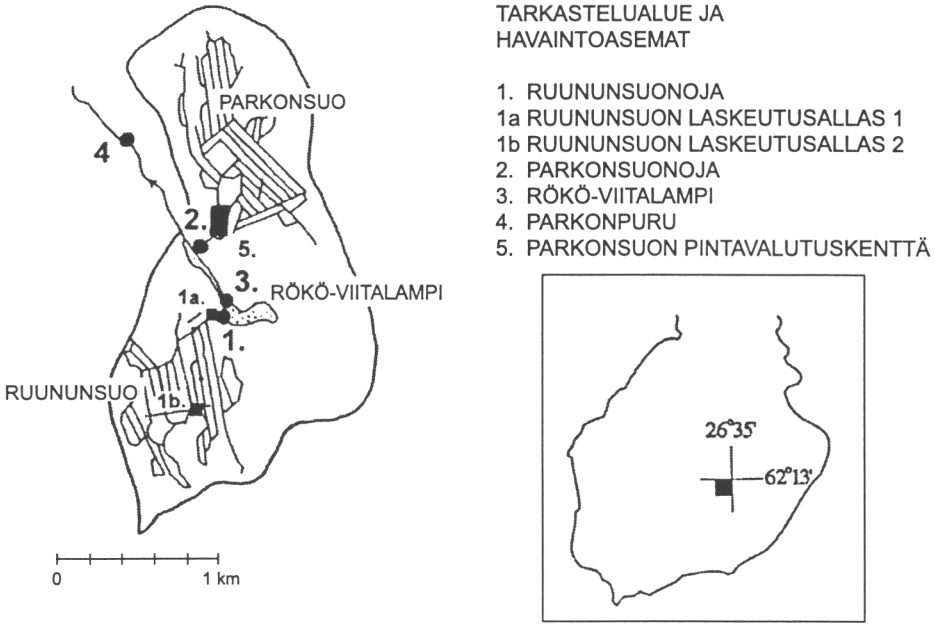
2 Aineisto ja tutkimusmenetelmät

Tutkimuksessa sovelletaan ns. kalibrointikausi-vertailualuemenetelmää. Tutkimusalueella seurataan molempien ojitusalueiden laskuojien, itse lammen sekä lammen laskupuron veden laatua sekä määrää. Seuranta aloitettiin vuonna 1988. Näytteenottotiheys kaikilla havaintopisteillä on huhti-toukokuussa kerran viikossa, syysloka-marraskuussa 2 x kuukaudessa ja kesä- sekä talvikuukausina kerran kuussa. Fysikaalis- kemiallisten seurantamenetelmien lisäksi on tarkastelualueella sovellettu ensimmäisessä vaiheessa (Ruununsuo) biologisina seurantamenetelminä ns perifyton l. päällyskasvustotutkimusta ja perustuotantoa/pimeäsitoutumista. Toisessa vaiheessa tutkimus kohdistui vain keinoalustoille kehittyvän/kertyvän materiaalin määrään sekä eri fraktioiden (kokonaiskiintoaines, mineraali- ja orgaaninen aines sekä a-klorofylli) osuuksiin. Kalibrointijakson pituus on alueella ollut neljä vuotta. Ojitustoimenpiteitä edeltäneet ojalinjojen hakkuut suoritettiin kevättalvella 1992, ja Ruununsuon alue on kunnostus- ja täydennysojitettu heinäkuun lopulla 1992 ja ojitusten jälkeinen kahden vuoden seurantajakso, 1992—1994, on raportoitu aikaisemmin (Manninen 1995, 1998). Tehty kunnostusojitus käsitti 12 000 m uutta ojaa

(pääosin vanhojen sarkojen täydennysojitus) ja 2800 m ojanperkausta. Alueella Ruununsuon toimenpidealue on ojituksen yhteydessä varustettu kahdella normaalilla laskeutusaltaalla (kuva 1). Altaiden tilavuus on ylempänä ojitusalueella olevassa altaassa alle 100 m^3 ja alemmassa altaassa n. 110 m^3. Tämän jälkeinen kolmen vuoden seurantajakso päättyi vuonna 1997 ja on nyt raportointivaiheessa.

V. 1995 kesällä suoritettiin Parkonsuon vertailualueen ojitus. Tämä uusi toimenpidealue erotettiin laskuojasta pintavalutuskentällä. Kenttä tehtiin tukkimalla alueen vanha laskupuro useammasta kohdasta ja kaivamalla alueen alapäähän kokoomaoja ennen vesien johtamista varsinaiseen laskuojaan. Parkonsuon ojituksesta ojaperkausta oli 9860 m ja uutta täydennysojitusta 790 m. Muodostetun pintavalutuskentän pinta-ala oli noin 1,6 ha ja kentän kokoomaojan jälkeisen perkaamattoman laskuojan pituus ennen alapuolista havaintoasemaa 200 m. Alueen maaston korkeussuhteet olivat suhteellisen pienet, ja ojituksen suunnittelun yhteydessä heräsi epäilys, että alueelle muodostuisi suuremman valunnan vallitessa melko laaja, käytännössä pintavalutuskentän laajuinen vetinen alue jolla puun kasvu olisi heikkoa. Toisaalta märän ajanjakson kesto katsottiin sen verran rajatuksi, ettei merkittävää haittaa puustolle syntyisi. Kun metsän omistajalta saatiin vettymishaitasta huolimatta hankkeeseen lupa, se päätettin toteuttaa.

Koko Rökö-Viitalammen valuma-alueen pinta-ala on n. 3 km^2 ja Ruununsuon toimenpidealueen pinta-ala on n. 1 km^2 ja Parkonsuon vertailualueen n. 0,5 km^2. Molemmilla tarkastelualueilla on valtapuulajina mänty ja pääosa molemmista on tuoretta tai kuivahkoa kangasta (MT/VT, karkea/keskikarkea kangasmaa) sekä kuivaa tai kuivahkoa räme muuttumaa.) Alueen maaperä on turvetta ja moreenia.



Kuva 1. Tarkastelualue ja havaintoasemat.

	Ruununsuo	Parkonsuo
Tuore kangas, keskikarkea t. karkea kangasmaa, MT	38 %	28 %
Kuivahko kangas, keskikarkea t. karkea kangasmaa, VT	8 %	12 %
Kuiva rämemuuttuma	28 %	5 %
Kuivahko rämemuuttuma	10 %	48 %
Joutomaaksi luokiteltava räme (=sähkölinja)	9 %	-
	93 %	93 %

Muu osa tarkastelualueiden pinta-alasta on soistunutta kangasmaata, lähinnä korpea ja ojittamatonta rämettä. Rökö-Viitalammen valuma-alueella on suoritettu v. 1972 lannoitus, PK 43,5 ha ja NPK 23 ha. Tästä Ruununsuon alueelle sijoittuu PK-lannoitusta 11 ha ja NPK-lannoitusta 23 ha, mikä kattaa lähes koko suoalueen. Parkonsuon vertailualueen alueelle ei sijoitu lannoituksia. Ruununsuon valuma-alueella on sen pohjoisosissa suoritettu v. 1992 noin 5 ha:n alalla pienimuotoisia uudistushakkuita. Parkonsuon alueella on uudistushakkuita suoritettu useina vuosina myös valuma-alueen laitaosissa: v. 1990 n. 6 ha, v. 1991 n. 7 ha, 1992 n. 9 ha, 1993 n. 2 ha ja v. 1994 n. 2 ha.

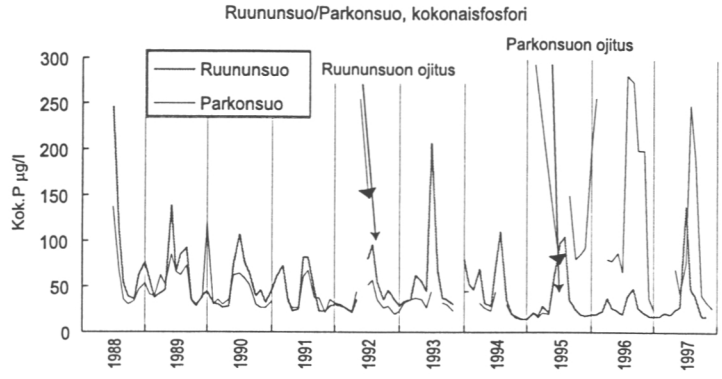
Valunnan mittauksessa käytetään limnigrafilla varustettuja ns. Thomsonin mittapatoja ja limnigrafeja. Käytetyt menetelmät on selostettu tarkemmin Ruununsuon kunnostusojituksen jälkeisen kahden ensimmäisen vuoden raportoinnin yhteydessä (Manninen 1995, Manninen 1998).

3 Uudet tulokset

Jäljempänä paneudutaan lähinnä viimeisen tarkastelujakson, 1995—1997 veden laadun muutoksiin verrattuna jaksoihin 1988—1992 (kalibrointijakso ennen ensimmäisen valuma-alueen Ruununsuon täydennys- ja kunnostusojitusta) ja jaksoon 1992—1994/1995 (kahden vuoden toimenpidejakso Ruununsuon ojituksen jälkeen ennen toisen valuma-alueen, Parkonsuon (vertailualue v. 1988—1995) kunnostus- ja täydennysojitusta).

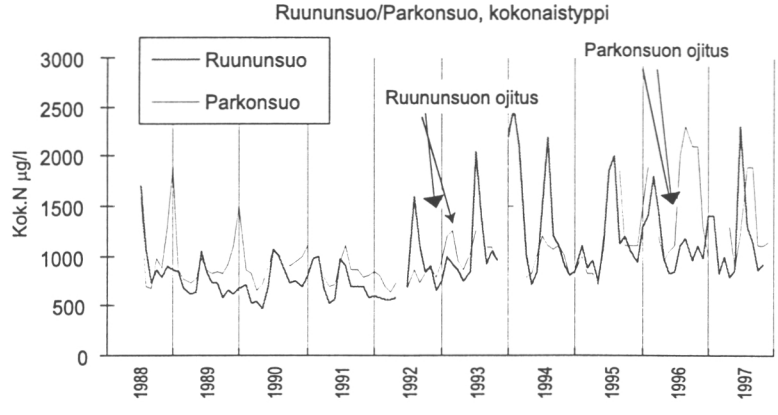
3.1 Parkonsuonojan ojitustoimenpiteiden jälkeen tapahtuneet muutokset

Alueen pienten korkeuserojen vuoksi vesi patoutui alueen kunnostus- ja täydennysojituksen jälkeen pintavalutuskentän yläpuolen ojitusalueella suhteellisen laajalla alueella jo toimenpiteiden jälkeisenä syksynä. Näin tapahtui myös myöhempinä kevään ja syksyn tulvakausina. Vaikka korkeuserot alueella tiedettiin suhteellisen pieniksi, oli havaitun laajuinen veden patoaminen hieman yllättävä havainto. Padottu vesi ulottui laajimmillaan ja hitaasti virtaavana noin kolmen hehtaarin alueelle ojiin, joiden yhteispituus oli kartta-arvion perusteella 760 m.



Kuva 2. Kokonaisfosforin pitoisuus Ruununsuonojassa ja Parkonsuonojassa ennen ja jälkeen kunnostus- ja täydennysojitusten.

Parkonsuonojan veden laadun huomattavin muutos tehdyn kunnostusojituksen jälkeen oli eri fosforifraktioiden pitoisuuksien voimakas kohoaminen. Näistä kokonaisfosforipitoisuus kohosi tasolta 30 µg l^{-1} tasolle yli 100 µg l^{-1} eli noin 3,5-kertaiseksi ja fosfaattifosforin pitoisuus mediaanina tasolta 10 µg l^{-1} tasolle 50 µg l^{-1} eli noin viisinkertaiseksi (kuva 2). Liukoisten fosforifraktioiden osalta liukoisen kokonaisfosforin pitoisuus kohosi tasolta 22 µg l^{-1} tasolle 80 µg l^{-1}, noin nelinkertaiseksi ja liukoinen fosfaattifosfori tasolta 7 µg l^{-1} tasolle 50 µg l^{-1}, seitsemänkertaiseksi. Suurin osa fosforin pitoisuuslisäyksestä on näin ollut liukoista fosfaattifosforia. Muutos on fosforin osalta huomattavan suuri, jollaista ei havaittu aikaisemmin v.1992 suoritetun Ruununsuon kunnostusojitustoimenpiteiden jälkeen. Pitoisuudet ovat suuria myös verrattuna myös aikaisempien ojitustutkimusten tuloksiin. Ojituksen jälkeinen fosforin huuhtoutuminen on vaihdellut paljon eri tutkimuksissa, ja muutokset ovat yleisesti olleet Suomessa 1,5—2-kertaisia vertailujaksoon nähden.



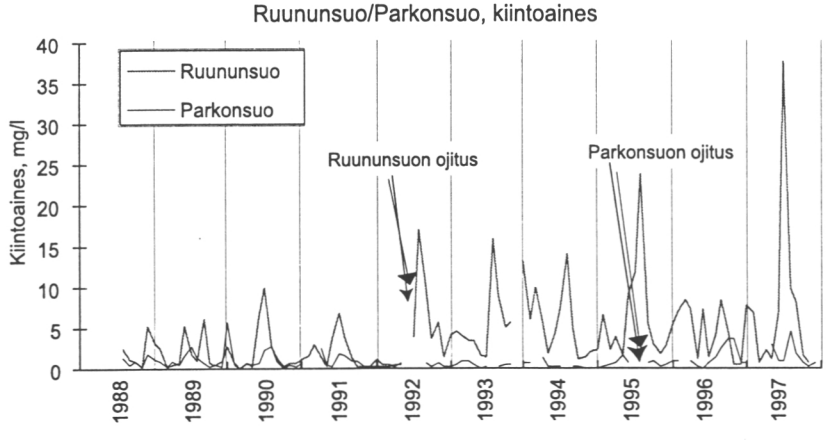
Kuva 3. Kokonaistypen pitoisuus Ruununsuonojassa ja Parkonsuonojassa ennen ja jälkeen kunnostus- ja täydennysojitusten.

Kokonaistypen pitoisuudessa havaitaan myös selvää kohoamista, tasolta 960 µg l^{-1} tasolle 1200 µg l^{-1}, n. 25 % (kuva 2), mikä näkyy myös ammoniumtypen pitoisuudessa mikä on kohonnut noin 37 % tasolta 95 µg l^{-1} tasolle 130 µg l^{-1}. Nitriittitypen pitoisuudessa havaitaan etenkin pitemmällä aikavälillä selvä, tilastollisesti merkitsevä lasku pitoisuustasolta 5—6 µg l^{-1} tasolle 3 µg l^{-1}, n. 40 %. Nitraattitypen pitoisuudessa ei ojituksen jälkeen havaita selkeää pitoisuusmuutosta verrattuna koko ojitusta edeltävän havaintojakson pitoisuuteen.

Kiintoainespitoisuus on Parkonsuonojassa pysynyt kunnostus- ja täydennysojituksen jälkeen alhaisella tasolla mg l^{-1} (kuva 3) ja pitoisuus on mediaaniarvona kohonnut ennen ojitusta vallinneesta tilanteesta noin 50 %. Myös sameusarvossa havaitaan sama tasoa oleva kohoaminen verrattuna ennen toimenpiteitä vallinneeseen tilanteeseen, mutta arvo on ollut kuitenkin tasoa 1 FTU. Sekä kiintoaineksen että sameuden muutokset ovat tilastollisesti merkitseviä. Gran- alkaliniteetti/asiditeetti on kohonnut hieman ennen toimenpiteitä vallinneelta tasolta, mutta muutos ei ole tilastollisesti merkitsevä (kuva 4). Veden pH-luku on kohonnut 0,1—0,2 pH-yksikköä, mutta tulos on tilastollisesti merkitsevä (kuva 5). Sähkönjohtokyky on laskenut havaittavasti, tasolta 4,7 msm^{-1} tasolle 4,1 msm^{-1} ja tulos on tilastollisesti merkitsevä.

Parkonsuonojan veden väriarvossa ja kemiallisessa hapenkulutuksessa ei ole tapahtunut ojituksen jälkeen havaittavia muutoksia.

Emäskationeista havaitaan selvä pitoisuuden kohoaminen kaliumin osalta, arviolta 100 % tasolta 0,4 mg l^{-1} tasolle 0,8 mg l^{-1}. Natriumin osalta muutos on pienempi, alle 30 % tasolta 1,4 mg l^{-1} tasolle 1,8 mg l^{-1}. Raskasmetalleista kuparin osalta havaitaan myös tilastollisesti merkitsevä mutta lievä 20 % kohoaminen tasolta 0,9 µg l^{-1} tasolle 1,1 µg l^{-1} ja myös sinkin osalta havaitaan tilastollisesti merkitsevä 50 % nousu tasolta 3,6 µg l^{-1} tasolle 5,4 µg l^{-1}. Piin, mangaanin ja kalsiumin osalta ei havaita selkeitä muutoksia.



Kuva 4. Kiintoainepitoisuus Ruununsuonojassa ja Parkonsuonojassa ennen ja jälkeen kunnostus- ja täydennysojitusten.

3.2 Ruununsuonoja

Ruununsuonojan vuonna 1992 suoritetun täydennys- ja kunnostusojituksen veden laadun, kuormituksen sekä biologian muutokset kahden ensimmäisen ojitustoimenpiteiden jälkeisen vuoden (1992—1994) aikana on raportoitu aikaisemmin (Manninen 1995, 1998). Seuraavassa vertaillaan edelleen mainitun jakson ja tätä myöhemmän jakson (1994—1997) muutoksia veden laadun osalta. Mainittujen aikajaksojen välillä ei kokonaisuutena ole tapahtunut kovin merkittäviä muutoksia.

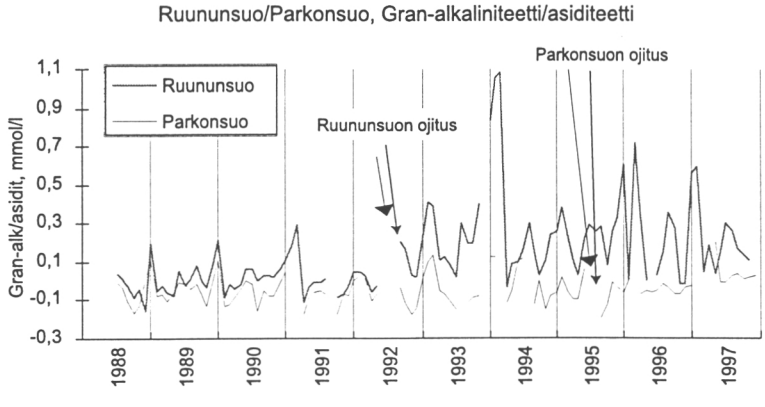
Verrattuna kahden ensimmäisen kunnostusojituksen jälkeisen vuoden, 1992—1994, veden laadun muutoksia vuosien 1994—1997 muutoksiin, merkittävin näistä on kaikkien fosforifraktioiden pitoisuuden pieneneminen vuosina 1994—1997. Näistä kokonaisfosfori (kuva 2), fosfaattifosfori ja liukoinen kokonaisfosfori ovat laskeneet noin 50 % ja liukoinen fosfaattifosfori 70 %. Kaikki fosforimuutokset ovat tilastollisesti merkitseviä.

Typpipitoisuuksista kokonaistypen (kuva 3) ja nitririittitypen pitoisuudet ovat pysyneet vuosina 1994—1997 samalla tasolla kuin vuosina 1992—1994. Myös ammoniumtypen pitoisuus on pysynyt molemmilla aikajaksoilla käytännössä samalla tasolla, joskin minimipitoisuudet ovat olleet vuosina 1994—1997 korkeampia. Nitraattitypen pitoisuus on sitä vastoin kasvanut 75 % ja tulos on tilastollisesti merkitsevä.

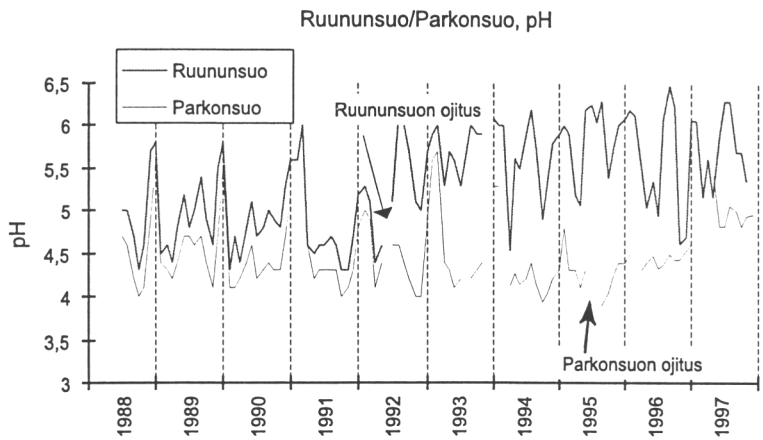
Veden kiintoainespitoisuus (kuva 4) on pysynyt vuosina 1994—1997 käytännössä vuosien 1992—1994 tasolla eikä myöskään veden sameusarvossa ole havaittavissa ratkaisevaa muutosta.

Gran-alkaliniteetti/asiditeettiarvo (kuva 5) on pysynyt v. 1994—1997 käytännössä vuosien 1992—1994 tasolla ja myöskään veden happamuusluku (kuva 6) ei ole muuttunut merkittävästi.

Raskasmetalleista raudan ja mangaanin pitoisuudet ovat laskeneet hivenen, mutta muutokset eivät ole tilastollisesti merkitseviä. Kuparin, alumiinin ja sinkin pitoisuudet ovat laskeneet tilastollisesti merkitsevästi. Kuparin pitoisuus on laskenut ennen ojitustoimenpiteitä vallinneelle tasolle (vertailujakso 1988—1992) ja alumiinin ja sinkin hieman vertailujaksoa alemmalle tasolle.



Kuva 5. Gran-alkaliniteetti/asiditeetti Ruununsuonojassa ja Parkonsuonojassa ennen ja jälkeen kunnostus- ja täydennysojitusten.



Kuva 6. pH Ruununsuonojassa ja Parkonsuonojassa ennen ja jälkeen kunnostus- ja täydennysojitusten.

Kaliumin, kalsiumin mangnesiumin ja natriumin pitoisuuksissa ei havaita selkeitä muutoksia vuosijaksojen 1992—1994 ja 1994—1997 välillä, mutta piin pitoisuus on laskenut tilastollisesti merkitsevästi.

Kokonaisuutena Ruununsuon alueella kesällä suoritetun kunnostus- ja täydennysojituksen vaikutukset alueelta laskevan veden laatuun ovat jatkuneet ojituksen jälkeen vuosijaksoilla 1992—1994 ja 1994—1997 eli viiden vuoden ajan käytännössä saman kaltaisina ja tilastollisesti merkitseviä muutoksia havaitaan fosforin, nitraattitypen ja piin, kuparin, alumiinin ja sinkin sekä myös veden kemiallisen hapenkulutuksen osalta. Näistä fosforifraktioiden pitoisuuden kohoaminen ei ollut ojituksen jälkeisenä jaksona 1992—1994 selkeästi havaittavaa ja fosfaatti- sekä liukoisen fosfaattifosforin pitoisuudet laskivat suoritetun kunnostus- ja täydennysojituksen jälkeen. Jaksolla 1994—1997 fosforifraktioiden pitoisuudet ovat laskeneet alle tason, joka vallitsi Ruununsuonojassa ennen suoritettua kunnostus- ja täydennysojitusta. Veden väriarvo ja kemiallinen hapenkulutus on myös laskenut edelleen jaksolta 1992—1994 jaksoon 1994—1997 nähden kuten ne laskivat jo heti kunnostus- ja täydennysojituksen jälkeen jaksolla 1992—1994. Kemiallisen hapenkulutuksen lasku on tilastollisesti merkitsevä. Samoin on tapahtunut myös sinkin ja piin sekä vähäisemmässä määrin myös alumiinin osalta.

3.3 Rökö-Viitalampi ja Parkonpuru

Rökö-Viitalammen veden kiintoaineksen pitoisuus on kohonnut jaksolla 1995—1997 mediaanina pitoisuudesta 1,5 mg l^{-1} pitoisuuteen 2,4 mg l^{-1}, 60 % verrattuna jaksoon 1992—1995. Tulos on tilastollisesti merkitsevä. Kiintoaineksen suuremmat arvot ovat ajoittuneet yleensä loppukesään-alkusyksyyn joten lammen planktinen biomassa on kiintoainespitoisuutta lisäävä tekijä. Samoin Gran-alkaliniteetti ja pH ovat kohonneet tilastollisesti merkitsevästi, alkaliniteetti arvosta 0,050 $mmoll^{-1}$ arvoon 0,077 $mmoll^{-1}$ ja pH-luku arvosta 5,3 arvoon 5,5. Ravinteista kokonaistyppi on kohonnut jaksolla 1995—1997 mediaanitasolta 880 $\mu g\ l^{-1}$ tasolle 1000 $\mu g\ l^{-1}$ verrattuna jaksoon 1992—1995. Muista typpifraktioista nitraattityppi on

laskenut hieman jaksolle 1995—1997 tultaessa mutta muiden osalta ei havaita selkeitä muutoksia. Fosforin osalta kaikkien fraktioiden pitoisuudet ovat laskeneet jaksolle 1995—1997 tultaessa. Näistä fosfaattifosforin ja liukoisen fosfaattifosforin pitoisuuslasku on tilastollisesti merkitsevä.

Raskasmetalleista ja emäskationeista vain mangaanin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet ovat kohonneet tilastollisesti merkitsevästi jaksolla 1995—1997 verrattuna jaksoon 1992—1995. Piin ja sinkin pitoisuudet ovat vastaavassa vertailussa laskeneet hieman.

Parkonpurun osalta vain kokonaistypen pitoisuus on kasvanut ja nitriittitypen sekä piin pitoisuus laskenut hieman vuosina 1995—1997 verrattuna jaksoon 1992—1995. Happipitoisuuden kyllästyneisyydessä havaitaan myös lievää laskua jaksolla 1995—1997 verrattuna aikaisempiin jaksoihin 1988—1992 ja 1992—1995. Muita tilastollisesti merkitseviä muutoksia ei Parkonpurussa havaita mainittujen ajanjaksojen välillä.

3.4 Keinoalustat

Vain Parkonsuonojassa havaitaan sen valuma-alueella tehdyn kunnostus- ja täydennysojituksen jälkeen (v. 1995—1997) kaikkien analysoitujen fraktioiden määrissä tilastollisesti merkitsevä kohoaminen verrattuna jaksoon (1992—1995 ja 1989—1995) ennen ojitusta. Fraktioista kiintoaineksen määrä kohosi noin kaksinkertaiseksi, mineraaliaineksen 1,5-kertaiseksi, orgaanisen aineksen yli kolminkertaiseksi ja a-klorofyllin noin seitsenkertaiseksi. Syy kohoamiseen on kiintoaineksen ja ravinteiden määrän kasvu Parkonsuolta laskevassa vedessä ojitustoimenpiteiden jälkeen. Vastaavantyyppinen kasvu tapahtui ojitustoimenpiteiden jälkeen myös aikaisemmin, v. 1992, ojitetun Ruununsuon valuma-alueen Ruununsuonojassa missä toimenpiteiden jälkeisen ensimmäisen tarkastelujakson (1992—1994) kiintoaineksen määrä kohosi nelinkertaiseksi, mineraaliaineksen määrä viisinkertaiseksi ja orgaanisen aineksen määrä 3,5-kertaiseksi eikä merkittävää kertymien alenemaa havaita myöskään toisella tarkastelujaksolla (1995—1997).

4 Yhteenveto

Ruununsuon normaaleilla laskeutusaltailla varustetulta, kesällä 1992 kunnostus- ja täydennysojitetulta valuma-alueelta tulevan veden laadussa ei ole tapahtunut yleisesti ottaen merkittäviä muutoksia kahden ensimmäisen ojituksen jälkeisen vuoden (1992—1994) ja tätä jaksoa seuraavan kolmen vuoden jakson (1994—1997) veden laatuun. Merkittävin näistä muutoksista on kaikkien fosforifraktioiden pitoisuuden pieneneminen v. 1994—1997. Näistä kokonaisfosfori, fosfaattifosfori ja liukoinen kokonaisfosfori ovat laskeneet noin 50 % ja liukoinen fosfaattifosfori 70 %. Jaksolla 1994—1997 fosforifraktioiden pitoisuudet ovat laskeneet alle tason joka vallitsi Ruununsuonojassa ennen suoritettua kunnostus- ja täydennysojitusta.

Parkonsuonojan veden laadun huomattavin muutos tehdyn kunnostusojituksen jälkeen oli eri fosforifraktioiden pitoisuuksien voimakas kohoaminen. Näistä kokonaisfosforipitoisuus kohosi tasolta 30 $\mu g\ l^{-1}$ tasolle yli 100 $\mu g\ l^{-1}$ eli noin 3,5-kertaiseksi ja fosfaattifosforin pitoisuus mediaanina tasolta 10 $\mu g\ l^{-1}$ tasolle 50 $\mu g\ l^{-1}$ eli noin viisinkertaiseksi. Liukoisten fosforifraktioiden osalta liukoisen kokonaisfosforin pitoisuus kohosi tasolta 22 $\mu g\ l^{-1}$ tasolle 80 $\mu g\ l^{-1}$, noin nelinkertaiseksi ja liu-

koinen fosfaattifosfori tasolta 7 µg l^{-1} tasolle 50 µg l^{-1}, seitsemänkertaiseksi. Suurin osa fosforin pitoisuuslisäyksestä on näin ollut liukoista fosfaattifosforia. Muutos on fosforin osalta huomattavan suuri, jollaista ei havaittu aikaisemmin v. 1992 suoritetun Ruununsuon kunnostusojitustoimenpiteiden jälkeen. Pitoisuudet ovat suuria myös verrattuna myös aikaisempien ojitustutkimusten tuloksiin. Ojituksen jälkeinen fosforin huuhtoutuminen on vaihdellut paljon eri tutkimuksissa, ja muutokset ovat yleisesti olleet Suomessa 1,5—2-kertaisia vertailujaksoon nähden. Muut havaittavat muutokset ovat kiintoainespitoisuuden kohoaminen noin 50 %, kokonaistypen kohoaminen noin 25 % ja ammoniumtypen kohoaminen vajaa 40 %. Emäskationeista kaliumpitoisuus kohosi 50 % ja natrium 30 %. Raskasmetalleista kuparipitoisuus kohosi 20 % ja sinkkipitoisuus 50 %.

Rökö-Viitalammen ja siitä laskevan Parkonpurun osalta havaitut vedenlaadun muutokset ovat hankalammin selkeästi selitettävissä suoritettujen kunnostus- ja täydennysojitusten selkeiksi seurauksiksi. Rökö-Viitalammen vesitilavuudesta suurin osa on lammen tarkastelualueiden eteläpuolisessa osassa. Tutkimuksen havaintoasemat sijaitsevat lammen kapeammassa ja matalammassa osassa. Monet tekijät kuten talvinen happitilanne lähellä pohjasedimenttiä, tuotantokausien väliset tuotantoerot, bakteeritoiminnan intensiteetti sekä veden liikkeet ovat vaikuttamassa tuloksiin. Rökö-Viitalammen havaintoasema sijaitsee Ruununsuon laskuojan vesien välittömällä vaikutusalueella. Ruununsuon pinta-ala on 1 km^2 eli kolmas osa koko Rökö-Viitalammen valuma-alueesta joten täällä havaittavat selkeät muutokset kuten kiintoainespitoisuuden kohoaminen, veden puskurikyvyn kasvu, pH-arvon nousu ja kokonaistypen pitoisuuden kasvu voidaan melkoisella varmuudella katsoa Ruununsuon vuonna 1992 suoritetun ojituksen aiheuttamiksi. Parkonpurun osalta varmojen vaikutusten arviointi on hankalampaa, koska havaintoasema sijaitsee aivan lammen kapeahkon ja matalan pohjoisosan päästä lähtevässä purossa noin 250 m lammesta, jolloin ainakin alivalumakausina virtaaman ollessa ajoin pieni on vedenlaatumuutosten mahdollisuus lammessa ja myös laskupurossa olemassa, jolloin ainakin pienemmät muutokset peittyvät muiden häiriötekijöiden alle.

Fosforifraktioiden osalta Parkonpurussa ei ole tapahtunut muutoksia jaksolla 1995—1997 Parkonsuon ojituksen jälkeen vaikka Parkonsuonojan eri fosforifraktioiden pitoisuudet ovat kohonneet voimakkaasti. Muilla havaintoasemilla fosforipitoisuudet ovat laskeneet havaittavasti vastaavana aikajaksona, joten Parkonsuon fosforin lisääntynyt kuormitus on ehkä pitänyt Parkonpurun pitoisuudet aikaisemmalla tasolla muualla tapahtuneesta laskusta huolimatta.

Kirjallisuus

Manninen, P. 1995. Kunnostusojituksen vesiensuojelututkimus; veden laadun, kuormituksen ja biologiset muutokset kahden ensimmäisen ojituksen jälkeisen vuoden aikana. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta, METVE- projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus.

Manninen, P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. Boreal Env. Res.3: 23—32.

Vanhoilta metsäojitusalueilta valuvan veden kemialliset ominaisuudet

Samuli Joensuu, Erkki Ahti ja Martti Vuollekoski

1 Johdanto

Vaikka tutkimuksellista näyttöä ei ole, ojituksen uskotaan yleisesti happamoittavan vesistöjä ja lisäävän niiden humuskuormitusta. Käsitys johtunee siitä, että suovedet ovat humuspitoisempia ja happamampia kuin mineraalimaiden valumavedet, ja on sikäli oikea, että vaikka ojitus ei lisäisikään suoveden happamuutta tai humuspitoisuutta, vesistöjen happo- ja humuskuormat voivat silti kasvaa ojituksen aiheuttamien hydrologisten muutosten, viime kädessä valunnan lisääntymisen kautta.

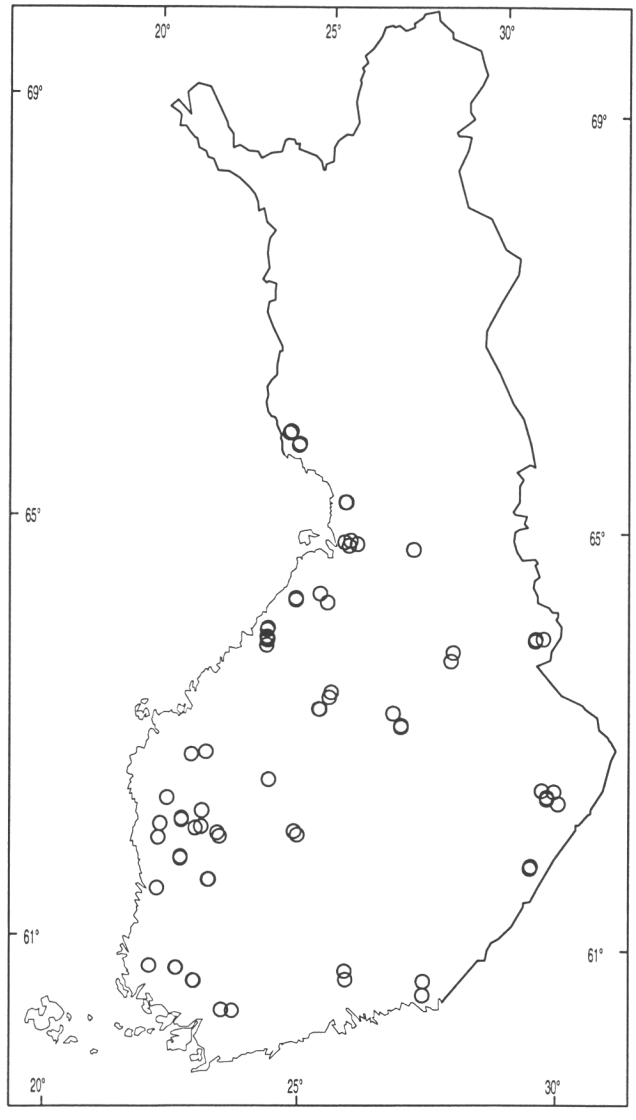
Vanhoilta ojitusalueilta, ts. suometsistä, joiden ojituksesta on kulunut niin kauan, että kaivun välittömät vaikutukset kuten ojaeroosion vaikutus eivät enää näy valumavesissä, on tutkittu valumavesien kemiallisia ominaisuuksia jo 1970-luvulla (Heikurainen ym. 1978), jolloin metsäojituksella ei todettu olevan pitkäaikaisia vaikutuksia. Vanhojen, jo sammaloituneiden ojastojen valumavesien kiintoaineen, orgaanisen hiilen ja kokonaistypen pitoisuudet ovat Kenttämiehen (1987) mukaan lähellä luonnontilaisilta soilta tulevien vesien pitoisuuksia.

Metsäojitus vaikuttaa valuntaan suurentamalla valuntahuippuja (Ahti 1987) ja alivalumakausien valuntaa, mutta sillä ei liene puuston koko kiertoajan kestävää vaikutusta vuosivaluntaan. Tämän tutkimuksen koejärjestelyissä pääpaino on asetettu suometsien valumaveden kemiallisten ominaisuuksien ajalliseen ja alueelliseen vaihteluun. Raportti perustuu Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta -projektin (METVE) yhteydessä Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion, Metsäntutkimuslaitoksen ja metsäkeskusten yhteistyönä kerättyyn kunnostusojituksen vaikutuksia käsittelevän tutkimuksen kalibrointijakson aineistoon (Ahti ym. 1995). Tutkimusaineisto käsittää 75 eri puolilla Suomea sijaitsevaa ojitusaluetta. Raportin tarkoituksena on diagrammien ja taulukoiden avulla esitellä, minkälaista vettä keskimäärin sellaisilta suomalaisilta ojitusalueilta valuu, joiden hydrologia on ehtinyt ojien kaivun jälkeen vakiintua ja joilla ojaeroosio on vähäistä.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Valuma-alueet

Tutkimusalueet (kuva 1) valittiin siten, että muut kuin metsätaloustoimenpiteet vaikuttaisivat mahdollisimman vähän alueelta virtaavan veden laatuun. Kaikilla alueilla valuntaa mitattiin ja vesinäytteitä otettiin metsäojitusalueen laskuojasta, ts. kun seuraavassa käytetään termiä valuma-alue, tarkoitetaan aluetta, jonka vedet purkautuvat ojitusalueen laskuojan kautta. Valuma-alueilla ei ollut maatalous- tai rakennusmaata. Sen sijaan muutamilla valuma-alueilla oli teitä ja sähkölinjoja. Valuma-alueet sisälsivät myös jonkin verran jouto- ja kitumaita, joihin sisältyi vähäisessä määrin luonnontilaisia soita tai kunnostamatta jääviä heikkotuottoisia ojitusalueita.



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti

Valuma-alueiden koko vaihteli 13—222 ha:iin (taulukko 1), eli ne olivat huomattavasti pienempiä kuin Suomen Ympäristökeskuksen ns. pienet valuma-alueet (esim. Saukkonen ja Kortelainen 1995), mutta samaa suuruusluokkaa kuin useat ns. Nurmes-alueista (Esim. Ahtiainen 1990). Valuma-alueen keskikoko oli 76 ha. Valuma-alueiden pinta-alasta keskimäärin runsaat 43 prosenttia oli kivennäismaata tai eri asteisia kivennäismaasoistumia, runsaat 10 prosenttia oli alkuperältään korpia, 42 prosenttia rämeitä ja vajaa kaksi prosenttia nevoja. Ojitusalan osuus valuma-alueen pinta-alasta oli keskimäärin runsaat puolet. Vain vajaalla neljänneksellä valuma-alueista ojitusalan osuus oli suurempi kuin 75 prosenttia valuma-alueen pinta-alasta.

Taulukko 1. Tutkimuksessa seurattujen valuma-alueiden ominaisuuksia ja tunnuslukuja vuosina 1990—1994 tehtyjen maastoinventointien perusteella. Lannoituksia koskevat tiedot perustuvat metsäkeskusten toteuttamiin ja tiedossa oleviin metsänparannussuunnitelmien toteutustietoihin.

Alueen nimi	Sijaintipaikka-kunta	Lämpö-summa, d.d.	Valuma-alueen pinta-ala, ha	Turve-maata, ha	Ojitus-aluetta, ha	Ojitus-vuosi	Puuston keski-tilavuus, $m^3 ha^{-1}$	Ojitus-alueen puusto $m^3 ha^{-1}$	Ojan keskim. kunto-luokka	Lannoitus-vuodet	Lannoi-tettu ala yhteensä ha
Sepänsuo	Pertteli	1275	62,4	19,6	17,8	1969	90,3	63,5	4,0	1975	14,3
Asunsuo	Kiikala	1261	104,4	27,4	27,4	1967	94,3	64,8	3,2	1972	6,0
Kaulanperä	Karinainen	1266	33,4	15,9	14,9	1956	190,0	-	4,2		0,0
Puistovuori	Karinainen	1276	21,9	9,4	9,4	1956	173,5	-	3,0		0,0
Isosuo	Laitila	1262	54,7	26,5	25,0	1967	83,8	49,8	4,1	1972	20,6
Sundgreninsuo	Laitila	1262	72,9	20,4	17,0	1968	136,2	95,3	2,9	1972	8,9
Vuohensuo	Yläne	1234	65,4	28,4	28,4	1965	43,4	22,7	4,8	1971, -76, -80	86,0
Kroopinsuo	Yläne	1234	174,6	60,2	59,4	1966	39,0	42,2	3,8	1971	51,2
Pitkäneva	Kankaanpää	1156	44,0	20,3	20,3	1964	75,3	84,2	4,0	1973	4,5
Varpuneva	Kankaanpää	1149	48,0	19,3	19,3	1978	57,2	46,3	3,0	1985	1,8
Hirsisuo	Noormarkku	1215	133,5	42,3	38,0	1965	93,2	114,1	3,7		0,0
Paloneva	Karvia	1087	31,3	30,2	30,2	1964	46,8	45,9		1970	23,0
Alkkia	Karvia	1087	79,0	65,7	48,3	1965	28,0	-	3,7	1977	11,0
Välisalonneva	Karvia	1085	53,8	47,2	47,1	1978	50,5	32,9	3,3		0,0
Porrasneva	Kihniö	1098	42,9	36,3	34,6	1969	51,9	51,9	3,4	1971	24,0
Peltomaa	Kihniö	1082	13,3	9,6	9,6	1973	47,5	-	3,7	1974	0,0
Kiekkoneva	Hämeenkyrö	1172	86,1	72,5	70,2	1956	88,4	91,4	2,9		0,0
Teerineva	Hämeenkyrö	1159	110,1	87,5	86,7	1961	52,9	47,6	3,7		0,0
Pottisuo	Orimattila	1275	75,2	35,7	35,7	1968	110,6	57,6	3,5	1969	25,0
Majasuo	Orimattila	1281	46,8	21,5	21,5	1973	66,9	80,8	2,7	1985	20,6
Liisansuo	Vehkalahti	1296	177,0	78,1	78,1	1969	115,9	91,0	3,8	1972	28,6
Homeperseensuo	Vehkalahti	1313	98,6	26,9	24,3	1965	93,9	82,2	3,9		0,0
Ruskeesuo	Pyhäselkä	1123	24,8	24,8	24,8	1964	96,5	96,5	5,0	1970, -85	34,3
Alaräme	Pyhäselkä	1104	59,8	30,6	28,5	1964	86,5	58,2	3,8	1970, -78, -85	34,5
Mäntylä	Pyhäselkä	1132	22,5	21,6	21,6	1967	72,4	70,1	2,9	1970, -83	25,0
Purnukorpi	Kiihtelys-vaara	1085	100,2	48,8	46,9	1968	61,4	32,8	3,0	1970, -83	25,8
Laineensuo	Kiihtelys-vaara	1092	54,6	40,5	32,0	1974	68,5	45,2	2,7		0,0
Mantilansuo	Punkaharju	1229	64,1	24,4	24,4	1965	87,8	58,5	3,6	1971, -72	26,3
Nenäsuo	Punkaharju	1226	42,1	23,5	22,2	1976	61,5	11,7	3,2	1978	6,0
Honkasuo	Pielavesi	1118	54,1	30,4	30,4	1963	134,7	129,3	3,5	1978	9,4
Tervasuo	Pielavesi	1106	117,9	81,8	68,5	1966	163,0	147,2	4,4		0,0
Suurisuo	Pielavesi	1097	101,5	76,1	73,3	1966	49,1	43,7	3,6		0,0
Soidinkorpi	Pihtipudas	1056	163,0	75,9	55,6	1960	71,1	38,5	3,5	1986	0,0
Saarineva	Pihtipudas	1060	105,9	52,3	51,1	1974	68,8	34,2	3,2		0,0
Heinäsuo	Kinnula	1032	202,2	111,8	102,0	1938			3,3	1968	
Käsälänkorpi	Kinnula	1028	104,8	23,8	22,5	1970	21,7	77,1	3,5		0,0
Haarasuo	Keuruu	1152	56,1	28,6	28,6	1965	145,8	93,3	2,7	1970	14,5
Käännetynsuo	Keuruu	1151	50,4	23,7	23,7	1970	140,3	69,6	3,0	1970	10,6
Kämppä	Ylistaro	1111	150,1	49,5	48,2	1962	112,0	61,8	4,2	1970	1,4
Viitikko	Ylistaro	1105	117,9	34,3	33,2	1978	78,7	81,8	3,3		0,0
Vähä-Oivari	Isojoki	1139	48,8	29,6	29,6	1969	24,0	25,0	4,4	1978	7,8
Toristonluoma	Isojoki	1145	32,7	21,7	20,8	1982	107,5		2,9		0,0
Hautakangas	Kauhajoki	1071	87,6	70,2	70,2	1974	33,2	28,6	3,5	1976	22,2
Juurakkoneva	Kauhajoki	1069	56,2	42,3	42,3	1965	29,9	27,7	2,0	1972, -78	28,3
Sydänkorven-rämäkkä	Kauhajoki	1058	89,1	77,8	69,3	1969	49,8	46,5	3,1	1971	44,6
Hosimäki	Kauhajoki	1067	52,0	29,9	29,9	1984	63,1	48,0	2,9		0,0
Takkikallio	Ähtäri	1059	89,7	44,4	43,9	1966	65,1	59,0	3,4	1974	4,0

Alueen nimi	Sijaintipaikka-kunta	Lämpö-summa, d.d.	Valuma-alueen pinta-ala, ha	Turve-maata, ha	Ojitus-aluetta, ha	Ojitus-vuosi	Puuston keski-tilavuus, $m^3\ ha^{-1}$	Ojitus-alueen puusto $m^3\ ha^{-1}$	Ojan keskim. kunto-luokka	Lannoitus-vuodet	Lannoi-tettu ala yhteensä ha
Huikuri	Ähtäri	1050	31,5	22,6	22,6	1967	9,1	12,6	3,8		0,0
Tupasalo	Kannus	1051	26,2	15,4	15,4	1965	46,3	58,0	4,7	1973	5,3
Kiviniittu	Kannus	1048	85,5	49,6	45,7	1969	47,5	57,9	3,2	1969	20,8
Korpiala	Kannus	1057	66,4	30,1	30,1	1965	32,7	30,1	3,6	1974	13,7
Märsynräme	Kannus	1056	60,8	46,7	39,0	1969	50,8	45,1	3,0	1969	7,2
Raippamaanoja	Kalajoki	998	97,0	83,1	83,1	1956	57,7	54,8	3,9		0,0
Kannistonräme	Kalajoki	1024	31,0	28,4	28,4	1969	42,6	48,7	3,0	1979	26,0
Jänissuo	Sotkamo	958	97,0	44,9	41,3	1968	75,9	49,4	2,9	1969	7,6
Mustakorven-suo	Sotkamo	978	70,1	66,2	66,1	1968	83,7	81,7	3,7	1969	26,5
Rapasensuo	Kuhmo	928	63,4	45,3	28,0	1968	62,5	39,1	3,5	1983	19,4
Komulansuo	Kuhmo	960	119,9	81,5	45,1	1970	51,7	37,0	3,7	1980	9,5
Lutja	Kuhmo	960	79,0	37,8	36,1	1978	105,3	63,9	3,5	1978	18,8
Käärmekorpi	Yli-Ii	1014	51,9	51,4	45,3	1967	36,7	35,8	2,5		0,0
Heininsuosalmi	Yli-Ii	1011	115,7	94,1	85,0	1967	60,0	57,7	3,4		0,0
Hämäläisneva	Vihanti	1034	38,0	29,8	29,8	1961	44,3	37,9	3,0		0,0
Lievonkangas	Vihanti	1035	24,7	13,3	13,3	1972	137,0	92,8	2,7	1989	8,0
Pilpasuo	Oulu	1019	147,8	65,3	48,1	1965	61,0	51,0	3,8		0,0
Tuppisuo	Oulu	1002	222,0	130,0	90,5	1974	35,9	10,3	3,8	1975	33,0
Isosuonräme	Oulu	1027	122,6	77,6	64,0	1938	50,8	46,6	3,4		0,0
Korpikosken-suo	Oulu	1016	55,0	36,0	36,0	1964	36,5	41,2	3,3		0,0
Ruostekorpi	Utajärvi	969	48,6	46,2	46,2	1966	15,2	13,9	3,6	1987	28,0
Ollinneva	Pyhäjoki	991	52,5	49,4	49,4	1956	50,2	55,3	3,6		0,0
Pöytäpuunneva	Pyhäjoki	994	58,2	36,2	28,8	1962	55,3	40,8	3,8		0,0
Prakunmaa	Keminmaa	976	146,0	82,9	75,3	1965	72,1	97,7	3,7		0,0
Mykkä	Keminmaa	973	78,5	29,0	23,6	1971	98,3	87,9	2,9		0,0
Kontionjänkä	Tornio	973	30,0	30,0	23,2	1970	104,4	83,4	3,5		0,0
Pörhälä	Tornio	971	28,8	24,5	22,2	1978	68,9	76,6	3,1		0,0

Lehtoja oli vain kahdella valuma-alueella ja niilläkin kyseisen ravinteisuusluokan osuus oli keskimäärin kolme prosenttia. Lehtomaisten kankaiden tai vastaavien soiden osuus oli keskimäärin runsaat viisi prosenttia, tuoreita kankaita ja vastaavia soita noin neljännes valuma-alueiden pinta-alasta. Kuivahkoja kankaita tai vastaavia soita oli noin 35 prosenttia ja kuivia kankaita sekä vastaavia soita runsaat 30 prosenttia. Karukkokankaita ja vastaavia soita oli noin neljä prosenttia ja kalliomaita noin puoli prosenttia valuma-alueiden pinta-alasta.

Valuma-alueiden turvemaapinta-alasta oli keskimäärin neljä prosenttia alkuperäiseltä suotyypiltään ruohoisia korpia tai vastaavia soita. Saraisia ja mustikkaisia korpia sekä ruohoisia rämeitä oli yhteensä keskimäärin noin 13 prosenttia. Saraisia ja vastaavan ravinteisuustason rämeitä oli kaikkiaan runsaat kolmannes valuma-alueiden soiden pinta-alasta. Aineistossa suotyyppijakauma oli painottunut karuhkoihin tyyppeihin, sillä isovarpuisia ja tupasvillaisia soita oli keskimäärin runsaat 45 prosenttia valuma-alueiden soista. Rahkaisia ja vastaavia karuja soita oli valuma-alueiden pinta-alasta keskimäärin runsaat neljä prosenttia. Valuma-alueiden suopinta-alasta oli ojitettu keskimäärin vajaa 95 prosenttia. Yhdellätoista alueella luonnontilaisen suon osuus oli yli viidennes valuma-alueen pinta-alasta. Ojitusalueista vajaa viidennes oli ojikkoasteella, noin kaksi kolmannesta muuttuma-asteella ja vajaa kymmenen prosenttia turvekankaita.

Valuma-alueen kasvupaikkatyyppi ja puusto arvioitiin soveltamalla silloisten metsälautakuntien TASO-metsäsuunnitelujärjestelmän maastotyöohjeita sekä atk-laskentamenetelmiä (Kinnunen ja Ärölä 1993, Tason käyttöohje 1994). Arviointi tehtiin maastossa linjoittaisena koeala-arviointina v. 1994.

Valuma-alueiden puuston keskitilavuus oli 72,3 m^3 ha^{-1}. Alueittain keskitilavuus vaihteli välillä 9—190 m^3 ha^{-1}. Valuma-alueiden pinta-alasta oli keskimäärin neljä prosenttia avointa tai vähäpuustoista, taimikoita 28,3 prosenttia, nuoria kasvatusmetsiä noin 40 prosenttia, varttuneita kasvatusmetsiä runsaat 17 prosenttia ja uudistuskypsiä metsiä keskimäärin kymmenen prosenttia.

2.2 Ojastot

Tämän tutkimuksen havaintoalueiden ojat oli kaivettu keskimäärin 25 vuotta ennen vedenlaadun seurannan aloittamista. Nuorin ojitus oli kahdeksan vuotta vanha ja vanhimmasta ojituksesta oli kulunut 54 vuotta. Vanhimmasta lannoituksesta oli kulunut 24 vuotta ja nuorin lannoitus oli tehty viisi vuotta ennen seurantajakson alkua.

Tutkimusalueiden ojien kunto kartoitettiin maastossa systemaattisella otannalla. Näytepisteet sijoitettiin ojalinjoille määrävälein, lähtöpisteenä laskuojassa sijaitseva vesinäytteenottopaikka. Koealaväli riippui ojitusalueen ojametrimäärästä. Tavoitteena oli, että aluetta kohti tulisi vähintään 100 näytepistettä. Kartoituksessa mitattiin ojien syvyys ja leveys sekä arvioitiin niiden kunto Keltikankaan ym. (1986) menetelmällä viiteen luokkaan (1 = hyvä, 5 = huono) 20 metrin matkalta näytepisteen molemmin puolin.

Ojista arvioitiin myös tukkeumien syy sekä ruohojen ja heinien, sarojen, tupasvillan, rahkasammalten, karhunsammalten, varpujen ja pensaiden peittävyys ojassa sekä kirjattiin muut huomionarvoiset seikat kuten syöpymät tai muut veden virtausolosuhteisiin vaikuttavat tekijät.

Ojien kunto oli keskimäärin luokkaa 3.5 (luokat 1—5). Ojien keskileveys oli 132 cm (aluekeskiarvot 52—211 cm) ja keskisyvyys oli 58 (34—86 cm).

Inventointihetkellä ojissa arvioitiin olevan yleisesti perkaustarvetta seuraavan kymmenen vuoden kuluessa. Kasvillisuus oli yleisin ojien huonokuntoisuuden ja tukkeumien syy. Rahkasammalten peittävyys vaihteli 4,7–81,4 prosenttiin (keskimäärin 47,9%). Karhunsammal oli samoin hyvin yleinen ojien tukkija, peittävyysosuuden ollessa keskimäärin 14 %. Sarojen peittävyys oli keskimäärin seitsemän prosenttia, tupasvillan *(Eriophorum vaginatum)* kuusi prosenttia sekä heinien ja ruohojen keskimäärin viisi prosenttia ojien kasvipeitteestä. Yleisimpiä ojaluiskia ja -pohjia peittäviä saroja olivat *Carex rostrata*, *C. rynchospora*, *C. canescens*, *C. lasiocarpa* sekä useimmiten ojaluiskissa esiintyvä *Carex globularis*. Yleisimpiä heiniä olivat *Calamagrostis purpurea*, *Deschampsia flexuosa*, *D. cespitosa*, *Molinia caerulea*, *Juncus sp.*, *Festuga rubra*, *Agrostis canina* sekä joskus myös *Phragmites sp.*, *Phalaris sp* ja *Poa sp.* Ruoholajeista voidaan mainita *Geranium sp.*, *Gymnocarpium sp.*, *Melampyrum sp.*, *Linnaea borealis*, ja *Equisetum sp.*

Sekä varpujen että pensaiden peittävyysosuus oli runsaat kolme prosenttia. Varvuista yleisimpiä olivat *Vaccinium vitis idaea*, *V. myrtillus*, *V. uliginosum*, *Ledum palustre*, *Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum*, *Betula nana* ja *Calluna vulgaris*. Pensaiksi luettiin kotimaisten lehtipuiden vesautuneet yksilöt (hieskoivu, rauduskoivu, lepät), pajut ja pienet kuusentaimet. Kasvipeitteettömän pinnan osuus ojissa oli keskimäärin vajaat kymmenen prosenttia.

2.3 Vesinäytteiden otto

Tutkimuksen vesinäytteet kerättiin kunnostusojituksen vaikutuksia koskevan tutkimuksen kalibrointijaksolla, jonka pituus vaihteli vuodesta noin kahteen ja puoleen vuoteen. Kaikkiaan analysoitiin n. 2800 näytettä. Ojitusaluetta kohti kerättyjen vesinäytteiden määrä vaihteli 16:sta 83:een riippuen kalibrointijakson pituudesta. Keskimäärin ojitusaluekohtaisia näytteitä oli 37.

Vesinäytteet otettiin yleensä viikoittain. Näytteenotto pyrittiin aloittamaan keväällä mahdollisimman varhain. Kevättulvien aikana näytteitä otettiin kaksi kertaa viikossa, tulvakauden jälkeen kerran viikossa. Viikoittainen näytteenotto kesti lumen tuloon ja ojien jäätymiseen saakka. Talvella näytteitä ei otettu.

Näytteet otettiin virtaavasta vedestä uoman keskikohdalta puolen litran muovipulloon. Näytteet postitettiin Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratorioon Tikkurilaan analysoitavaksi. Analysointia odottavat näytteet säilytettiin jääkaapissa + 5 asteen lämpötilassa.

2.4 Analyysit

Vesinäytteiden analyysit tehtiin Metsäntutkimuslaitoksessa yleisesti käytettävillä standardimenetelmillä (Jarva ja Tervahauta 1993). Näyte suodatettiin ja suodattimeen jäänyt kiintoaine punnittiin kuivatuksen (60 °C) jälkeen. Suodattimena käytettiin lasikuitusuodatinta, jonka huokoskoko oli 1,2 µm. Suodatetuista näytteistä määritettiin kokonaisfosfori, natrium, kalium, magnesium, kalsium, rikki, alumiini, rauta, ja boori. Määritys tehtiin ARL 3580 ICP plasmaemissiospektrofotometrillä (ICP). Kokonais- (N_{tot}), ammonium- (NH_4^+-N) ja nitraattityppi ($NO3^-$ -N) määritettiin spektrofotometrisesti Tecaton FIA-analysaatorilla. Veteen liuenneen orgaanisen aineksen määrä määritettiin aluksi kaliumpermanganaatin ($KMnO_4$) kulutuksena SFS 3036 menetelmällä ja vuoden 1992 alusta lähtien orgaanisen hiilen määränä (DOC) Shimadzu-hiilianalysaattorilla. Eri menetelmillä mitattujen orgaanisen aineksen pitoisuuksien välillä oli erittäin voimakas positiivinen korrelaatio (vrt. Kortelainen 1993a ja b). Kaliumpermanganaatin kulutuksena mitatut arvot muunnettiin Niemen (1993) tämän tutkimuksen näytteistä laskemalla yhtälöllä (1) liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) arvoiksi.

$$DOC = 0{,}164x + 3{,}2, \qquad (1)$$

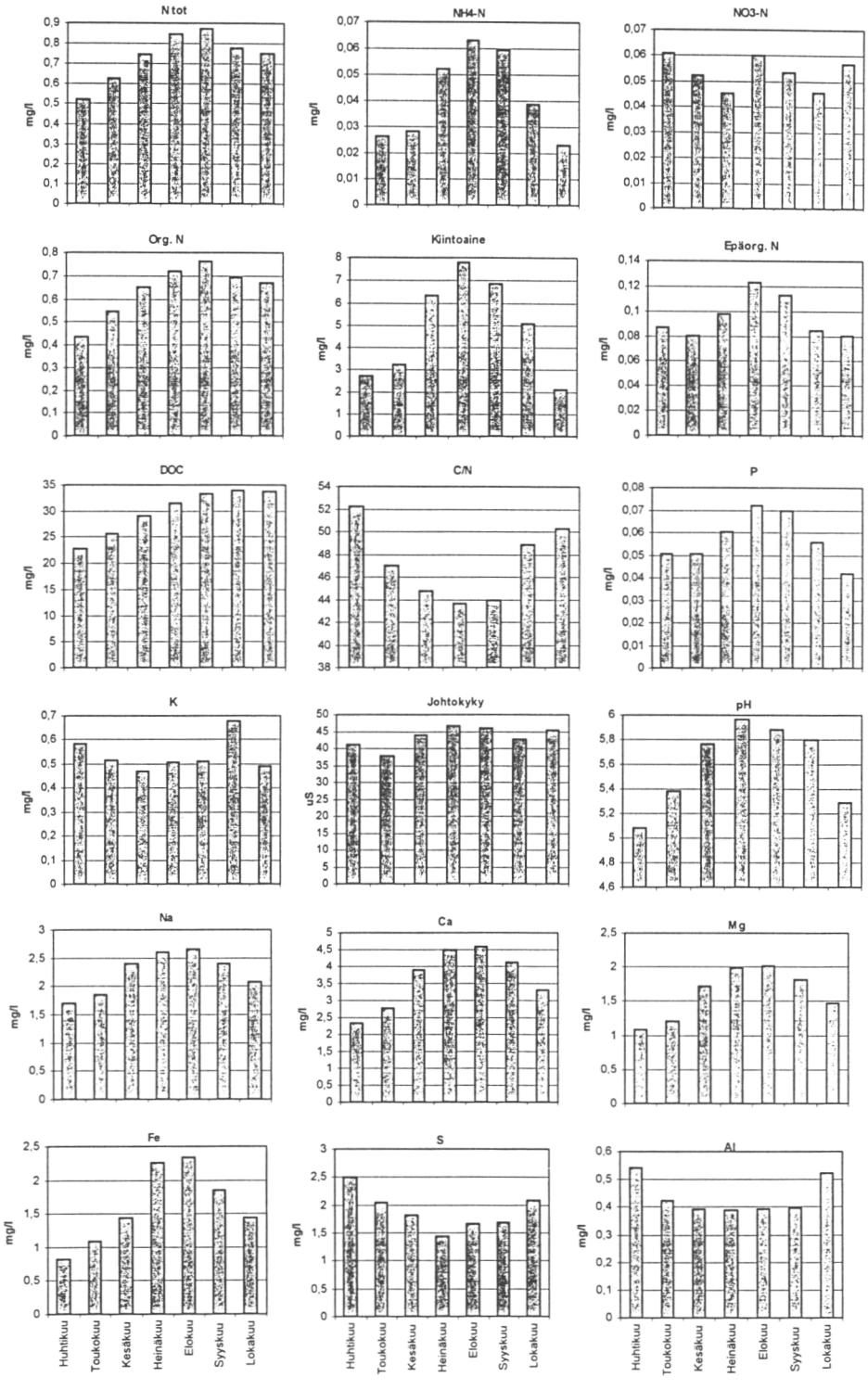
jossa x = $KMnO_4$-arvo

$r^2 = 0{,}978$

Lisäksi näytteistä määritettiin pH ja sähkönjohtavuus.

2.5 Valunnan estimointi

Valunnan suuruusluokka on arvioitu vuosina 1993—94, siis varsinaisen havaintojakson jälkeen, samoilta alueilta tehtyjen virtaamamittausten avulla (vrt. Joensuu y.m. 1999). Valuntaestimaatit jaksolle 21. huhtikuuta – 31. lokakuuta perustuvat näihin mittauksiin, ja vastaavat sade-ekvivalentteina 178 mm. Kuormituslaskelmissa on käytetty keskimääräisenä vuosivaluntana arvoa 280 mm, eli valunnan 1. päivästä marraskuuta 20. päivään huhtikuuta on arvioitu olevan keskimäärin 102 mm.



Kuva 2. Vanhoilta ojitusalueilta valuvan veden ravinnepitoisuuksien, kiintoainepitoisuuden ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden sekä pH:n, johtokyvyn ja hiili-typpisuhteen huhti-lokakuun kuukausikeskiarvot.

3 Tulokset

3.1 Valumaveden ravinne- ja kiintoainepitoisuuksien vaihtelu

3.1.1 Typpi

Kokonaistypen pitoisuuksien keskiarvo vaihteli alueittain välillä 0,220—2,022 mg l^{-1} ja mediaani välillä 0,210—1,790 mg l^{-1} (kuva 2). Pääosa huuhtoutuvasta typestä oli orgaanista typpeä. Ammonium- ja nitraattityppeä huuhtoutui vähän.

Ammoniumtypen alueittaiset keskiarvot vaihtelivat välillä 0,0—0,385 mg l^{-1}. Ammoniumtypen samoin kuin kokonaistypen suurimmat pitoisuusarvot esiintyivät heinä-elokuussa (kuva 2). Nitraattitypen alueittaisten keskiarvojen vaihtelu oli huomattavasti laajempaa, 0,0—1,207 mg l^{-1}. Nitraattitypen pitoisuuden vaihtelulla ei ollut selvää vuodenaikaista trendiä. Sekä ammonium-, että nitraattitypen pitoisuuksien jakauma oli vino, jolloin pieniä, lähellä nollaa olevia aluekeskiarvoja oli runsaasti ja suuria vain vähän (kuva 3). Kokonaistypen ja orgaanisen typen osalta alueet jakautuivat lähes normaalisti.

3.1.2 Fosfori

Suodatetuista näytteistä ICP:llä määritetyn totaalifosforipitoisuuden keskiarvo oli 0,056 mg l^{-1} ja mediaani 0,049 mg l^{-1}. Alueelliset keskiarvot vaihtelivat välillä 0,026-0,458 mg l^{-1} ja mediaanit välillä 0,024—0,486 mg l^{-1}, kuitenkin niin, että toiseksi suurin aluekeskiarvo oli 0,152 mg l^{-1}. Aluekeskiarvoissa arvo 0,1 mg l^{-1} ylittyi seitsemällä alueella 75:stä. Valumaveden fosforipitoisuus oli korkein keskikesän vähävetisenä kautena heinä-elokuussa. Fosforipitoisuus korreloi yleensä heikosti muiden ravinteiden pitoisuuksien ja aluetekijöiden kanssa.

Taulukko 2. Eri puolilla Suomea sijaitsevien 75 vanhan ojitusalueen valumavesien ravinnepitoisuudet, kiintoainepitoisuudet (SS), pH ja johtokyky. n = havaintojen lukumäärä, $\bar{x}$ = keskiarvo, s_d = keskihajonta, s = keskiarvon keskivirhe, x_{min} = havaintojen minimiarvo, x_{max} = havaintojen maksimiarvo, M_d = mediaani, Q_1 = alakvartiili, Q_3 = yläkvartiili. Kaikki pitoisuudet on ilmoitettu mg l^{-1}.

Aine	n	$\bar{x}$	s_d	s	x_{min}	x_{max}	M_d	Q_1	Q_3
Ntot	2820	0,738	0,386	0,0073	0,090	4,78	0,670	0,485	0,920
NH4+ -N	2820	0,042	0,115	0,0022	<0,007	1,76	<0,007	<0,007	0,033
NO3- -N	2821	0,058	0,199	0,0038	<0,002	3,92	0,016	<0,002	0,045
DOC	2820	29,79	13,1	0,236	3,1	92,1	23,7	16,7	32,8
SS	2818	4,90	7,85	0,148	<0,20	148	2,40	0,80	6,00
Johtok.	2820	43,2	24,3	0,457	10,3	232	37,2	28,0	50,1
pH	2821	5,61	1,01	0,019	3,29	8,58	5,54	4,81	6,35
Na	2815	2,25	1,69	0,032	0,137	48,8	1,79	1,32	2,74
K	2815	0,536	0,640	0,0121	<0,01	9,91	0,402	0,200	0,667
Ca	2815	3,65	3,93	0,074	0,455	43,5	2,52	1,75	3,90
Mg	2815	1,62	1,84	0,035	0,187	26,3	1,07	0,68	1,83
Al	2815	0,433	0,296	0,0056	<0,001	2,50	0,396	0,207	0,608
Fe	2815	1,59	1,42	0,0268	0,048	18,6	1,19	0,640	2,07
S	2815	1,89	1,94	0,0366	0,263	68,9	1,45	0,89	2,43
P	2815	0,056	0,0512	0,0001	<0,001	0,596	0,045	0,031	0,066
B	2815	0,0104	0,0093	0,0002	<0,001	0,116	0,0091	0,0048	0,0140

Pyhäselän Ruskeesuolla valumaveden korkea keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (0,458 mg l^{-1}) poikkesi selvästi muista alueista (kuva 3), ja oli noin kymmenkertainen normaaliin ojitusalueiden fosforipitoisuuskeskiarvoon verrattuna. Alue on paksuturpeinen ja alkuperäiseltä suotyypiltään pääosin tupasvillarämettä. Pintaturve on maatumatonta Er-S –turvetta, eli tyypillisesti sellaista turvetta, joka sisältää vähän rauta- ja alumiiniyhdisteitä, ja jonka kyky pidättää lannoitefosforia on erityisen heikko (Nieminen ja Jarva 1996). Aluetta on lannoitettu yhteensä kaksi kertaa vuosina 1970 ja 1985. Ensimmäisellä kerralla koko valuma-alue lannoitettiin NPK:lla. Viimeisestä lannoituksesta, jolloin lannoitettiin PK:lla runsas kolmannes valuma-alueesta, oli kulunut kuusi vuotta ennen veden laadun seurannan alkua.

3.1.3 Orgaaninen hiili, kiintoaine ja pH

Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden alueittaiset keskiarvot vaihtelivat välillä 6,88—49,07 mg l^{-1}. Orgaanisen hiilen pitoisuus oli pienin kevään tulvakaudella ja kasvoi asteittain koko sulan maan kauden ajan. Orgaanisen hiilen pitoisuus korreloi positiivisesti orgaanisen typen pitoisuuden kanssa ($p<0,01$).

Kiintoainepitoisuuden keskiarvo oli 4,90 mg l^{-1} ja alueittaiset keskiarvot vaihtelivat välillä 0,91—13,14 mg l^{-1}. Koko aineiston mediaani oli 2,40 mg l^{-1}, ja kiintoainepitoisuuden alueittaisten keskiarvojen jakauma vino. Kiintoainepitoisuus oli suurin heinäkuussa (7,77 mg l^{-1}). Pienimmät kiintoainepitoisuuden keskiarvot esiintyivät lokakuussa (2,13 mg l^{-1}) ja huhtikuussa (2,68 mg l^{-1}), eli aikoina, jolloin valunta oli suhteellisen voimakasta.

Valumaveden keskimääräinen pH oli 5,61. Alueittaiset keskiarvot vaihtelivat välillä 3,89—7,63 ja jakautuivat lähes normaalisti. Valumaveden pH oli alhaisimmillaan huhtikuussa (5,08) ja korkeimmillaan heinäkuussa (5,95).

3.1.4 Alumiini ja rauta

Alumiinipitoisuuden keskiarvo oli 0,45 mg l^{-1} ja alueittaiset keskiarvot vaihtelivat välillä 0,04—1,19 mg l^{-1}. Vastaavat rautapitoisuuden arvot olivat 1,6 mg l^{-1} ja 0,14—4,49 mg l^{-1}. Suurimmat alumiinipitoisuudet esiintyivät huhtikuussa ja lokakuussa voimakkaan valunnan aikana, suurimmat rautapitoisuudet sen sijaan heinä-elokuussa. Alumiinipitoisuus korreloi negatiivisesti pH-arvon kanssa ($p<0,05$).

3.2 Kuormitus

Kiintoaine- ja ravinnekuormitus on arvioitu keskimääräisen kuukausivirtaaman ja keskimääräisten ainepitoisuuksien tulona. Huhtikuun kuormitus on virtaama-aineiston puutteellisuuden johdosta laskettu vain kymmenen päivän ajalta. Tutkimusjakson keskimääräiset kuukausivirtaamat vastaavat n. 178 mm valuntaa, eli vuosivalunnasta n. 100 mm jää havaintojaksojen ulkopuolelle. Seuraavissa vuosikuorma-arvioissa vuosivalunnaksi on oletettu 280 mm. Talvikauden kuormitus on arvioitu käyttämällä huhtikuun ja lokakuun kuukausikeskiarvojen keskiarvoa.

Kiintoainetta huuhtoutui tutkimuksen valuma-alueilta keskimäärin runsaat seitsemän kiloa hehtaarilta sulan maan kaudella, mikä merkitsee vuosikuormana noin 9.7 kiloa hehtaarilta (taulukko 3). Kokonaistypen vuosikuorma oli keskimäärin vajaat 2 kg hehtaarilta. Kuormitus painottui kevään ja syksyn voimakkaan virtaaman jaksoille. Pääosa typestä oli orgaanista typpeä. Liuenneen orgaanisen hiilen (humus) kuormitus oli sulanmaan kaudella 51 kg ha^{-1} ja vuosikuorma arviolta 80 kg ha^{-1}. Fosforia näytti vuodessa huuhtoutuvan keskimäärin 0.14 kg ha^{-1}. Kaliumia huuhtoutui vuodessa 1.5 kg ha^{-1}, natriumia 5.7 kiloa, magnesiumia 3.9 kiloa ja kalsiumia keskimäärin 8.8 kiloa hehtaarilta. Valumaveden alumiinipitoisuus on suurimmillaan keväällä ja syksyllä, jolloin myös virtaamat ovat suuria. Keskimäärin alumiinia huuhtoutui vuodessa 1.4 kg. Valumaveden rautapitoisuus oli suurin keskikesällä, mutta sitäkin huuhtoutui eniten keväällä ja syksyllä. Keskimäärin raudan vuosikuorma arvioitiin 3.6 kiloksi valuma-alueen hehtaarilta.

Taulukko 3. Vanhoista ojastoista valuvien vesien sisältämät typen, orgaanisen aineen ja kiintoaineen keskimääräiset kuukausi- ja vuosikuormat. Jaksolla 1.11.-20.4., jolta havainnot puuttuvat, kuormitusarviossa on käytetty valunnan arvona 100 mm ja pitoisuutena huhti- ja lokakuun pitoisuuksien aritmeettista keskiarvoa.

Kuukausi	Valuma	Ntot	NH4-N	NO3-N	Org. N	Epäorg. N	DOC	Kiinto-aine
	$l\ s^{-1}\ ha^{-1}$				$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$			
21.- 30.4	0,408	0,18	0,009	0,022	0,15	0,031	8,0	0,96
Toukokuu	0,173	0,28	0,013	0,024	0,25	0,036	11,5	1,45
Kesäkuu	0,071	0,14	0,010	0,008	0,12	0,018	5,3	1,16
Heinäkuu	0,049	0,11	0,008	0,008	0,09	0,016	4,0	0,99
Elokuu	0,074	0,17	0,011	0,010	0,15	0,022	6,4	1,31
Syyskuu	0,047	0,09	0,005	0,006	0,08	0,010	4,1	0,62
Lokakuu	0,138	0,27	0,008	0,020	0,24	0,029	12,0	0,76
1.11.- 20.4.	0,068	0.62	0,026	0,060	0,56	0,086	28,9	2,47
Yhteensä		1,86	0,088	0,158	1,65	0,160	80.4	9,71

Taulukko 4. Vanhoista ojastoista valuvien vesien sisältämät natriumin, kaliumin, kalsiumin, magnesiumin, alumiinin, raudan, rikin ja fosforin keskimääräiset kuukausi- ja vuosikuormat. Jaksolla 1.11.-20.4, jolta havainnot puuttuvat, on käytetty valunnan arvona 100 mm ja pitoisuutena huhtikuun ja lokakuun pitoisuuksien aritmeettista keskiarvoa.

Kuukausi	Virtaama	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	S	P
	$l\ s^{-1}\ ha^{-1}$					$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$			
21.- 30.4.	0,408	0,60	0,206	0,83	0,38	0,192	0,29	0,88	0,018
Toukokuu	0,173	0,84	0,232	1,24	0,54	0,190	0,49	0,92	0,023
Kesäkuu	0,071	0,44	0,086	0,71	0,32	0,072	0,26	0,33	0,011
Heinäkuu	0,049	0,33	0,065	0,57	0,25	0,049	0,29	0,18	0,009
Elokuu	0,074	0,51	0,098	0,88	0,39	0,075	0,45	0,32	0,013
Syyskuu	0,047	0,29	0,082	0,50	0,22	0,048	0,22	0,20	0,007
Lokakuu	0,138	0,74	0,176	1,19	0,53	0,186	0,51	0,75	0,015
1.11.- 20.4.	0,068	1,93	0,550	2,89	1,31	0,547	1,14	2,35	0,047
Yhteensä		5,67	1,494	8,81	3,93	1,360	3,65	5,94	0,143

4 Tulosten tarkastelu

Yleensä hydrologisissa tutkimuksissa on totuttu vähintään kolmesta viiteen vuoteen kestäviin tutkimusjaksoihin, jolla pyritään vähentämään yksittäisten vuosien satunnaisuuden vaikutusta valunta-arvioihin sekä parantamaan tulosten ajallista yleistettävyyttä (Ahtiainen 1990). Tässä tutkimuksessa pyrittiin valunnan ajallisen edustavuuden asemesta ainepitoisuuksien alueelliseen edustavuuteen. Sen mukaisesti seurantajakso oli verrattain lyhyt, lyhimmillään vajaa vuosi ja pisimmillään kolme vuotta, mutta seuranta-alueita normaalia enemmän.

Kuntoluokituksen mukaan ojien keskimääräinen kunto oli tyydyttävää tai melko huonoa tasoa, eli keskimäärin samaa tasoa kuin Keltikankaan ym. (1986) vastaavanikäisillä ojitusalueilla tekemässä tutkimuksessa.

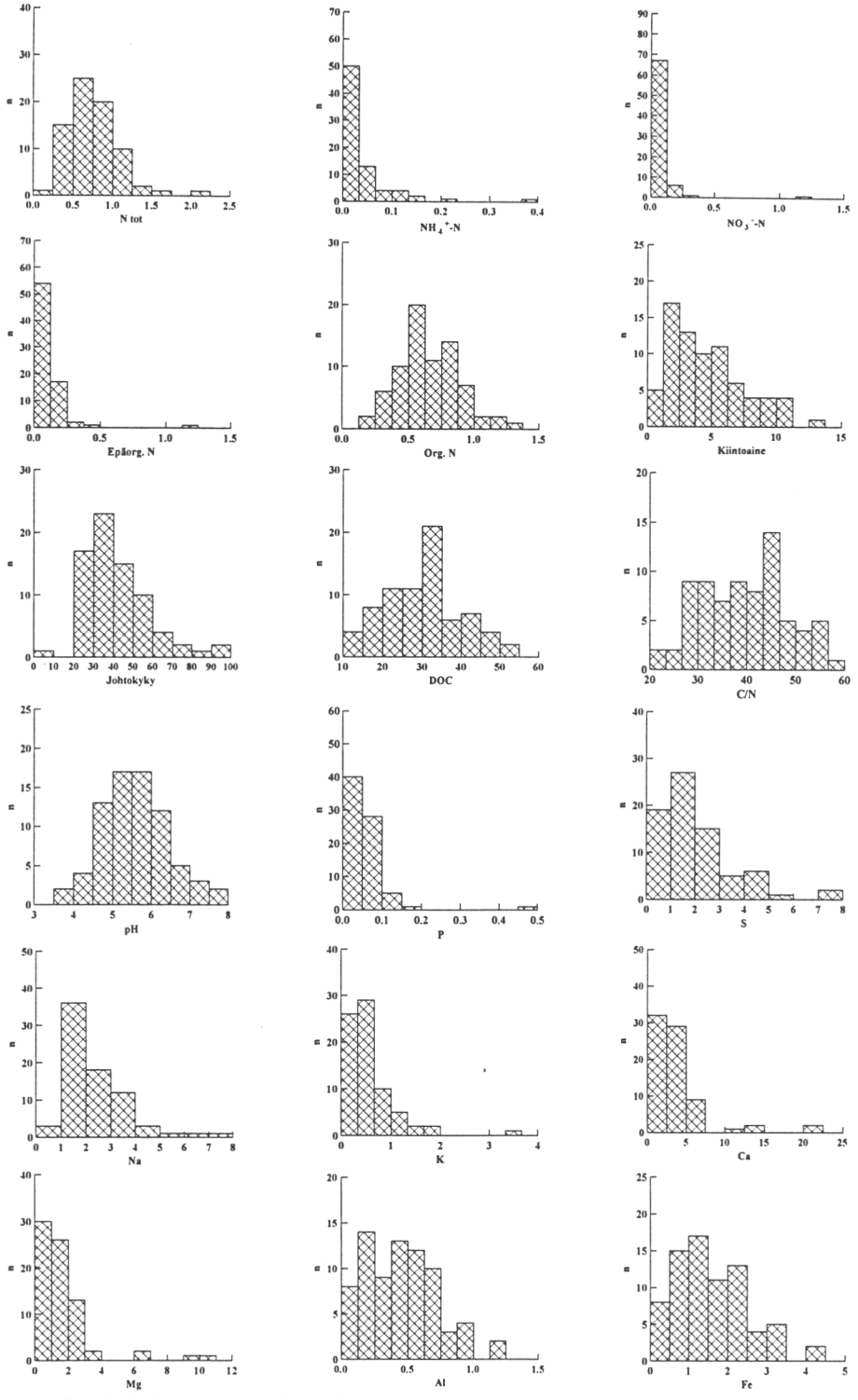
Kokonaistypen ja nitraattitypen pitoisuudet olivat keskimäärin samaa suuruusluokkaa ja ammoniumtypen pitoisuus keskimäärin pienempi kuin Saukkosen ja Kortelaisen (1995) n.s. pienten valuma-alueiden suovaltaisilta kohteilla, joiden pinta-ala oli keskimäärin 1490 hehtaaria ja turvemaiden osuus niillä 52.4%. Nyt käsillä olevan tutkimuksen valuma-alueet olivat kertaluokkaa pienempiä: kaikkien 75 valuma-aluen yhteispinta-ala on 56 km^2 eli sama kuin Saukkosen ja Kortelaisen (1995) suurimman yksittäisen valuma-alueen. Kenttämiehen (1980, 1981) vanhoilta ojitusalueilta mittaamat kokonaistypen arvot olivat vain vähän pienempiä kuin tässä tutkimuksessa. Toisaalta Kenttämiehen pitoisuudet eivät olennaisesti poikenneet ojittamattomilta soilta mitatuista arvoista (0,427—518 mg l^{-1}). Ruotsalaisissa

tutkimuksissa käsittelemättömiltä suovaltaisilta alueilta peräisin olevan valumaveden kokonaistyppipitoisuudet vaihtelivat välillä 0,3—0,6 mg l^{-1} (Bergquist ym. 1984, Lundin 1992). Luonnontilaisten purojen kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtyppipitoisuudet olivat Nurmes-tutkimusalueilla pienempiä (Ahtiainen 1990, Ahtiainen y.m. 1995) kuin tämän tutkimuksen vanhoilla ojitusalueilla.

Luonnontilaisilla soilla valumaveden fosforipitoisuus on keskimäärin noin 0,020 mg l^{-1} (Kenttämies 1980). Tässä tutkimuksessa, jonka valuma-alueilla turvemaiden osuus pinta-alasta oli keskimäärin 57%, keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (0,056 mg l^{-1}) oli korkeampi kuin esimerkiksi Saukkosen ja Kortelaisen (1995) esittämä kokonaisfosforipitoisuus (0,028 mg l^{-1}, vaihteluväli 0,014—0,040). Rekolaisen (1989) pieniltä metsäisiltä valuma-alueilta havaitsemat kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat 0,018—0,063 mg l^{-1} ja Nurmes-tutkimuksen luonnontilavaiheen pitoisuusvaihtelu oli 0,012—0,033 mg l^{-1} (Ahtiainen ja Huttunen 1995). Kenttämies (1981) on mitannut nuorilta lannoitetuilta ojitusalueilta yhtä korkeita keskimääräisiä fosforipitoisuuksia kuin tässä tutkimuksessa. Tulokseen vaikuttaakin todennäköisesti, että runsas puolet tämän tutkimuksen seuranta-alueista oli lannoitettu tutkimuksen aloitusta edeltäneen runsaan kahden vuosikymmenen aikana. Lannoituksen vaikutus ojitusalueiden fosforihuuhtoutumaan kestää vähintään 5—10 vuotta (Kenttämies 1981), joskus pitempäänkin (Ahti 1983, Nieminen ja Ahti 1993).

Vanhat ojitusalueet ja luonnontilaiset suot eivät olennaisesti poikkea toisistaan humuksen huuhtoutumisen suhteen (Heikurainen ym. 1978, Kenttämies 1981, Sallantaus 1994). Keskimääräinen liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus oli aineistossamme samaa tasoa kuin Kenttämiehen ja Laineen (1984) Pohjois-Hämeessä luonnontilaiselta suolta mittaama. Lundinin (1988) mukaan suon osuuden lisääntyminen valuma-alueen pinta-alasta lisää muun muassa orgaanisen hiilen pitoisuutta. Saukkonen ja Kortelainen (1995) ovat todenneet saman ns. pienten valuma-alueiden aineistosta. Toisaalta orgaanisen hiilen pitoisuudet eivät ole lisääntyneet vesistöissä runsaiden ojitusmäärien aikana (Laaksonen ja Malinen 1980, 1984). Jokivesien orgaanisen aineen pitoisuuksien on jopa todettu pienentyneen ojitustoiminnan seurauksena (Hynninen 1988). Tässä aineistossa orgaanisen hiilen pitoisuus korreloi positiivisesti orgaanisen typen pitoisuuden (vrt. Kortelainen ja Saukkonen 1998) kanssa.

Tämän aineiston valumavesien kiintoainepitoisuuden keskiarvo 4,9 mg l^{-1} ja mediaani 2,4 mg l^{-1} vastaavat hyvin muissa tutkimuksissa saatuja arvoja. Esimerkiksi Kenttämiehen (1987) Pohjois-Hämeessä ja Pohjois-Pohjanmaalla mittaamilla vanhoilla ojitusalueilla (ojituksesta kulunut 20—40 v) kiintoainepitoisuuden vaihtelu oli 5,08—9,24 mg l^{-1}. Luonnontilaisilta soilta mitattujen kiintoainepitoisuuksien arvot vaihtelivat Kenttämiehen aineistossa 3,32—7,78 mg $^{-1}$, eivätkä keskiarvot poikenneet tilastollisesti vanhojen ojitusalueiden vastaavista keskiarvoista. Myös nk. pienten valuma-alueiden suovaltaisten (suon osuus yli 35 %) alueiden (Saukkonen ja Kortelainen 1995, Kortelainen ym. 1997) kiintoainepitoisuudet (ka. 3,5 mg l^{-1}) vastaavat tämän tutkimuksen kiintoainepitoisuuksien arvoja. Kyseisillä pienillä valuma-alueilla oli tehty erilaisia metsätaloustoimenpiteitä, kuten ojituksia, lannoituksia, hakkuita ja maanmuokkausta seurantajakson aikana. Nurmes-tutkimuskohteilla mitattujen luonnontilaisten purovesien kiintoainepitoisuudet olivat sen sijaan alhaisempia kuin tässä tutkimuksessa mitatut (Ahtiainen 1988, 1990, Ahtiainen ja Huttunen 1995).



Kuva 3. Vanhoilta ojitusalueilta valuvan veden ravinnepitoisuuksien, kiintoainepitoisuuden ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuden sekä pH:n, johtokyvyn ja hiili-typpisuhteen alueittaisten keskiarvojen jakaumat.

Kiintoainepitoisuuden maksimin ajoittuminen keskikesään johtunee orgaanisen karikkeen konsentraation kasvusta aikana jolloin valunta on vähäistä (myös Kenttämies ja Laine 1984, Kenttämies 1987). Vanhoilla ojitusalueilla valumaveden kiintoaine olisi näin kesän alivalumakaudella pääosin orgaanista kariketta ja kevään ja syksyn ylivalumakausien aikana ojaeroosioainesta.

Tämän tutkimusaineiston valumavesien alueittaiset pH-keskiarvot vaihtelivat välillä 3,9—7,1, yksittäiset arvot välillä 3,3—8,6. pH-arvot olivat korkeimmillaan heinä-elokuussa ja alhaisimmillaan huhti- ja lokakuussa. Vastaava vaihtelu on todettu Nurmes-tutkimuksessa luonnontilaisten purojen osalta (Ahtiainen 1990). Heikuraisen ym. (1978) vanhoilta ojitusalueilta ja luonnontilaisilta soilta mittaamat valumavesien pH-arvot vastaavat tämän tutkimusaineiston keskimääräistä tasoa. Samoin vesihallinnon pieniltä suovaltaisilta valuma-alueilta (Saukkonen ja Kortelainen 1995) mitatut valumaveden pH-arvot (ka. 5,8) vastaavat tämän tutkimuksen keskiarvoja. Emäskationien ja pH-arvon välillä oli voimakas positiivinen korrelaatio. Orgaanisen hiilen pitoisuuden ja pH-arvon välillä oli negatiivinen korrelaatio. Vastaava emäskationien, orgaanisen hiilen ja pH-arvon välinen yhteys on todettu pienten valuma-alueiden suovaltaisten alueiden valumavesistä (Saukkonen ja Kortelainen 1995, Kortelainen ym. 1997).

Useissa tutkimuksissa on todettu, että suovaltaisten alueiden valumavedet ovat happamampia kuin vastaavat kivennäismaavaltaisilta tulevat vedet (Rekolainen 1989, Ahtiainen 1990, Saukkonen ja Kortelainen 1995, Kortelainen ja Saukkonen 1998). pH-arvon mediaani (5,54) oli vähän alhaisempi kuin pienten valuma-alueiden metsänhoitotoimenpitein käsiteltyjen suovaltaisten alueiden valumavesien (5,8), mutta korkeampi kuin luonnontilaisen Kruunuojan pH-havaintojen mediaani (4,5). Kivennäismaavaltaisten pienten valuma-alueiden vastaava pH-arvojen mediaani oli 6,4 (Saukkonen ja Kortelainen 1995).

Saukkosen ja Kortelaisen (1995) esittämä raudan keskimääräinen pitoisuus (1,9 mg l^{-1}) on vähän suurempi kuin tässä tutkimuksessa. Nurmes-tutkimuksen suovaltaisilta alueilta mitatut valumavesien rautapitoisuudet vastasivat tämän tutkimuksen arvoja (Ahtiainen 1990). Sen sijaan kivennäismaavaltaisilla pienillä valuma-alueilla mitatut rautapitoisuuden arvot (Saukkonen ja Kortelainen 1995) ovat selvästi pienempiä kuin tämän tutkimuksen rautapitoisuudet. Ahtiaisen (1990) mittaamat luonnontilaisten purovesien samoin kuin Lundinin (1992) Keski-Ruotsissa saraiselta suolta mittaamat alumiinipitoisuudet olivat keskimäärin pienempiä kuin tässä tutkimuksessa mitatut arvot.

Tässä aineistossa vesinäytteet otettiin ojitusaslueiden valtaojista, mikä saattaa osittain selittää ravinteiden ja kiintoaineen korkeamman pitoisuustason verrattuna esimerkiksi pienten valuma-alueiden valumaveden vastaaviin pitoisuuksiin. Näin ojituksen vaikutus saattaa näkyä selkeämmin kuin vesihallinnon pienillä valuma-alueilla, joilla metsätaloustoimenpiteiden ja näytteenottopisteen väliset etäisyydet saattoivat olla pitkiäkin, jolloin pitoisuusvaikutukset todennäköisesti laimenivat (Saukkonen ja Kortelainen 1995).

Aineistomme perusteella reheviltä ojitusalueilta huuhtoutuu enemmän typen yhdisteitä, kiintoainetta ja emäskationeja kuin keskimääräistä karummilta kohteilta, mutta vähemmän fosforia. Fosforin huuhtoutuminen karuista suometsistä johtuu todennäköisimmin lannoituksista ja rahkaturpeen heikosta fosforinsitomiskyvystä (Nieminen ja Jarva 1996).

Kirjallisuus

Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. Commun. Inst. For. Fenn. 111: 1.20.

Ahti, E. 1987. Water balance of drained peatlands on the basis of water table simulation during the snowless period. Seloste: Ojitettujen soiden vesitaseen arvioiminen lumettomana aikana pohjavesipinnan simulaatiomallin avulla. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 141:1—64.

Ahti, E., Joensuu, S. & Vuollekoski, M. 1995. Laskeutusaltaiden vaikutus kunnostusojitusalueiden kiintoainehuuhtoutumaan. Teoksessa: Sari Saukkonen & Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta Metve-projektin loppuraportti, Suomen ympäristö 2 – ympäristönsuojelu, 139—155.

Ahtiainen, M. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on water quality in the Nurmes-study. Proceedings of the International Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions Joensuu, Finland 6—8 June, 1988. Vol. 1, 206—219.

Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 45, 1—122.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesienlaatuun ja kuormaan. Teoksessa: Sari Saukkonen & Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta Metve-projektin loppuraportti, Suomen ympäristö 2 – ympäristönsuojelu, 33—50.

Berquist, B., Lundin, L. & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Siksjöbäcksomrodet. Forskningsrapport Nr 9. Limnologiska Inst. Uppsala. B4, 1—27.

Heikurainen, L., Kenttämies, K. & Laine, J. 1978. The environmental effects of forest drainage. Tiivistelmä: Metsäojituksen ympäristövaikutukset. Suo 29, 3—4: 49—58.

Hynninen, P. 1988. Veden laadun kehityksestä Kiiminkijoessa vuosina 1971—1985. Summary:

Changes in water quality in the River Kiiminkijoki in 1971—1985. Vesi- ja ympäristöhallinnin julkaisuja 25, 1—73.

Jarva, M. & Tervahauta, A. 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 477:1—171.

Joensuu, S., Ahti, E., and Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. Boreal Environmental Research 4: ( ). In press.

Keltikangas, M., Laine, J., Puttonen, P. & Seppälä, K. 1986. Vuosina 1930—1978 metsäojitetut suot: ojitusalueiden inventoinnin tuloksia. Summary: Peatlands drained for forestry during 1930—1978: results from field surveys of drained areas. Acta For. Fenn. 193: 1—94.

Kenttämies, K. 1980. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins. Proceedings of the Helsinki Symposium, June 1980. IAHS – AISH Publ. 130, 277—284.

Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Publications of the Water Research Institute National Board of Waters, Finland, 43 24—31.

Kenttämies, K. 1987. Metsäojituksen ja metsänlannoituksen vaikutus valumaveden ominaisuuksiin. Julkaisematon moniste. 34 s. Helsingin yliopiston limnologian laitos.

Kenttämies, K. & Laine, J. 1984. The effects on water quality of forest drainage and phosphate fertilization in a peatland area in Central Finland. Proceedings of the 7th International Peat Congress Dublin, Ireland 18—23 June 1984, Vol 3, 342—354.

Kinnunen, S. & Ärölä, E. 1993. Maastotyöopas. Julkaisematon moniste. Metsäkeskus Tapio. 51 s.

Kortelainen, P. 1993a. Content of total organic carbon in Finnish lakes and its relationship to catchment characteristics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1477—1483.

Kortelainen, P. 1993b. Contribution of organic acids to the acidity of Finnish lakes.
Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland 13, 1—48.

Kortelainen, P., Saukkonen, S. & Mattsson T. 1997. Leaching of nitrogen from forest catchments in Finland. Global Biochemical Cycles, Vol. 11, 4, 627—638.

Kortelainen, P & Saukkonen, S. 1998. Leaching of nutrients, organic carbon and iron from Finnish forestry land. Water, Air, and Soil Pollution 105: 239—250.

Laaksonen, R. & Malinen, V. 1980. Vesistöjen veden laadun muutoksista vuosina 1962—1977. Vesihallitus. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 36: 1—70.

Laaksonen, R. & Malinen, V. 1984. Changes in water quality in Finnish lake water during the period 1968—1983. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, 57: 52—58.

Lundin, L. 1988. Impacts of drainage for forestry on runoff and water chemistry. Proceedings of the International Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions, Joensuu, Finland 6—8 june 1988. Suomen Akatemian julkaisuja 4/1988, Vol. 1, 197—205.

Lundin, L. 1992. Hydrology and hydrochemistry at subbains of a large sedge fen watershed and effects of drainage and peat-winning. Proceedings of the 9th International Peat Congress Uppsala Sweden 22—26 June 1992. Vol 1, 143—157.

Niemi, M. 1993. Orgaanisen aineen määrittäminen suovesistä. Julkaisematon moniste. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, 50 s + liitteet.

Nieminen, M. & Ahti, E. 1993. Talvilannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen karulta suolta. Folia Forestalia 814:1—22.

Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 11:321—326.

Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. Biometria. Toinen korjattu painos. 569 s. Yliopistopaino.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19,2: 95—107.

Saukkonen, S. & Kortelainen P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. Teoksessa: Sari Saukkonen ja Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2 – ympäristönsuojelu, 15—32.

Sallantaus, T. 1994. Response of leaching from mire ecosystems to changing climate. Teoksessa: (M. Kanninen ja P. Heikinheimo toim.) The Finnish Research Programme on Climate Change, Second Prog. Rep. Publ. Acad. Finland 1, 291—296.

Tason käyttöohje. 1994. Julkaisematon moniste. Metsäkeskus Tapio. 173 s.

Kunnostusojituksen vaikutus metsäojitusalueiden valumaveden kemiallisiin ominaisuuksiin

Erkki Ahti, Samuli Joensuu ja Martti Vuollekoski

1 Johdanto ja tavoite

Uudisojituksen supistuttua viime vuosina alle 10 000 hehtaariin vuodessa kunnostusojituksesta on tullut metsäojituksen päätoimintamuoto. 1990—97 vuotuinen kunnostusojituspinta-ala oli keskimäärin n. 75 000 hehtaaria (Metsätilastollinen vuosikirja 1998).

Kunnostusojituksen on arvioitu vaikuttavan vesistöihin kohdistuvaan kuormitukseen samansuuntaisesti kuin uudisojituksen, jonka tiedetään lisäävän erityisesti kiintoaineen huuhtoutumista (Heikurainen ym. 1978, Kenttämies 1980, Kenttämies ja Laine 1984). Kunnostusojituksen tiedetään lisänneen kiintoaineen lisäksi valumaveden kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin, ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuuksia, kohottaneen pH-arvoa ja alentaneen selvästi valumaveteen liuenneen orgaanisen aineen pitoisuutta (Ahti ym. 1995a). Mannisen (1995) mukaan liuenneen orgaanisen aineen pitoisuus ei kunnostusojituksen vaikutuksesta oleellisesti muuttunut, sen sijaan kiintoaineen, kokonaisfosforin, kokonaistypen, ammoniumtypen ja nitraattitypen kuormitus kasvoivat selvästi. Mannisen (1995) toimenpidealueella Ruununsuolla totaalifosforin ja myös totaalitypen huuhtoutuminen kytkeytyivät kiintoaineen huuhtoutumiseen.

Kunnostusojituksen aiheuttamat hydrologiset muutokset eivät ole olleet samaa suuruusluokkaa kuin uudisojituksen (Ahti ym. 1995a, Ahti ym. 1995b, Manninen 1995). Kunnostusojituksen vaikutuksesta karuhkojen rämeiden pohjavesipinta laskee n. 10 cm (Ahti ja Päivänen 1997), puustoisemmilla ojitusalueilla todennäköisesti vähemmän. Tyhjenemisvalunnan (15—30 mm) loputtua vesitase lienee kohdealueen puuston määrästä riippuen lähes samanlainen kuin ennen kunnostusojitusta: haihdunta tapahtuu edelleen lähes kokonaan latvuskerroksesta, ja ylivirtaamat ovat erityisesti ojanperkausten jälkeen ennallaan. Suurimmat hydrologiset muutokset olisivat näin alivirtaamien kasvu ja vesivaraston suurentunut vaihtelu. Suuripuustoisilla turvemailla hydrologinen muutos on todennäköisesti pienempi kuin pienipuustoisilla.

Myös tässä tutkimuksessa kunnostusojituksen aiheuttaman kuormituksen katsotaan kytkeytyvän suuremmassa määrin ainepitoisuuksien kuin virtaaman muutoksiin. Tässä tutkimuksessa tavoitteena on laajalla otoksella selvittää, millaisia muutoksia kunnostusojitus aiheuttaa valumaveden kemiallisiin ominaisuuksiin ja eri aineiden ominaiskuormitukseen.

2 Menetelmät ja aineisto

2.1 Tutkimusalueet

Vuosina 1990—92 aloitettiin valumavesien kalibrointiseuranta 40 kunnostusojituskohteella eri puolilla Suomea (Joensuu ym 1999b). Samanaikaisesti vesinäytteitä otettiin 33 vertailualueelta. Kunnostusojitus toteutettiin 1—2 kalibrointivuoden jälkeen. Ojastoihin rakennettiin laskeutusaltaat, joiden vaikutuksista kiintoainepitoisuuksiin on raportoitu erikseen (Joensuu ym. 1999a).

Tutkimuksen kohteena olleiden 40 valuma-alueen ominaisuuksia on koottu taulukkoon 1.

Taulukko 1. Tutkimuksessa seurattujen valuma-alueiden ominaisuuksia ja tunnuslukuja vuosina 1990—1994 tehtyjen maastoinventointien perusteella. Lannoituksia koskevat tiedot perustuvat metsäkeskusten toteuttamiin ja tiedossa oleviin metsänparannussuunnitelmien toteutustietoihin.

Alueen nimi ja sijaintikunta	Valuma-alueen pinta-ala, ha	Turve-maata, ha	Ojitus-aluetta, ha	Ojitus-vuosi	Kunnostus-ojituspinta-ala, ha	Puuston keski-tilavuus, $m^3\ ha^{-1}$	Lannoi-tus-vuosi
Sepänsuo, Pertteli	62,4	19,6	17,8	1969	13,4	90,3	1975
Asunsuo, Kiikala	104,4	27,4	27,4	1967	Vert.alue	94,3	1972
Kaulanperä, Karinainen	33,4	15,9	14,9	1956	13,9	190,0	
Puistovuori, Karinainen	21,9	9,4	9,4	1956	Vert.alue	173,5	
Isosuo, Laitila	54,7	26,5	25,0	1967	25,1	83,8	1972
Sundgreninsuo, Laitila	72,9	20,4	17,0	1968	Vert.alue	136,2	1972
Vuohensuo, Yläne	65,4	28,4	28,4	1965	28,4	43,4	1971
Kroopinsuo, Yläne	174,6	60,2	59,4	1966	Vert.alue	39,0	1971
Pitkäneva, Kankaanpää	44,0	20,3	20,3	1964	20,3	75,3	1973
Varpuneva, Kankaanpää	48,0	19,3	19,3	1978	Vert.alue	57,2	1985
Hirsisuo, Noormarkku	133,5	42,3	38,0	1965	16,1	93,2	
Paloneva, Karvia	31,3	30,2	30,2	1964	29,2	46,8	1970
Alkkia, Karvia	79,0	65,7	48,3	1965	17,4	28,0	1977
Välisalonneva, Karvia	53,8	47,2	47,1	1978	Vert.alue	50,5	
Porrasneva, Kihniö	42,9	36,3	34,6	1969	19,5	51,9	1971
Peltomaa, Kihniö	13,3	9,6	9,6	1973	Vert.alue	47,5	1974
Kirkonneva, Hämeenkyrö	86,1	72,5	70,2	1956	24,7	88,4	
Teerineva, Hämeenkyrö	110,1	87,5	86,7	1961	Vert.alue	52,9	
Pottisuo, Orimattila	75,2	35,7	35,7	1968	35,7	110,6	1969
Majasuo, Orimattila	46,8	21,5	21,5	1973	Vert.alue	66,9	1985
Liisansuo, Vehkalahti	177,0	78,1	78,1	1969	36,4	115,9	1972
Homeperseensuo, Vehkalahti	98,6	26,9	24,3	1965	Vert.alue	93,9	
Ruskeesuo, Pyhäselkä	24,8	24,8	24,8	1964	24,8	96,5	1970
Alaräme, Pyhäselkä	59,8	30,6	28,5	1964	25,8	86,5	1978
Mäntylä, Pyhäselkä	22,5	21,6	21,6	1967	Vert.alue	72,4	1983
Purnukorpi, Kiihtelysvaara	100,2	48,8	46,9	1968	25,3	61,4	1970
Laineensuo, Kiihtelysvaara	54,6	40,5	32,0	1974	Vert.alue	68,5	
Mantilansuo, Punkaharju	64,1	24,4	24,4	1965	24,4	87,8	1971
Nenäsuo, Punkaharju	42,1	23,5	22,2	1976	Vert.alue	61,5	1978
Honkasuo, Pielavesi	54,1	30,4	30,4	1963	30,4	134,7	1978
Tervasuo, Pielavesi	117,9	81,8	68,5	1966	44,1	163,0	
Suurisuo, Pielavesi	101,5	76,1	73,3	1966	Vert.alue	49,1	
Soidinkorpi, Pihtipudas	163,0	75,9	55,6	1960	48,7	71,1	1986
Saarineva, Pihtipudas	105,9	52,3	51,1	1974	Vert.alue	68,8	

Heinäsuo, Kinnula	202,2	111,8	102,0	1938	23,5		1968
Käsälänkorpi, Kinnula	104,8	23,8	22,5	1970	Vert.alue	21,7	
Haarasuo, Keuruu	56,1	28,6	28,6	1965	24,2	145,8	1970
Käännetynsuo, Keuruu	50,4	23,7	23,7	1970	Vert.alue	140,3	1970
Kämppä, Ylistaro	150,1	49,5	48,2	1962	40,2	112,0	1970
Viitikko, Ylistaro	117,9	34,3	33,2	1978	Vert.alue	78,7	
Vähä-Oivari, Isojoki	48,8	29,6	29,6	1969	14,9	24,0	1978
Toristonluoma, Isojoki	32,7	21,7	20,8	1982	Vert.alue	107,5	
Hautakangas, Kauhajoki	87,6	70,2	70,2	1974	51,2	33,2	1976
Juurakkoneva, Kauhajoki	56,2	42,3	42,3	1965	Vert.alue	29,9	1978
Sydänkorvenrämäkkä, Kauhajoki	89,1	77,8	69,3	1969	69,3	49,8	1971
Hosimäki, Kauhajoki	52,0	29,9	29,9	1984	Vert.alue	63,1	
Takkikallio, Ähtäri	89,7	44,4	43,9	1966	43,1	65,1	1974
Huikuri, Ähtäri	31,5	22,6	22,6	1967	Vert.alue	9,1	
Tupasalo, Kannus	26,2	15,4	15,4	1965	15,5	46,3	1973
Kiviniittu, Kannus	85,5	49,6	45,7	1969	Vert.alue	47,5	1969
Korpiala, Kannus	66,4	30,1	30,1	1965	30,1	32,7	1974
Märsynräme, Kannus	60,8	46,7	39,0	1969	Vert.alue	50,8	1969
Raippamaanoja, Kalajoki	97,0	83,1	83,1	1956	83,1	57,7	
Kannistonräme, Kalajoki	31,0	28,4	28,4	1969	Vert.alue	42,6	1979
Jänissuo, Sotkamo	97,0	44,9	41,3	1968	28,3	75,9	1969
Mustankorvensuo, Sotkamo	70,1	66,2	66,1	1968	Vert.alue	83,7	1969
Rapasensuo, Kuhmo	63,4	45,3	28,0	1968	22,9	62,5	1983
Komulansuo, Kuhmo	119,9	81,5	45,1	1970	45,1	51,7	1980
Lutja, Kuhmo	79,0	37,8	36,1	1978	Vert.alue	105,3	1978
Käärmekorpi, Yli-Ii	51,9	51,4	45,3	1967	42,0	36,7	
Heinsuonsalmi, Yli-Ii	115,7	94,1	85,0	1967	Vert.alue	60,0	
Hämäläisneva, Vihanti	38,0	29,8	29,8	1961	29,8	44,3	
Lievonkangas, Vihanti	24,7	13,3	13,3	1972	Vert.alue	137,0	1989
Pilpasuo, Oulu	147,8	65,3	48,1	1965	33,74	61,0	
Tuppisuo, Oulu	222,0	130,0	90,5	1974	Vert.alue	35,9	1975
Isosuonräme, Oulu	122,6	77,6	64,0	1938	57,7	50,8	
Korpikoskensuo, Oulu	55,0	36,0	36,0	1964	Vert.alue	36,5	
Ruostekorpi, Utajärvi	48,6	46,2	46,2	1966	45,7	15,2	1987
Ollinneva, Pyhäjoki	52,5	49,4	49,4	1956	49,4	50,2	
Pöytäpuunneva, Pyhäjoki	58,2	36,2	28,8	1962	Vert.alue	55,3	
Prakunmaa, Keminmaa	146,0	82,9	75,3	1965	59,6	72,1	
Mykkä, Keminmaa	78,5	29,0	23,6	1971	Vert.alue	98,3	
Kontiojänkä, Tornio	30,0	30,0	23,2	1970	23,4	104,4	
Pörhölä, Tornio	28,8	24,5	22,2	1978	Vert.alue	68,9	

2.2 Havainnointi

Vesinäytteet otettiin valuma-alueiden laskuojista kerran viikossa, kuitenkin niin, että keväällä noudatettiin tihennettyä näytteenottoaikataulua. Talvella (pääsääntöisesti marras-maaliskuu) näytteitä ei otettu. Virtaaman arvioimiseksi kalibrointijakson aikana mitattiin näytteenottopisteen vedenkorkeus ojassa. Toimenpidejakson aikana virtaamaa seurattiin Thompsonin 90°:n ylisyöksypadoilla: vedenkorkeus patoaukossa mitattiin näytteenoton yhteydessä.

Vesinäytteet otettiin 1/2 litran muovipulloihin, jotka toimitettiin Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratorioon pääsääntöisesti yhden vuorokauden kuluessa näytteenotosta.

2.3 Analyysit

Kemialliset analyysit tehtiin Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratoriossa käytettävillä standardimenetelmillä (Jarva ja Tervahauta 1993). Vesinäytteitä säilytettiin pääsääntöisesti n.+ 5°C:n lämpötilassa ennen analyysejä.

Vesinäytteet suodatettiin lasikuitusuodattimella, jonka huokoskoko oli 1.2 µm. Suodattimeen jäänyt kiintoaine punnittiin kuivatuksen (60°C) jälkeen. Suodatetuista näytteistä määritettiin emäskationien (Na, K, Ca ja Mg), raudan, alumiinin, rikin, fosforin ja boorin sekä raskasmetallien pitoisuudet ARL 3580 ICP-plasmaemissiospekrofotometrillä. Kokonaistypen, ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuudet määritettiin spektrofotometrisesti Tecaton FIA-analysaaattorilla. Veteen liuenneen orgaanisen aineksen määrä määritettiin aluksi kaliumpermanganaatin ($KMnO_4$) kulutuksena SFS 3036-menetelmällä ja vuoden 1992 alusta lähtien orgaanisena hiilenä (DOC) Shimadzu-hiilianalysaattorilla. Permanganaatin kulutuslukemat muunnettiin DOC-arvoiksi samoista näytteistä tehtyjen rinnakkaismääritysten avulla. Näytteistä määritettiin lisäksi pH ja sähkönjohtavuus.

3 Tulokset

Kullekin kemialliselle ominaisuudelle esitetään a) kuukausikeskiarvot koko aineistolle ennen ja jälkeen kunnostusojituksen (kuva 1) ja b) jaksokeskiarvot toimenpidealueiden kalibrointijaksolle ja vuosittain kunnostusojituksen jälkeen (taulukko 2). Kuormitusta ei laskettu aluekohtaisesti vaan kaikkien aineiden keskimääräisistä pitoisuusmuutoksista. Siksi kuormitusarviota varten laskettiin kullekin aineelle kuukausittaiset pitoisuusennusteet koko aineiston keskipitoisuuksia käyttävällä yhtälöllä (1) ja kunnostusojituksen aiheuttama pitoisuusmuutos yhtälöllä (2):

$$C_E = (C_{TMP0} - C_{VRT0}) + C_{VRT1} \quad (1)$$

$$\Delta C = C_{TMP1} - C_E \quad (2)$$

joissa

C_E = toimenpidealueen pitoisuusennuste kuormittamattomassa tilanteessa
C_{TMP0} = toimenpidealueiden pitoisuuskeskiarvo kalibrointijaksolla
C_{VRT0} = vertailualueiden pitoisuuskeskiarvo kalibrointijaksolla
C_{TMP1} = toimenpidealueiden pitoisuuskeskiarvo kunnostusojituksen jälkeen
C_{VRT1} = vertailualueiden pitoisuuskeskiarvo toimenpidejaksolla
ΔC = kunnostusojituksen aiheuttama keskimääräinen pitoisuusmuutos

Eri aineiden ominaiskuormitusluvut laskettiin kertomalla pitoisuuden kuukausikeskiarvon muutos valunnan kuukausikeskiarvolla ja jakamalla kunnostusojituksen toimenpidepinta-alalla.

Taulukko 2. Valumaveden laatumuuttujien keskiarvot ennen kunnostusojitusta ja kolmena vuonna sen jälkeen huhti-lokakuussa. Pitoisuudet mg l^{-1}, johtokyky mg Pt mol^{-1}

Veden laadun muuttuja	Toimenp./ vert.alueet	Ennen kunnostusojitusta	1. v. kunnostusojituksen jälk.	2. v. kunnostusojituksen jälk.	3. v. kunnostusojituksen jälk.
N_{tot}	VRT	0.713	0.757	0.674	0.670
	TMP	0.762	0.712	0.674	0.679
NH_4^+-N	VRT	0.039	0.036	0.023	0.021
	TMP	0.047	0.103	0.093	0.094
NO_3^--N	VRT	0.040	0.038	0.027	0.027
	TMP	0.067	0.064	0.066	0.063
DOC	VRT	29.4	34.7	33.2	32.5
	TMP	29.7	24.3	22.9	22.9
Kiintoaine	VRT	4.78	4.68	4.18	4.52
	TMP	5.02	69.4	25.5	15.6
Johtokyky	VRT	45.1	44.8	43.3	43.6
	TMP	42.2	49.2	48.8	50.7
pH	VRT	5.60	5.60	5.59	5.64
	TMP	5.64	6.30	6.28	6.19
Na	VRT	2.36	2.19	2.15	2.21
	TMP	2.14	2.88	2.71	2.69
K	VRT	0.53	0.47	0.52	0.61
	TMP	0.56	1.13	0.95	0.95
Ca	VRT	3.86	3.69	3.37	3.36
	TMP	3.64	4.36	4.32	4.58
Mg	VRT	1.66	1.57	1.53	1.57
	TMP	1.61	2.17	2.01	2.02
Al	VRT	0.41	0.46	0.47	0.43
	TMP	0.44	1.68	0.73	0.57
Fe	VRT	1.48	1.81	1.68	1.52
	TMP	1.65	2.32	1.68	1.60
S	VRT	2.05	1.72	1.70	1.92
	TMP	1.79	1.93	2.14	2.37
Liuk. P_{tot}	VRT	0.053	0.061	0.059	0.049
	TMP	0.059	0.064	0.050	0.051

3.1 Pitoisuusmuutokset

Typpi

Ennen kunnostusojitusta ja vertailualueilla totaalitypen keskimääräisen pitoisuuden kuukausikeskiarvo vaihtelee välillä 0.5—0.9 mg/l siten, että suurimmat arvot esiintyvät heinä-elokuussa. Kunnostusojitus näyttäisi lievästi pienentäneen valumaveden totaalityppipitoisuuksia (taulukko 1, kuva 1). Tulos on ristiriidassa mm. Ahtiaisen ja Huttusen (1995) raportissa mainitun Suopuron uudisojituksen kanssa, joka suurensi totaalitypen pitoisuuksia. Tässä aineistossa totaalityppipitoisuus näytti 9 alueella kasvaneen yli 0.1 mg l^{-1}, pienentyneen 18 alueella yli 0.1 mg l^{-1}, ja pysyneen ± 0.1 mg l^{-1} rajoissa muuttumattomana 13 alueella.

Ammoniumtypen pitoisuuden kuukausikeskiarvot (kaikki alueet) vaihtelivat kalibrointijaksolla välillä 0.02—0.07 mg l^{-1} siten, että suurimmat arvot esiintyivät kesä-elokuussa ja pienimmät keväällä ja syksyllä (kuva 1). Vuositasolla kunnostusojitus yli kaksinkertaisti laskuojien valumaveden NH_4-N-pitoisuuden (taulukko 2). Kuukausikeskiarvot vaihtelivat kunnostusojituksen jälkeen välillä 0.04—0.16 mg l^{-1}.

Ennen kunnostusojitusta ja vertailualueilla valumaveden nitraattityppipitoisuuden kuukausikeskiarvo vaihteli välillä 0.06—0.08 mg/ l^{-1} (kuva 1).

Nitraattityppipitoisuus kasvoi lievästi kunnostusojituksen jälkeen, kuitenkin niin, että keskikesän näytteissä pitoisuudet olivat alempia kuin ennen kunnostusojitusta. Keväisin ja syksyisin pitoisuudet olivat korkeampia kuin ennen kunnostusojitusta.

Totaalitypen pitoisuuden pieneneminen samanaikaisesti kuin nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet kasvavat merkitsee, että orgaanisesti sitoutuneen typen määrä valumavedessä on kunnostusojituksen jälkeen keskimäärin selvästi pienentynyt.

Fosfori

Suodatetuista näytteistä ICP:llä määritetyt totaalifosforipitoisuudet eivät kunnostusojituksen vaikutuksesta oleellisesti muuttuneet (kuva 1).

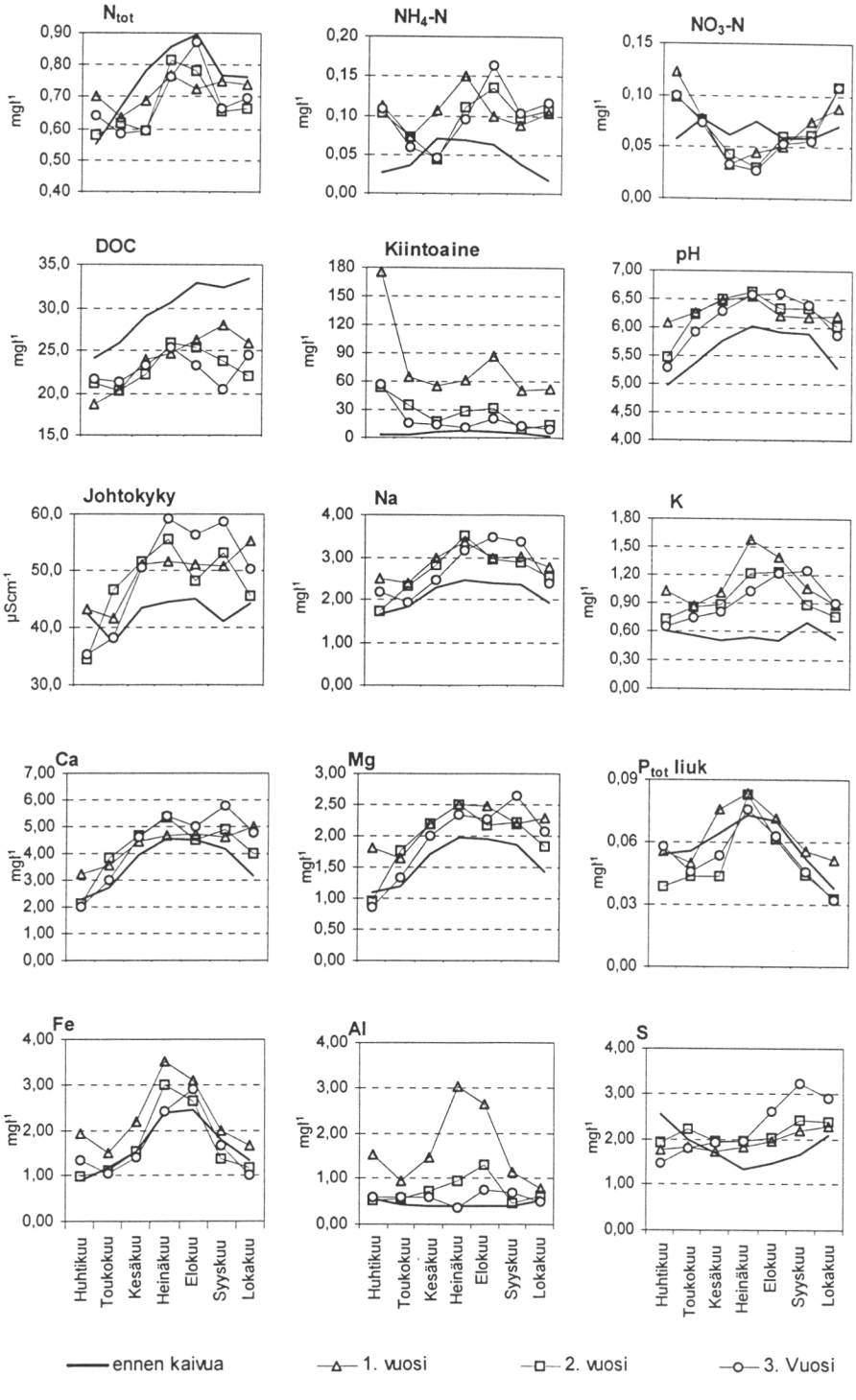
Kalibrointijaksolta ja toimenpidejaksolle siirryttäessä P_{tot} on kuitenkin vertailualueilla kasvanut tilastollisesti merkitsevästi (0.053 ⇒ 0.061; taulukko 2), kun se toimenpidealueilla on kavanut vähemmän, joten kunnostusojituksen muutostrendi on pikemminkin laskeva kuin nouseva.

Kalibrointijakson pitoisuudet olivat korkeampia kuin aiemmissa tutkimuksissa (esim. Saukkonen ja Kortelainen 1995). Kun soiden luontaisena valumaveden fosforipitoisuutena on pidetty arvoa 0.020 mg l^{-1}, nyt havaittu ojitusalueiden valumavesien keskimääräinen fosforipitoisuus (0.060) on huomattavan korkea. Suurimmillaan (n. 0.080 mg l^{-1}) fosforipitoisuus oli keskikesällä.

pH-arvo, kiintoaine ja humus

Valumavesien pH-arvo pysyi vertailualueilla lähes muuttumattomana ja nousi kunnostusojituksen vaikutuksesta välittömästi 0.7 pH-yksikköä (5.6—>6.3) oltuaan ennen toimenpidettä samalla tasolla kuin vertailualueilla.

Valumavesien ennen laskeutusallasta mitattu kiintoainepitoisuus kasvoi kunnostusojituksen vaikutuksesta heti yli kymmenkertaiseksi. Laskeutusaltaiden vaikutusta sekä kunnostusojituksen vaikutusta valumavesien kiintoainepitoisuuksiin yleensä on käsitelty erillisessä julkaisussa (Ahti ym. 1999). Kiintoainekuormitus on selvästi kunnostusojituksen tärkein vesistöhaitta.



Kuva 1. Vedenlaatumuuttujien kuukausikeskiarvot ennen kunnostusojitusta ja kolmena vuotena sen jälkeen.

Orgaanisen hiilen huuhtoutuminen noudatti aikaisemmissa tutkimuksissa havaittua (Kauppi 1975, Kortelainen 1993) vuosirytmiä: pitoisuudet olivat pienimmillään keväällä (20—25 mg l^{-1}) ja suurimmillaan syksyllä (30—35 mg l^{-1}) (kuva 1). Pitoisuudet olivat kalibrointijakson aikana samaa suuruusluokkaa vertailualueilla ja toimenpidealueilla. Kunnostusojituksen jälkeen DOC-pitoisuudet olivat yli 10 mg l^{-1} pienempiä kuin vertailualueilla. Ero oli syksyllä selvästi suurempi kuin keväällä.

Vertailualueiden aineiston mukaan orgaanisen hiilen huuhtoutuminen oli toimenpidejakson aikana eli vuosina 1992—1996 korkeammalla tasolla kuin kalibrointijakson (1990—1993) aikana.

Natrium, kalium, kalsium ja magnesium

Kunnostusojitus lisäsi natriumin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin huuhtoutumista (taulukko 2, kuva 1). Näillä alkuaineilla ei ole välitöntä vesistöjä rehevöittävää vaikutusta, mutta niillä on oma vaikutuksensa valumavesien ionitaseessa ja suuri merkitys suometsien puuston ravinnetaseen kannalta.

Suhteellisesti eniten kasvoi kaliumin huuhtoutuminen: sen pitoisuudet kasvoivat n. kaksinkertaisiksi. Kunnostusojitus näyttää suurentaneen erityisesti keskikesän pitoisuuksia. Koska suurin osa aineiston kunnostusojituksista toteutettiin kesäheinäkuussa, keskikesän korkeat keskimääräiset pitoisuudet indikoinevat voimakasta huuhtoutumista kaivun yhteydessä ja välittömästi sen jälkeen (kuva 1).

Rauta, alumiini ja rikki

Raudan huuhtoutuminen ojitusalueilta noudattaa samanlaista vuosirytmiä kuin fosforin huuhtoutuminen: pitoisuudet ovat keskikesällä huomattavasti korkeampia kuin keväällä ja syksyllä. Valumavesissä havaittiin välittömästi kunnostusojituksen jälkeen korkeita rautapitoisuuksia, ja myös keskimääräinen rautapitoisuus kasvoi selvästi etenkin 1. vuonna toimenpiteen jälkeen (taulukko 2, kuva 1).

Kunnostusojitus lisäsi voimakkaasti alumiinin huuhtoutumista (taulukko 2, kuva 1). Kunnostusojituksen jälkeen korkeita pitoisuuksia (lähes 2 mg l^{-1}) havaittiin erityisesti keskikesällä. Koska vastaavaa vuosirytmiä ei näy vertailualueilla eikä kalibrointijakson aikana, syy lienee sama kuin kaliumin osalta: alumiinia huuhtoutuu erityisesti kaivun yhteydessä ja välittömästi sitä seuraavien kuukausien aikana. Tämä näkyy myös kuvassa 1, jossa erityisen korkeita Al-pitoisuuksia esiintyy keskikesällä vain ensimmäisen kaivua seuraavan vuoden aikana.

Myös rikin huuhtoutuminen kasvaa merkitsevästi kunnostusojituksen jälkeen. Rikin huuhtoutuminen ojitusalueilta näyttää noudattavan erilaista vuosirytmiä kuin useimpien muiden alkuaineiden: pitoisuudet ovat pienimmillään keskikesällä.

Tutkimuksessa ei ole määritetty mm. HCO_3^-- eikä Cl^--pitoisuuksia, joten valumaveden ionitasetta ei ole mahdollista konstruoida. Muutossuunnista voidaan todeta, että H^+-konsentraation pieneneminen korvautuu NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++} ja Al^{+++}- konsentraatioiden kasvulla, mutta on epäselvää, missä määrin nämä kationit ovat ionimuodossa ja missä määrin sitoutuneina esim. orgaanisiin kompleksiyhdisteisiin, joten kationien kokonaismäärän muutos jää epäselväksi. Anionipuolella orgaaniset anionit vähenevät orgaanisen hiilen myötä selvästi, ja SO_4^{--} - ja NO_3^- - pitoisuudet kasvavat.

Taulukko 3. Kunnostusojituksen ominaiskuormat kolmena ensimmäisenä vuonna kunnostusojituksen jälkeen. Kuormituslaskelmissa käytetty valunnan keskimääräisiä kuukausikeskiarvoja. Orgaanisen typen ominaiskuormat on laskettu vähentämällä totaalityppikuormasta nitraatti- ja ammoniumtypen kuormat.

Aine	Ominaiskuorma 1. vuonna kunnostus-ojituksen jälkeen	Ominaiskuorma 2. vuonna kunnostus-ojituksen jälkeen	Ominaiskuorma 3. vuonna kunnostus-ojituksen jälkeen	Kolmen vuoden yhteenlaskettu ominaiskuormitus
	kg/ha			
N_{tot}	- 0.408	- 0.366	+ 0.069	- 0.706
NH_4-N	+ 0.461	+ 0.477	+ 0.557	+ 1.49
NO_3-N	+ 0.148	+ 0.242	+ 0.305	+ 0.695
Org. N (laskettu)	- 1.02	- 1.09	- 0.793	- 2.89
DOC	- 64.9	- 70.3	- 64.6	- 200.0
Kiintoaine	+ 592	+ 179	+ 149	+ 920
Na	+ 6.07	+ 4.44	+ 5.26	+ 15.8
K	+ 2.90	+ 1.57	+ 1.44	+ 5.91
Ca	+ 7.25	+ 6.31	+ 7.69	+ 21.3
Mg	+ 4.24	+ 2.67	+ 2.45	+ 9.36
Al	+ 5.31	+ 0.847	+ 0.804	+ 6.96
Fe	+ 2.13	- 0.866	+ 0.086	+ 1. 35
Liukoinen P_{tot}	- 0.021	- 0.106	- 0.006	- 0.133
S	+ 1.61	+ 3.07	+2.78	+ 7.46

3.2 Kuormitus

Kunnostusojitus suurentaa useimpien alkuaineiden ja niiden osioiden ominaiskuormia (taulukko 3). Poikkeuksen muodostavat suodatetuista näytteistä määritetyt totaalityppi ja totaalifosfori, joiden kohdalla muutokset ovat pieniä ja pikemminkin negatiivisia, sekä laskennallinen muuttuja orgaaninen typpi, jonka ominaiskuorma näyttäisi selvästi pienenevän. Poikkeusten syynä on todennäköisesti liuenneen orgaanisen aineksen vuosikuorman voimakas pieneneminen, jolloin myös orgaaniseen ainekseen sisältyvän typen ja fosforin huuhtoutuminen pienenee.

Vaikka orgaanisen typen huuhtoutuminen näyttäisi huomattavasti vähentyneen kunnostusojituksen vaikutuksesta, mineraalitypen ominaiskuormat ovat samaan aikaan selvästi kasvaneet.

Kiintoaineen keskimääräinen yhteenlaskettu kolmen vuoden ominaiskuorma 920 kg ha^{-1} on samaa suuruusluokkaa kuin Nurmes-hankkeen Suopurolla uudisojituksen jälkeen. Sitä voidaan pitää huomattavan suurena 40 alueen keskiarvona.

4 Tulosten tarkastelu

Kalibrointijakson aikana vertailualueiden valumavedet eivät merkitsevästi poikenneet toimenpidealueiden valumavesistä yhdenkään vedenlaatumuuttujan osalta. Kalbrointijakso poikkesi toimenpidejaksosta jonkin verran, mutta erot olivat pieniä.

Tutkimuksen kalibrointijakson aikana orgaanisen typen ja organisen hiilen pitoisuuksien aluekeskiarvojen välinen korrelaatio oli luonnollisesti voimakas ($r = 0.83^{***}$).

Totaalitypen vuosikuorman pieneneminen näyttää sekin kytkeytyvän veteen liuenneen orgaanisen aineen (DOC) huuhtoutumiseen, joka selvästi pieneni kunnostusojituksen vaikutuksesta. Vaikka nitraatti- ja erityisesti ammoniumtypen huuhtoutuminen kasvoivat, totaalitypen ja vielä selvemmin orgaanisen typen huuhtoutuminen pienenivät kunnotusojituksen vaikutuksesta, kun tarkastellaan koko aineiston keskiarvoja. Totaalitypen pitoisuuskeskiarvon pieneneminen saattaa osittain johtua näytteiden suodattamisesta ennen analyysiä. Kunnostusojituksen suuren kiintoainekuorman typpi olisi todennäköisesti lisännyt sellaisten alueiden lukumäärää, joilla totaalityppikuormitus kasvoi kunnostusojituksen vaikutuksesta (vrt. Ahtiainen ja Huttunen 1995).

Tässä tutkimuksessa fosforin kuormitusarviot perustuvat suodatetuista näytteistä määritettyyn kokonaisfosforiin, joka koostuu pääasiassa orgaanisesti sitoutuneesta ja veteen liuenneesta fosforista. Aikaisemmissa tutkimuksissa (Ahtiainen 1990, Ahtiainen ja Huttunen 1995) on korostettu fosforikuormituksen kasvua kiintoaineen sisältämän fosforin kautta. On epäselvää, missä määrin kiintoaineksen fosforilla on vesistöissä merkitystä, ja missä määrin suodattamattomista näytteistä määritetty kokonaisfosfori on relevantti fosforikuormituksen indikaattori. Kun pitkäaikaisen fosforilannoituksen kyllästämältä maatalousmaalta huuhtoutuvan kiintoaineen fosforista vain pieni osa voi vesistössä muuttua leville käyttökelpoiseen muotoon (Rekolainen 1993, Ekholm 1998), ojitusalueilta huuhtoutuvan kiintoaineksen fosforista lienee käyttökelpoista paljon pienempi osa.

Tutkimustulokset perustuvat usean alueen (40) vesinäytteistä laskettuihin pitoisuuskeskiarvoihin ja kuormituksen osalta myös usean eri puolilla Suomea sijaitsevan valuma-alueen havainnoista laskettuihin virtaamakeskiarvoihin, jotka alkukevään, talven ja myöhäissyksyn osalta eivät perustu virtaamahavaintoihin vaan keskimääräisen vuosivalunnan ja havaitun valuntasumman erotukseen. Koska toimenpidealueiden kunnostusojitukset toteutettiin usean vuoden aikana, pääosin vuosina (1991—93), myös koko aineiston kuukausikeskiarvot ajoittuvat pitoisuuksien osalta usealle vuodelle. Näin esimerkiksi ensimmäisen kunnostusojitusta seuraavan vuoden toukokuun pitoisuuskeskiarvo on laskettu kaikista niistä yksittäisistä havainnoista, jotka on tehty kaivuja seuraavan ensimmäisen toukokuun aikana, osalla alueista samana vuonna kuin kaivu, osalla alueista vasta seuraavan kalenterivuoden aikana, ja eri alueilla eri vuosina. Tulokset ovat siis varsin keskimääräisiä: kuukausi- ja vuosikeskiarvojen pohjana olevissa havaintoperusjoukoissa on alueellisen vaihtelun lisäksi myös laskentatavasta johtuvaa sisäistä vuosivaihtelua ja kaivuajankohdan vaihtelun aiheuttamaa hajontaa. Havaintojen lukumäärä on kuitenkin niin suuri, että useat kunnostusojituksen aiheuttamat muutokset ovat tilastomatemaattisesti merkitseviä (Ahti ym. 1998).

Tulokset soveltuvat valtakunnallisten kuormitusarvioiden tekemiseen. Sen sijaan muutosten taustalla olevien kemiallisfysikaalisten ja biologisten yhteyksien analyysi sekä myös eri aluetekijöiden vaikutusten analyysi on tehtävä aluekohtaisten pitoisuus- ja kuormitusmuutosten perusteella.

5 Päätelmät

Kiintoaineen huuhtoutumisen voimakas lisääntyminen on kunnostusojituksen keskeinen kuormitusvaikutus. Kiintoainekseen sitoutuneena vesiin huuhtoutuu myös ravinteita, mutta suodatetuista näytteistä tehdyt kemialliset analyysit osoittavat, että keskimäärin sekä fosfori- että typpikuormitus kyetään pääosin eliminoimaan, mikäli kunnostusojituksen aiheuttama kiintoainekuormitus kyetään estämään laskeutusaltailla ja erilaisilla pintavalutus- ja suodatusvyöhykkeillä. Mineraalitypen, alumiinin ja emäskationien huuhtoutumista ei kyetä kokonaan estämään laskeutukseen ja kasvillisuuden mekaaniseen suodatukseen perustuvilla ratkaisuilla.

Kirjallisuus

Ahti, E., Alasaarela, E. & Ylitolonen, A. 1995a. Kunnostusojituksen vaikutus ojitusalueen hydrologiaan ja valumavesien ainepitoisuuksiin. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2 -ympäristönsuojelu. Suomen ympäristökeskus, s. 157—168.

Ahti, E., Joensuu, S. & Vuollekoski, M. 1995b. Laskeutusaltaiden vaikutus kunnostusojitusalueiden kiintoainehuuhtoutumaan. Teoksessa: Sari Saukkonen & Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti, Suomen ympäristö 2 -ympäristönsuojelu, 139—155.

Ahti, E. & Päivänen, J. 1997. Response of stand growth and water table level to maintenance of ditch networks within forest drainage areas. In: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R. & Jeglum, J.K. (eds.). Northern Forested Wetlands: Ecology and Management. CRC Press Inc.; Lewis Publishers, p. 449—457.

Ahti, E., Vuollekoski, M. & Joensuu, S. 1998. The effects of drainage maintenance on the load of suspended solids and nutrients from peatland forests. In: Sopo, R. (ed.). Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. p. 93—94.

Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 45, 1—122.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesienlaatuun ja kuormaan. Teoksessa: Sari Saukkonen & Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti, Suomen ympäristö 2 -ympäristönsuojelu, 33—50.

Ekholm, P. 1998. Algal.available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Yhteenveto: Maatalous ja yhdyskunnat leville käyttökelpoisen fosforin lähteinä. Monographs of the Boreal Environment Research 11. 60 p.

Heikurainen, L., Kenttämies, K. & Laine, J. 1978. The environmental effects of forest drainage. Tiivistelmä: Metsäojituksen ympäristövaikutukset. Suo 29, 3—4: 49—58.

Jarva, M. & Tervahauta, A. 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 477:1—171.

Joensuu, S., Ahti, E., and Vuollekoski, M. 1999a. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. Boreal Environmental Research 4:( ). Painossa.

Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 1999b. Vanhoilta ojitusalueilta aluvan veden kemialliset ominaisuudet. Julkaisussa (toim. Ahti, E.) Metsätalouden ympäristökuormitus. Seminaari Nurmeksessa 23.—24.9.1998. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745.

Kauppi, L. 1975. Orgaanisen aineen huuhtoutuminen ja siihen vaikuttavat tekijät. Summary: The washing out of organic matter and factors affecting it. Nat. Board of Waters, Report 84. 72 p.

Kenttämies, K. 1980. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins. Proceedings of the Helsinki Symposium, June 1980. IAHS – AISH Publ. 130, 277—284.

Kenttämies, K. & Laine, J. 1984. The effects on water quality of forest drainage and phosphate fertilization in a peatland area in Central Finland. Proceedings of the 7th International Peat Congress Dublin, Ireland 18—23 June 1984, Vol 3, 342—354.

Kortelainen, P. 1993. Contribution of organic acids to the acidity of Finnish lakes. Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland 13, 1—48.

Manninen, P. 1995. Kunnostusojituksen vesiensuojelututkimus: veden laadun kuormituksen ja biologian muutokset kahden ensimmäisen ojituksen jälkeisen vuoden aikana. Teoksessa: Sari Saukkonen & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti, Suomen ympäristö 2 -ympäristönsuojelu, 169—181.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19, 2: 95—107.

Saukkonen, S. & Kortelainen P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. Teoksessa: Sari Saukkonen ja Kaarle Kenttämies (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2 -ympäristönsuojelu, 15—32.

Soita ennallistamalla puskurivyöhykkeitä metsätalouden vesistöhaittojen torjuntaan

Tapani Sallantaus, Jukka Laine ja Harri Vasander

1 Johdanto

Metsätalous on pitkäjänteistä toimintaa, jota harjoitetaan hyvin suurella pinta-alalla. Vuosittain toimenpiteiden kohteeksi joutuva osuus koko metsätalouden alasta on kuitenkin vain murto-osa ja toimenpidealueiden keskikoko jää usein pieneksi. Esim. Etelä-Suomen pienipiirteisissä oloissa jopa 2/3 suoalasta ei täytä geologisen suon minimikokoa, 20 ha (Lappalainen ja Hänninen 1993), joten myös keskimääräisen kunnostusojituskohteen koko on pieni. Myös valtaosa vuosittaisista uudistushakkuista tehdään selvästi alle 10 ha kuvioilla.

Metsätaloustoimet aiheuttavat yhdessä kuitenkin merkittävää vesistökuormitusta, joka tyypillisenä hajakuormituksena on usein hankalasti torjuttavissa. Huomiota on kiinnitetty ennenkaikkea kiintoaine- ja ravinnekuormitukseen ja haitallisiin metalleihin (esim. tämän julkaisun useat artikkelit). Käytännön vesiensuojeluohjeisiin on kirjattu useita ratkaisumalleja haitallisten vaikutusten torjumiseksi (esim. Metsäteho 1995), mutta niiden räätälöinti kullekin toimenpidealueelle voi tuottaa ongelmia. Yksin metsätalousmaan huomattava uomaverkosto — purojen ja norojen ohella valtaisa määrä ojia sekä soilla että kankailla — rajoittaa esim. suojavyöhykkeiden käyttömahdollisuuksia.

Tarvittaisiin valuma-aluekohtaisia, pysyviä, huoltovapaita vesiensuojeluratkaisuja, jossa suojavyöhykkeet (puskurivyöhykkeet) sijaitsisivat siellä, mistä vedet purkautuvat vesistöihin. Luonnontilainen suo on ihanteellinen puskuriekosysteemi metsätalousmaan ja vesistöjen välillä. Soiden tasainen topografia, kasvipeitteisyys sekä pintaturpeen suotuisat fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet mahdollistavat monipuolisen vesiensuojeluhyödyn. Merkittävää on, että toimivan suoekosysteemin vuosittain kerryttämään uuteen turpeeseen pidättyy ravinteita pitkäksi aikaa.

Suuri osa vesiensuojelutarkoituksiin ideaalisista pienialaisista läpivirtaussoista on jo ojitettu, etenkin Etelä-Suomessa, jolloin soiden luontainen suodattava ja puskuroiva vaikutus on menetetty. On kuitenkin mahdollista, että ennallistamalla valuma-alueella strategisessa asemassa oleva metsäojitettu suo tai sen lähtöuomaa lähinnä oleva osa voidaan luoda toiminnallinen suoekosysteemi, joka toimii puskurivyöhykkeenä luonnontilaisen suon tavoin. Suojelualueilla olevien soiden ja erityisen uhanalaisten suotyyppien ohella metsäojitusalueiden osien muodostamista puskurivyöhykkeiksi on esitetty soiden ennallistamisen tärkeimmiksi kohteiksi Suomessa (Vasander ym. 1998). Metsätalousalueilla ennallistettavien suonosien pinta-alaosuudeksi riittänee yleensä muutama prosentti valuma-alueen pinta-alasta, joten syntyvä haitta on metsätalouden kannalta kohtuullinen. Syntyvä pienkosteikkoverkosto voi kuitenkin olla potentiaalisesti merkittävä myös suolajiston säilymisen ja leviämisen kannalta.

Maatalousvaluma-alueilla on tutkittu ravinteiden ja kiintoaineksen pidättymistä ennallistettuun kosteikkopuskuriin (Leonardson 1994). Metsätalousalueilla luonnon-

tilaisten soiden käyttö vesiensuojelutarkoituksiin on antanut suhteellisen hyviä tuloksia (Emmett ym. 1994). Soista muodostettuja pintavalutuskenttiä on käytetty myös turvetuotantoalueiden vesien puhdistamiseen (Heikkinen ym. 1994). Soiden ennallistamisen vesiensuojeluhyödyistä ja mahdollisista ongelmista metsätalousvaluma-alueilla on sen sijaan niukalti kokemuksia. Tämän artikkelin tavoitteena on pohtia kirjallisuuden ja eräiden kokeiden alustavien tulosten perusteella metsäojitusalueiden osista ennallistamalla muodostettujen puskurivyöhykkeiden mahdollisuuksia vesistöhaittojen torjunnassa.

2 Koealueet ja -järjestelyt

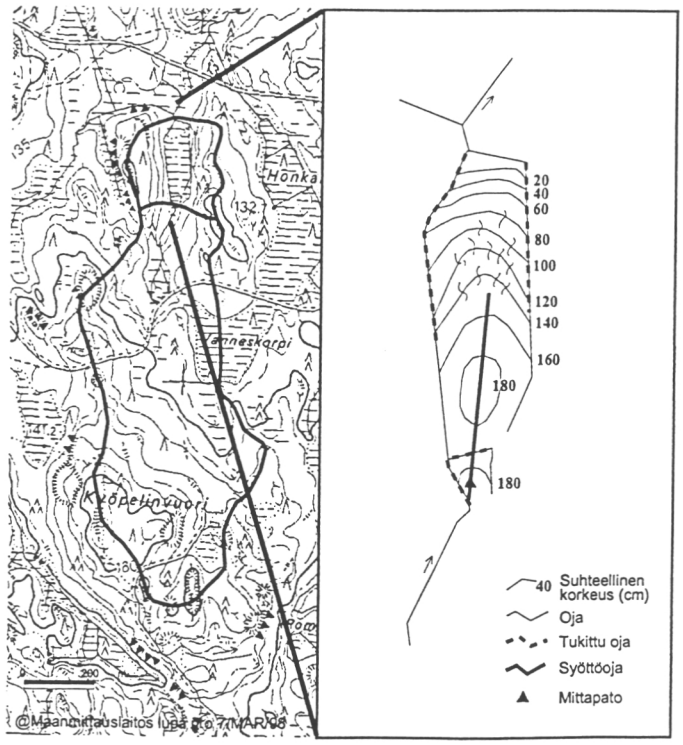
Tutkimusta varten on perustettu kolme koealuetta. Kahta alueista (Vanneskorpi, Konilamminsuo) on käytetty toistaiseksi puskurivyöhykkeen muodostamisen aiheuttamien vedenlaatuvaikutusten (suon vettäminen, puuston hakkuu) selvittämiseen. Vanneskorven valuma-alueella talvella 97—98 tehdyt hakkuut ja loppukesästä 98 tehty maanpinnankäsittely eivät vielä selkeästi näy vedenlaatuaineistossa. Soimasuon alueella on saatu jo ensivaiheen tuloksia puskurin tehokkuudesta kunnostusojituksen aiheuttaman kuormituksen pienentämisessä.

Kurun Vanneskorven tutkimusalueen alapuolinen ojitusalue ennallistettiin kesällä 1996. Alue on erittäin eroosioherkkää; jo ennen hakkuita vanhojen metsäojien syöpyminen on aiheuttanut ajoittain voimakasta kiintoainekuormitusta. Valuma-alueella tehtävien hakkuiden aiheuttaman kuormituksen määrää seurataan mittapadoilla kalibrointikausi-vertailualuemenetelmään perustuen (Saukkonen ja Seuna 1995). Puskurivyöhyke on muodostettu kuvan 1 mukaisesti.

Oriveden Konilamminsuo on tutkimuksen intensiivikoealue. Ennallistettu alue on vajaan hehtaarin suuruinen; noin puolet alueesta on hakattu avoimeksi, osa on edelleen puustoinen. Koealue ennallistettiin kevättalvella 1995, ja kasvillisuuden muuttuminen metsäkasvillisuudesta suokasvillisuudeksi on ollut yllättävän nopeaa. Merkittävin kasvillisuusmuutos Konilamminsuon vetetyllä alueella on ollut tupasvillan voimakas lisääntyminen: keskimääräinen peittävyys oli ennen vettämistä vuonna 1994 vain 3—5 % ja loppukesällä 1995 jo lähes 70 % (Komulainen ym. 1998). Syväjuurinen tupasvilla (*Eriophorum vaginatum* L.) voi olla merkittävä biologinen komponentti suhteellisen pitkäkestoisessa ravinteiden pidättymisessä (Chapin ym. 1979).

Alueella on tutkittu puskurivyöhykkeen ja sen muodostamisen vaikutusta turpeen läpi suodattuvan veden laatuun. Jatkossa alueella tutkitaan typpi- ja fosforikuormituksen pidättymistä puskurin eri komponentteihin. Puskurivyöhyke ja tulevan veden syöttö on muodostettu kaivamalla suon yläosaan 0-kaltevuusoja, joka syöttää vettä leveänä rintamana alapuoliselle suonosalle. Puskurivyöhykkeen halkaissut oja on tukittu, ja vedet on saatu menestyksellisesti ylittämään tämä oja; joskus ojanreunojen tehostunut painuminen voi tuottaa oikovirtausuomia vanhan ojan paikalle.

Soimasuo kunnostusojitettiin kesällä 1998. Suon alaosilla järveen rajoittuen on kapeahko (n. 60 m) paksuturpeinen korpinotkelma, josta muodostettiin tutkimuksen kohteena oleva puskurivyöhyke tukkimalla ojat lokakuussa 1996. Syöttöoja on kaivettu 0-kaltevuusojana aiemmin avohakattuun korpinotkelmaan.



Kuva 1. Esimerkkikuva puskurivyöhykkeen muodostamisesta metsäojitetulle suolle (Vanneskorven valuma-alue). Vesi syötetään kapeahkon juotin keskelle, johon on muodostunut reunaojien aiheuttaman suuremman painumisen vuoksi korkeampi harjanne. Syöttöoja on tällaisissa tapauksissa pyrittävä päättämään "harjanteelle", jotta veden suotautuminen olisi mahdollisimman tasaista. Pelkkä ojien patoaminen ja täyttäminen ei riitä, koska niiden kohdalle muodostuisi pintavalumauomia, ja pääosa suosta jäisi ilman vettä. Useissa tapauksissa tarvitaan syöttöojaa vesien ohjaamiseksi halutulle alueelle; se voi tilanteesta riippuen olla myös 0-kaltevuusoja (oja on suunnilleen korkeuskäyrien suuntainen).

Alueella tutkitaan ensivaiheessa yläpuolisen ojitusalueen kunnostuksessa syntyvän kuormituksen pidättymistä puskuriin (kesä 1998). Kunnostusojitusalueen vedet valuvat puskurin kautta, jonka ala on vain alle 1 % koko valuma-alueesta. Puskuri on avohakattu n. 5 vuotta sitten; ennen hakkuuta alue oli runsaspuustoinen kuusivaltainen korpikuvio, sekapuuna koivua. Alueen kasvillisuus oli jo reagoinut hakkuuseen ennen ennallistamista, sammalpeite oli lähes yhtenäinen, mutta talvella 1996—97 tehdyn ennallistamisen jälkeen kasvillisuuden kehittyminen on ollut hyvin voimakasta. Rahkasammalkasvusto on kasvanut korkeutta n. 10 cm vuodessa vettämisen jälkeen, ja saattaa siten muodostaa merkittävän ravinteita pidättävän kasvillisuuskomponentin syntyneen koivunuorennoksen ohella.

Koealueilla mitataan valunta, ja vedenlaatuseurannassa ovat sekä tuleva että lähtevä vesi, josta analysoidaan seuraavat aineet: orgaaninen C, epäorgaaninen C, kokonais-N, ammonium-N, nitraatti-N, kokonais-P, fosfaatti-P, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, sulfaatti, Cl, pH, alkaliniteetti, kiintoaine ja johtokyky. Vanneskorvessa näytteenotto on keskittynyt kevääseen ja syksyyn, jolloin keskimäärin yli 80 % vuosivalunnasta purkautuu, muilla kohteilla näytteitä on otettu myös kesäkaudella.

Taulukko 1. Keskimääräiset ainekonsentraatiot Vanneskorven puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä ennen ja jälkeen puskurin muodostamisen (ojien patoaminen, puuston hakkuu).

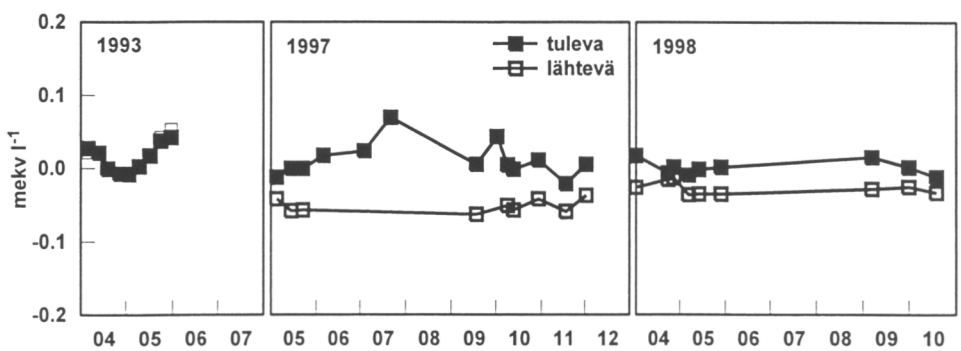
	Kiintoaine mg l^{-1}	COD mgO l^{-1}	kok. P µg l^{-1}	kok. N µg l^{-1}	NH_4-N µg l^{-1}	NO_3-N µg l^{-1}
Ennen						
Tuleva (n=9)	156	18	154	366	32	31
Lähtevä (n=9)	123	17	141	347	36	31
Jälkeen						
Tuleva (n=21)	101	22	95	386	11	12
Lähtevä (n=21)	3	34	111	621	85	5

3 Tulokset ja tarkastelu

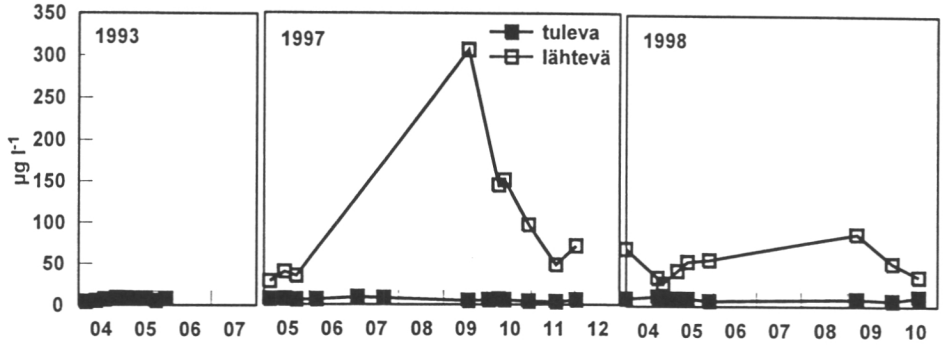
3.1 Puskurin muodostamisen (ennallistamisen) vaikutus veden laatuun

3.1.1 *Vanneskorpi*

Ennen ennallistamista tulevan ja lähtevän veden ainepitoisuudet olivat likimain samat (taulukko 1). Ennallistaminen on pysäyttänyt kiintoaineen käytännössä kokonaan; liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuus puskurista lähtevässä vedessä (mitattuna kemiallisesti hapettuvan orgaanisen aineksen määränä, COD) on taas noussut ja valumaveden alkaliniteetti laskenut (kuva 2). Kokonaistypen konsentraatio on hieman noussut, pääosan ollessa orgaanista, osin ammoniumtyppeä, mutta nitraatti on vähentynyt. Kokonaisfosforia on pidättynyt keväällä (jopa yli 400 µg l^{-1} pitoisuuden alenema), mutta vapautunut etenkin syksyllä 97 vuosi ennallistamisen jälkeen; pitoisuus 19.10.1998 oli lähtevässä vedessä vielä 69 µg l^{-1}, n. 1,4-kertainen tulevaan veteen verrattuna. Pidättynyt fosfori on pääsin kiintoaineksen mukana kulkeutunutta fosforia, vapautunut fosfori sen sijaan huomattavassa määrin liukoista fosfaattifosforia. Fosfaattifosforin kohonnut taso ennallistamisen jälkeen v. 1997 näkyy selvästi kuvassa 3. Taulukon 1 lukuja ei ole painotettu virtaamilla, joten ne yliarvoivat esim. typen vapautumista ja aliarvioivat kiintoaineen pidättymistä.



Kuva 2. Alkaliniteetti Vanneskorven puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä vuonna 1993 ennen puskurin muodostamista (suon osan vettämistä ja puuston hakkuuta) ja sen jälkeen (v. 1997—1998).



Kuva 3. Liukoisen fosfaattifosforin konsentraatiot Vanneskorven puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä vuonna 1993 ennen puskurin muodostamista (suon osan vettämistä ja puuston hakkuuta) ja sen jälkeen (v. 1997—1998). Huomaa lähtevän veden vahvasti kohonnut konsentraatio suon vettämisen ja hakkuun jälkeen tällä alueella.

Fosforin, ammoniumtypen ja liuenneen orgaanisen aineksen mobilisoituminen on tunnettu ilmiö turvemaiden hakkuiden yhteydessä (esim. Ahtiainen 1990). Tässä tapauksessa hakkuu koskee vain ennallistettua suon osaa (n. 2 % valuma-alueesta), joten mobilisoituneet ainemäärät ovat käsiteltyä aluetta kohti suurehkoja, mutta on odotettavissa, että ilmiö on lyhytaikainen veden tehokkaan vaihtuvuuden vuoksi. Huomattavaan fosforin vapautumiseen on voinut vaikuttaa myös se, että ennallistettu ojitusalue on lannoitettu ja sinne on kertynyt jossain määrin eroosioaineksen mukana fosforia jo ennen ennallistamista (taulukko 1). Soiden on esitetty toimivan eroosioaineksen sisältämän fosforin nieluina, mutta voivan lisätä liuenneen fosforin huuhtoutumista mobilisoimalla sitä eroosioaineksesta (esim. Gehrels ja Mulamoottil 1989, Ross 1995).

Nitraattipitoisuudet ovat hyvin alhaisia, mutta silti ennallistettu alue alentaa niitä entisestään (taulukko 1). Avohakkuiden yhtenä merkittävänä kuormitusmuotona pidetään juuri nitraattityppeä, jonka pidättämisessä soita pidetään erityisen tehokkaina (esim. Jacks ym. 1994). Nitraattitypen huuhtoutuminen avohakkuun jälkeen kasvaa pienellä viiveellä, jolloin puskurivyöhykkeen kasvillisuudella on aikaa kehittyä ennen kuormitushuippua. Vanneskorven kasvillisuuden luonne muuttui välittömästi vettämisen ja siihen liittyvän puuston poiston yhteydessä: huomattava osa lähes turvekangasvaiheen saavuttaneen ojituskuvion metsäkasveista kuoli ja rahkasammalet ja tupasvilla alkoivat lisääntyä syöttöojan läheisyydessä.

3.1.2 *Konilamminsuo*

Alue poikkeaa muista siinä, että ennallistetun alueen osuus valuma-alueesta on huomattavan suuri, n. 20 %. Pääosa tulevasta vedestä tulee läheisen Konilammen suunnasta, osin sen kautta (etenkin ylivalumakausina, lammen koko on n. 5 % valuma-alueesta); osa tulee pohjavesivaluntana viereisestä Vatiharjusta.

Suopuskurin suuren suhteellisen koon vuoksi (suon osuus valuma-alueesta lisääntyy merkittävästi tulevan ja lähtevän välillä) ennallistamisalueen vaikutus vedenlaatuun on merkittävä. Lähtevän veden humusaines on lisääntynyt suhteessa tulevaan veteen

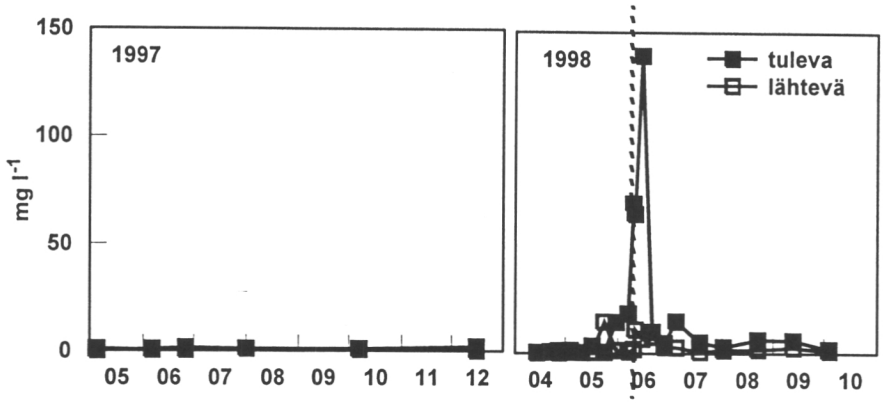
ja sen kautta myös kokonaistypen ja -fosforin pitoisuudet ovat hieman nousseet (taulukko 2). Fosforin ja etenkin fosfaattifosforin pitoisuudet ovat minimaalisia verrattuna Vanneskorven lähtevän veden pitoisuuksiin. Tällä alueella hakkuutähteet kerättiin kasoihin, osaksi puskurialueen ulkopuolelle. Puskurista lähtevän veden rauta- alumiini- ja sulfaattipitoisuudet ovat laskeneet selvästi tulevaan veteen verrattuna. Sulfaatin pidättyminen on selkeintä kasvukaudella, samoin kuin usein myös luonnontilaisilla soilla (Devito 1995).

Puskurivyöhykkeillä voi olla täten edullisia vaikutuksia myös vedenlaadun kannalta haitallisten metallien sekä antropogeenisen happamuuden pidättäjinä, joskin sulfaatin pidättyminen (neutraloiva prosessi) kompensoituu ainakin lyhytaikaisesti heti ennallistamisen jälkeen huuhtoutuvan humushappamuuden kasvun kautta. Jälkimmäisen ilmiön kestoa on tosin vaikea arvioida. Sekä Konilamminsuolla että Vanneskorvessa (kuva 2) alkaliniteettiero tulevan ja lähtevän välillä on ollut vähenemässä. Humuksen huuhtoutumisen kasvu ja happamuuden lisääntyminen ovat tavallaan käänteisiä ilmiöitä minerotrofisten soiden ojituksen vaikutuksille (Laine ym. 1995). Tulokset kuitenkin viittaavat siihen, että ennallistamisen alkuvaiheessa suosta huuhtoutuu normaalia enemmän humusaineita ennallistamista edeltävän pitkäaikaisen kuivatusvaiheen maatumisprosessien tuloksena.

Havaitut orgaanisen aineksen (COD) pitoisuusarvot (taulukko 2) eivät kuitenkaan ole poikkeuksellisia suoalueille; esimerkiksi läheisen Lakkasuon karuilla luonnontilaisilla alueilla sekä ojitusalueilla COD:n keskiarvot valumavedessä vaihtelevat välillä 40 — 50 mgO l^{-1}. Orgaaninen happamuus on myös huomattavasti vähemmän haitallista vesieliöstön kannalta kuin happaman laskeuman aiheuttama happamuus (Dunson ja Martin 1973). Tähän vaikuttaa paitsi soiden kyky pidättää tehokkaasti alumiinia, myös se, että tuottamalla orgaanisia happoja suot saattavat alumiiniyhdisteet vesieliöstön kannalta haitattomaan muotoon. Happamuuden lisääntymiseen valumavedessä vaikuttaa myös emäskationien ja muiden metallien sitoutuminen ja vaihtuminen vetyioneihin turpeen kationinvaihtopaikoilla (Shotyk 1988, Crist ym. 1996).

Taulukko 2. Keskimääräiset ainekonsentraatiot Konilamminsuon puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä puskurin muodostamisen jälkeen (ojien patoaminen, puuston hakkuu). Tuleva A = Konilammen suunnasta tuleva vesi (pääasiallinen tulevan veden lähde); Tuleva B = harjun pohjavettä.

	Kiintoaine mg l^{-1}	COD mgO l^{-1}	kok. P µg l^{-1}	kok. N µg l^{-1}	NH_4-N µg l^{-1}	NO_3-N µg l^{-1}
Tuleva A (n=40)	1,0	36	18	560	61	5
Tuleva B (n=22)	0,5	5	4,3	132	37	6
Lähtevä (n=44)	0,8	43	21	684	59	5



Kuva 4. Kiintoainekonsentraatiot Soimasuon puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä vuonna 1997 ennen yläpuolisen suon kunnostusojitusta ja ojituksen jälkeen 1998. Lähes koko aiheutunut kiintoainekuormitus on pidättynyt puskuriin. Katkoviiva vuoden 1998 kuvassa osoittaa kunnostusojituksen ajankohdan.

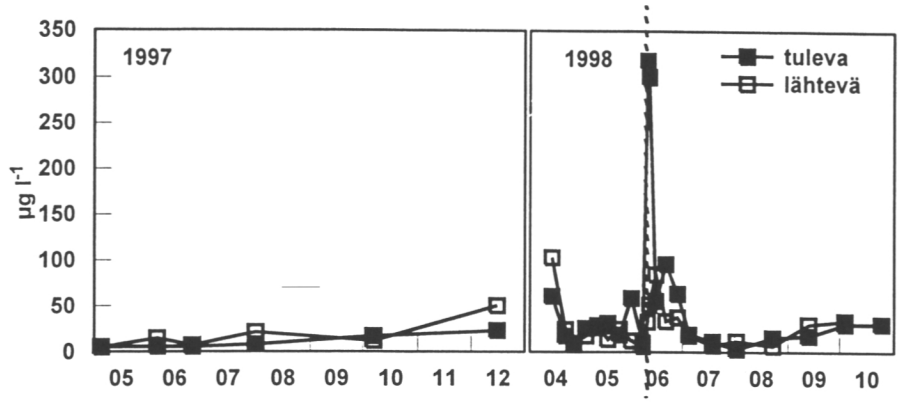
4 Kokemukset Soimasuon kunnostusojituksesta

Soimasuon kunnostusojitus toteutettiin kesäkuun alussa 1998 perkaamalla kaikki n. 5 ha:n suuruisen ojitusalueen kuivatusojat. Osa ojista ulottui perkauksen jälkeen hiesun-saven muodostamaan pohjamaahan. Ojien perkaus aiheutti välittömästi kiintoaineen ja ravinteiden, etenkin typen ja fosforin pitoisuuksien lisääntymisen alueelta purkautuvassa vedessä (kuvat 4 ja 5). Myös raudan ja mangaanin pitoisuudet kasvoivat ja alkaliniteetti lisääntyi. Pitoisuushuippujen kesto oli kuitenkin lyhytaikainen alkaliniteetin lisäystä lukuunottamatta.

Puskurin alapuolisesta ojasta otettujen vesinäytteiden analyysit osoittivat, että suurin osa tulevan veden kohonneista ainemääristä pidättyi puskuriin. Tuleva kiintoaine pidättyi puskuriin lähes kokonaan (kuva 4) ja ammoniumtypen konsentraatiolisäyksestä leikkautui n. 2/3 (kuva 5). Kokonaistypen, kokonais- ja fosfaattifosforin sekä raudan ja mangaanin pidättyminen oli samansuuntaista kuin ammoniumtypen.

5 Päätelmiä

Alustavien kokemusten perusteella tulevan veden syöttö puskuriin on paras tehdä ns. 0-kaltevuusojan kautta, jos se on alueen muodon puolesta mahdollista. Kapeilla juoteilla syöttöojan voi päättää suon korkeimpaan kohtaan, joka sijaitsee useimmiten juotin keskellä, jos kummallakin reunalla on oja (kuva 1). Puskuri on pyrittävä muodostamaan siten, että mahdollisimman suuri osa vedestä kulkee pintakerrosvaluntana. Näin veden kontakti puskurin eri pidätysprosesseihin on mahdollisimman tehokas.



Kuva 5. Ammoniumtypen konsentraatiot Soimasuon puskurin tulevassa ja lähtevässä vedessä vuonna 1997 ennen yläpuolisen suon kunnostusojitusta ja ojituksen jälkeen 1998. Suurin osa kunnostusojituksen aiheuttamasta ammoniumtyppikuormituksesta on pidättynyt puskuriin. Katkoviiva vuoden 1998 kuvassa osoittaa kunnostusojituksen ajankohdan.

Puskurin muodostaminen (suon tai suon osan ennallistaminen) voi aiheuttaa joissakin tapauksissa (Vanneskorven esimerkki) kohonneita fosfaatin ja ammoniumtypen konsentraatioita lähtevään veteen ainakin lyhytaikaisesti. Tätä voidaan torjua poistamalla puskurista kaikki vedenpinnan nousun vuoksi kuoleva puusto kokopuukorjuuna. Tällöin hakkuutähteistä vapautuvat ravinteet eivät vapaudu puskurissa vaiheessa, jolloin ravinteita pidättävä kasvillisuus on heikoimmillaan. Lannoitettujen soiden valitsemista ennallistettavaksi puskurivyöhykkeeksi tulisi välttää. Fosfaattipäästöjä voitaneen joissakin tapauksissa vähentää myös kalkitsemalla (fosforin sitoutuminen kalsiumfosfaatiksi). Kalkitsemista voidaan harkita etenkin jos alapuolinen vesistö kärsii happamoitumisesta.

Soimasuon kokemusten perusteella ennallistamalla tehty puskurivyöhyke pidättää varsin hyvin kunnostusojituksen aiheuttamat kohonneet ainemäärät purkautuvasta vedestä konsentraatiomuutosten perusteella arvioituna. Vaikutusten kokonaisarviointi edellyttää kuitenkin pitempiaikaista seurantaa.

Puskurivyöhykkeen merkitys ei rajoitu metsäojitetun suon kunnostusojituksen aiheuttamien haittojen torjuntaan, vaan sen kautta suotautuvat koko valuma-alueen vedet. Tällöin myös alueeseen kuuluvien kangasmetsien käsittelyistä aiheutuneet vesistöhaitat pienenevät.

Soiden tai niiden osien ennallistaminen puskurivyöhykkeiksi tulee kysymykseen pääasiassa alueilla, joissa korkeuserot ovat suurehkoja. Hyvin tasaisilla alueilla ennallistamisalueen yläpuolelle syntyisi turhan laaja vettymisvyöhyke, joka ei edistä vesiensuojelua, mutta haittaa metsätalouden harjoittamista.

6 Kiitokset

Jouni Meronen, Veli-Matti Komulainen ja Tapio Aitolahti vastasivat suurelta osin koealueiden maastosuunnittelusta ja toteutuksesta; Jouni Meronen on lisäksi vastannut mittauksista ja näytteenotosta. Vesinäytteet on analysoitu Pirkanmaan ympä-

ristökeskuksen laboratoriossa. Metsähallitus, UPM-Kymmene ja Hannu Valkeejoki ovat luovuttaneet alueitaan tutkimuksen käyttöön. Tutkimustyön rahoitus on tullut pääosin maa- ja metsätalousministeriöltä. Hyytiälän metsäasema on luonut erinomaiset puitteet työn suoritukselle logistiikan osalta. Kiitokset kaikille työn mahdollistajille.

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. 1990. The effects of clear-cutting and forestry drainage on water quality of forest brooks. Publications of the Water and Environment Administration, series A . 45: 1—122.

Chapin, F.S., Van Cleve, K. & Chapin, M.C. 1979. Soil temperature and nutrient cycling in the tussock growth form of Eriophorum vaginatum. Journal of Ecology. 67: 169—189.

Crist, R.H., Martin, J.R., Chonko, J. & Crist, D.R. 1996. Uptake of metals on peat moss: an ion-exchange process. Environmental Science and Technology 30:2456—2461.

Devito, K.J. 1995. Sulphate mass balances of Precambrian Shield wetlands: the influence of catchment hydrology. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52: 1750—1760.

Dunson, W.A. & Martin, R.R. 1973. Survival of brook trout in a bog-derived acidity gradient. Ecology. 54: 1370—1376.

Emmett, B.A., Hudson, J.A., Coward, P.A. & Reynolds, B. 1994. The impact of a riparian wetland on streamwater quality in a recently afforested upland catchment. Journal of Hydrology. 162: 337—353.

Gehrels, J. & Mulamoottil, G. 1989. The transformation and export of phosphorus from wetlands. Hydrological Processes. 3: 365—370.

Heikkinen, K., Ihme, R. & Lakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä (Summary: Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland system). Publications of the Water and Environment Administration-Series A. 193: 1—81.

Jacks, G., Joelsson, A. & Fleischer, S. 1994. Nitrogen retention in forest wetlands. Ambio 23: 358—362.

Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 1998. Short-term effect of restoration on vegetation succession and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. Canadian Journal of Forest Research. 28: 402—411.

Laine, J., Vasander, H. & Sallantaus, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. Environmental Reviews 3: 286—303.

Lappalainen, E. & Hänninen, P. 1993. Suomen turvevarat. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 117. 118 s., 8 liitettä. Espoo.

Leonardson, L. 1994. Wetlands as nitrogen sinks — Swedish and international experience. Naturvårdsverket, Rapport. 4176: 1—265.

Metsäteho 1995. Metsätalous ja vesiensuojelu. Kouluttajan kansio.

Ross, S.M. 1995. Overview of the hydrochemistry and solute processes in British wetlands. (Teoksessa) Hughes, J. & Heathwaite, A.L. (toim.) Hydrology and hydrochemistry of British wetlands. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. pp. 133—181.

Saukkonen, S. & Seuna, P. 1995. Metsänuudistamisen vesistövaikutukset: kalibrointiajan tuloksia. (Teoksessa) Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. pp. 413—416.

Shotyk, W. 1988. Review of the inorganic geochemistry of peats and peatland waters. Earth Science Reviews. 25: 95—176.

Lannoitefosforin huuhtoutumiseen vaikuttavat tekijät ojitetuilla turvemailla: esimerkki fosforitaseesta kolme vuotta raakafosfaattilannoituksen jälkeen

Mika Nieminen ja Maija Jarva

1 Johdanto

Neulasanalyysitutkimusten perusteella noin 60 % ojitusaluemetsistä kärsii fosforin puutteesta (Moilanen 1992, Veijalainen 1992). Ojitusalueiden fosforilannoituksia tehdään nykyään kuitenkin erittäin vähän. Eräänä syynä lannoitusten vähäisyyteen on pelko fosforin huuhtoutumisesta vesistöihin. Suuria ja pitkäaikaisia fosforihuuhtoutumia ojitusalueilta onkin havaittu useissa tutkimuksissa (Kenttämies 1981, Ahti 1983, Nieminen ja Ahti 1993, Saura ym. 1995). Sen sijaan joissakin tutkimuksissa lannoitefosforin huuhtoutuminen on ollut vähäistä (Karsisto 1970, Karsisto ja Ravela 1971, Almberger ja Salomonsson 1979). Riskitilanteiden hallinta ojitusalueiden fosforilannoituksissa edellyttää tietoa kaikista lannoitefosforin huuhtoutumiseen vaikuttavista tekijöistä.

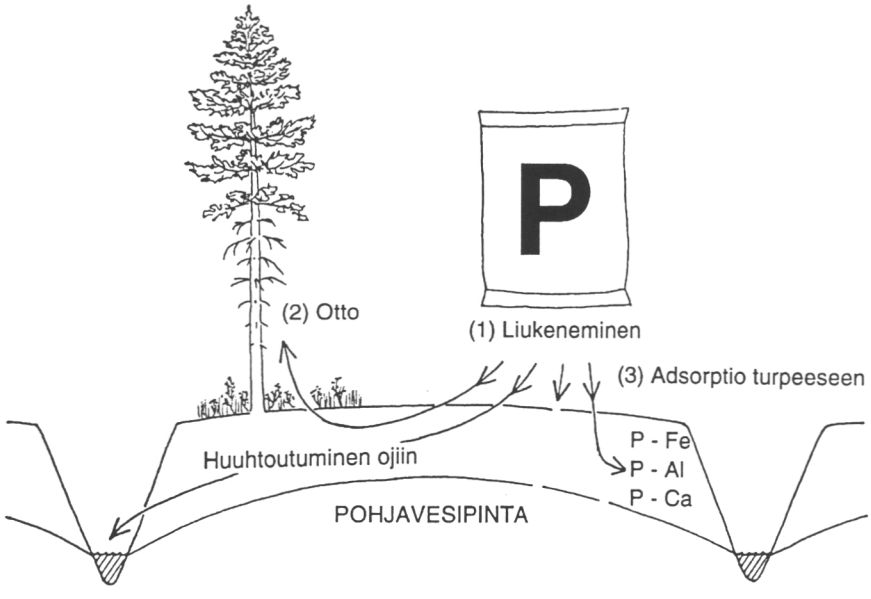
Seuraavassa tarkastellaan lannoitefosforin huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä ja esitellään ojitusalueen teoreettinen fosforitase kolme vuotta fosforilannoituksen jälkeen. Lannoitteena on Suomessa aiemmin yleisesti käytetty Marokon raakafosfaatti (lannoitteen ominaisuuksista; ks. Nieminen 1997). Levitystilanteessa lannoiterakeita ei oleteta joutuvan suoraan ojastoon. Tällöin tärkeimmät raakafosfaatin huuhtoutumiseen vaikuttavat tekijät ovat: 1) fosforin liukeneminen raakafosfaatista vesiliukoiseen fosfaattimuotoon, 2) puuston ja aluskasvillisuuden lannoitefosforin otto ja 3) lannoitefosforin sitoutuminen kemiallisesti turpeen alumiini-, rauta- tai kalsiumyhdisteisiin (kuva 1). Tarkastelu perustuu raakafosfaatin liukenemisen osalta vielä julkaisemattomaan aineistoon, kasvillisuuden fosforinoton osalta julkaisuun Finér ja Nieminen (1997) ja turpeen fosforiadsorption osalta julkaisuihin Nieminen ja Jarva (1996) sekä Kaunisto ym. (1993).

2 Liukeneminen

Ennen kuin ojitusalueelle levitetyn raakafosfaatin fosforia voi joko sitoutua kasvillisuuteen, pidättyä turpeeseen tai huuhtoutua vesistöön, on lannoitefosforin muututtava vesiliukoiseen muotoon. Lannoitefosforin liukeneminen vesiliukoiseen fosfaattimuotoon tapahtuu maan kemiallisten prosessien seurauksena seuraavan yhtälön mukaan:

$$Ca_{10}(PO_4)_6F_2 + 12H^+ \rightarrow 10Ca^{2+} + 6H_2PO_4^- + 2F^- \qquad (1)$$

Oheinen yhtälö kuvaa fluoroapatiitin liukenemista, mutta sama periaate toimii myös raakafosfaatin kohdalla.



Kuva 1. Hidasliukoisen fosforilannoitteen huuhtoutumiseen vaikuttavat tekijät ojitusalueella tilanteessa, jossa lannoiterakeita ei levitystilanteessa pääse huuhtoutumaan suoraan ojastoon.

Leivonmäen Kivisuolle perustettiin kesällä 1996 lannoitefosforin liukoisuuskoe, josta kerättiin turvenäytteet ensimmäisellä kerralla lannoittamattomilta ja sen jälkeen lannoitetuilta koeruuduilta kaksi kertaa vuodessa kesän 1998 loppuun asti. Fosforin liukenemista tutkittiin selvittämällä liukenemattomassa muodossa olevan lannoitefosforin ($Ca_{10}(PO_4)_6F_2$) määrän vähenemistä turpeessa ajan funktiona. Tutkimus tehtiin nk. fosforin fraktiontimenetelmällä. Menetelmässä lannoitteesta liuennut vesiliukoinen ja heikosti pidättynyt fosfori uutetaan ensiksi turvenäytteestä NaCl/TEA uutolla. Suodattamisen jälkeen sama näyte uutetaan NaOH uutolla. Tällä uutolla poistetaan alumiini- ja rautayhdisteisiin sitoutunut fosfori. Näiden kahden "esipesun" jälkeen turve uutetaan menetelmällä, jossa näytettä keitetään vahvoja happoja (HNO_3-HCl-H_2SO_4) sisältävissä liuoksissa. Näillä vahvoilla hapoilla uutetaan turvenäytteessä liukenemattomassa muodossa oleva lannoitefosfori. Kyseiseen uuttoon liukenevan fosforin määrää lannoitetuilla koeruuduilla verrataan lannoittamattomien koeruutujen vastaavaan fosforimäärään, ja lannoitefosforin liukenemisnopeus lasketaan seuraavalla kaavalla:

Liuennut lannoitefosfori, % annetusta määrästä =

$$\frac{((HNO_3\text{-}HCl\text{-}H_2SO_4\text{-}P_0 + \text{annettu lann.-P}) - (HNO_3\text{-}HCl\text{-}H_2SO_4\text{-}P_t))}{\text{annettu lann.-P}} * 100$$

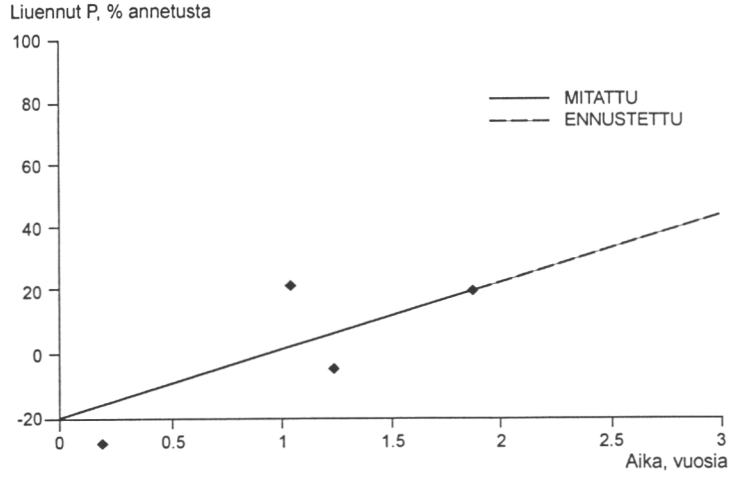
Alaindeksi 0 tarkoittaa vahvoihin happoihin uuttuvan fosforin määrää lannoittamattomilla koeruuduilla, ja alaindeksi t vastaavaa fosforimäärää lannoitetuilla koeruuduilla ajanhetkellä t lannoituksen jälkeen.

Tähän mennessä saadut tulokset raakafosfaatin liukenemisesta ovat vielä hyvin alustavia, koska kaikkia kerättyjä näytteitä ei ole ehditty analysoida. Näiden alustavien tulosten perusteella raakafosfaatin liukeneminen näyttäisi olevan erittäin hidasta (kuva 2). Vain noin 25 % raakafosfaatin fosforista liukeni vajaassa kahdessa vuodessa. Ensimmäisinä kuukausina lannoituksen jälkeen raakafosfaatti oli vielä lähes kokonaan liukenemattomassa muodossa. Tämä selittää eräissä tutkimuksissa (Karsisto 1970, Karsisto ja Ravela 1971, Almberger ja Salomonsson 1979) esitetyt tulokset vähäisestä raakafosfaatin huuhtoutumisesta. Näissä tutkimuksissa fosforihuuhtoutumia seurattiin vain muutama kuukausi lannoituksen jälkeen. Vähäiset huuhtoutumat selittyvät sillä, että kokeiden päättyessä lannoitefosfori oli vielä lähes kokonaan liukenemattomassa muodossa sitoutuneena lannoiterakeisiin.

Kuvassa 2 on ennustettu raakafosfaatin liukenemisnopeus kolmantena vuotena lannoituksen jälkeen olettaen, että raakafosfaatin liukenemisnopeus pysyy samana kuin kahtena ensimmäisenä vuotena. Tehdyn arvion mukaan noin 40 % Marokon raakafosfaatin fosforista liukenisi vesiliukoiseen muotoon kolmessa vuodessa. Floridasta tuotetun Marokon raakafosfaattia jonkin verran niukkaliukoisemman (Nieminen 1997) raakafosfaatin fosforista liukeni maatalousmaalla Uudessa-Seelannissa 56 % kolmessa vuodessa (Rajan 1987). Melko helppoliukoisista raakafosfaattilajeista (North Carolina, Chatman Rise) liukeni kyseisessä tutkimuksessa kolmen vuoden aikana peräti 96 %.

3 Kasvillisuuden fosforinotto

Kasvillisuuden fosforinottoa tutkittiin ojitetulla lyhytkortisella rämeellä mittaamalla sekä puuston että aluskasvillisuuden maanalaiseen ja maan yläpuoliseen biomassaan kolmessa vuodessa sitoutunut lannoitefosfori (Finér ja Nieminen 1997). Fosforinlähteenä oli Marokon raakafosfaatti ja levitysmäärä oli 53 kg ha^{-1}. Taulukossa 1 on esitetty puustoon ja pintakasvillisuuteen sitoutuneen lannoitefosforin määrät.



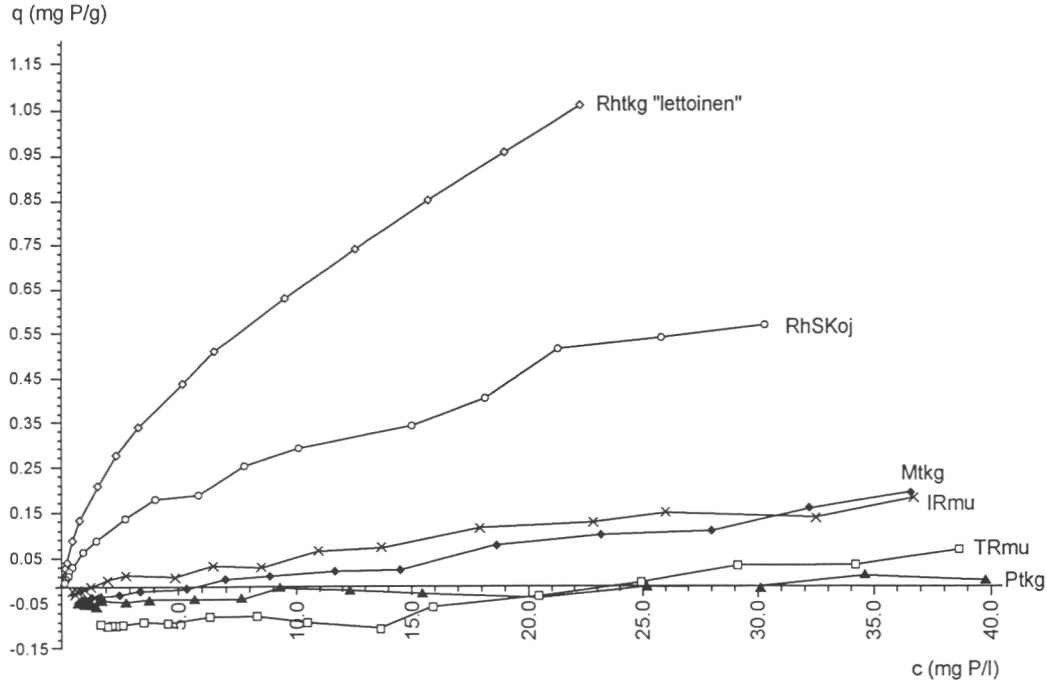
Kuva 2. Alustavat tulokset Marokon raakafosfaatin liukenemisesta vesiliukoiseen muotoon karulla ojitetulla suolla ajan funktiona (Mika Nieminen ja Maija Jarva, julkaisematon aineisto). Raakafosfaatin liukeneminen kolmantena vuotena lannoituksen jälkeen on ennustettu olettaen liukenemisnopeuden olevan vakio.

Taulukko 1. Lannoituksen aiheuttama fosforinoton lisäys puustossa ja aluskasvillisuudessa (sis. myös karikkeen) kolme vuotta raakafosfaattilannoituksen jälkeen. Tutkimuksessa selvitettiin fosforinoton muutos sekä maan ylä- että alapuolisessa biomassassa. Sulkeissa kasvillisuuden lannoitefosforin otto prosentteina lannoitteessa annetusta määrästä (53 kg ha^{-1}). Lähde: Finér ja Nieminen (1997).

Lann. Käsittely	Puusto	Aluskasvillisuus kg ha^{-1}	Yhteensä
PK	6,0	11,3	17,3 (33 %)
NPK	5,4	7,9	13,3 (25 %)

4 Fosforin sitoutuminen turpeeseen

Turpeen fosforinpidätysominaisuuksia tutkittiin laboratoriokokein määrittämällä turvenäytteistä nk. adsorptioisotermit (Nieminen ja Jarva 1996). Adsorptioisotermit määritetään lisäämällä maanäyte näytepulloihin, joissa on asteittain nousevat määrät fosfaattifosforia. Suodattamisen jälkeen lasketaan maahan pidättyneen ja liuokseen jääneen fosforin suhde. Kyseistä kuvaajaa nimitetään adsorptioisotermiksi. Kuvassa 3 on esitetty kuuden ojitusalueen adsorptioisotermit.

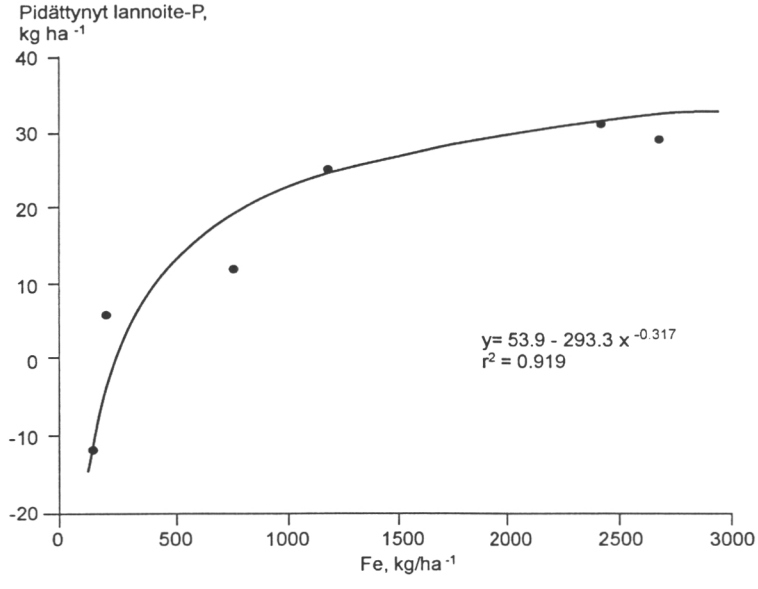


Kuva 3. Pintaturpeen (0—15 cm) fosforin adsorptioisotermit eräillä ojitusalueilla (ks. teksti). q=turpeeseen pidättynyt fosfori. c=liuokseen jäänyt fosfori. Lähde: Nieminen ja Jarva (1996).

Taulukko 2. Turvemaiden fosforinpidätyskyvyn (PSI-arvo; ks. teksti) ja eräiden pintaturpeen (0—15 cm) kemiallistenominaisuuksien väliset korrelaatiot. Lähde: Nieminen ja Jarva (1996).

	PSI - arvo
pH	0.486 *
tuhkapit.	0.413
Fe_{tot}	0.859 ***
Al_{tot}	0.197
Ca_{tot}	-0.117
Mg_{tot}	-0.211

Joillakin ojitusalueilla (esim. Rhtkg "lettoinen" ja RhSKoj) fosforin pidättyminen turpeeseen oli hyvin voimakasta. Näillä ojitusalueilla lannoitefosforin huuhtoutumisriski on todennäköisesti pieni. Sen sijaan joillakin näytteillä (esim. Ptkg ja TRmu) fosforin pidättyminen turpeeseen oli isoillakin fosforilisäyksillä hyvin pientä. Alhaisilla fosforilisäystasoilla turpeen sisältämää fosforia jopa liukeni tasapainoliuokseen enemmän kuin fosforia pidättyi liuoksesta turpeeseen. Tällöin pidättyminen oli siis negatiivista. Tällaisilla heikosti fosforia pidättävillä soilla lannoitefosforin huuhtoutuminen on todennäköistä aina, kun kasvillisuus ei kykene käyttämään kaikkea lannoitteesta liukenevaa fosforia.



Kuva 4. Kenttäolosuhteissa pintaturpeeseen (0—10cm) pidättynyt lannoitefosfori ja pidättyneen fosforimäärän riippuvuus turpeen Fe-pitoisuudesta. Pidättynyt lannoitefosfori on laskettu vähentämällä raakafosfaattilannoitettujen koekenttien volumetrisista fosforipitoisuuksista (kg ha^{-1}) vertailukoekenttien vastaavat fosforipitoisuudet. Riippuvuus on laskettu julkaisusta Kaunisto ym. (1993) koekenttien no. 1—5 ja 9 perusteella.

Taulukko 3. Ojitusalueen teoreettinen fosforitase kolme vuotta raakafosfaattilannoituksen jälkeen tilanteessa, jossa turpeeseen ei pidäty fosforia.

Annettu lannoitefosfori	100 %	53,0 kg ha^{-1}
Liukenematon lannoitefosfori	60 %	31,8 kg ha^{-1}
Liuennut vesiliukoiseen muotoon [a)]	40 %	21,2 kg ha^{-1}
Kasvillisuuden fosforinotto [b)]	25 - 33 %	13,3 - 17,3 kg ha^{-1}
Adsorptio turpeeseen [c)]	0 %	0,0 kg ha^{-1}
Huuhtoutuminen	7 - 15 %	3,9 - 7,9 kg ha^{-1}

[a)] ks. kuva 2
[b)] ks. taulukko 1
[c)] ks. teksti ja kuvat 3 ja 4

Turpeen adsorptioisotermeistä laskettiin nk. fosforinpidätysindeksi (PSI-arvo), jota on usein käytetty yksinkertaisena maan fosforinpidätyskyvyn mittarina (esim. Bache ja Williams 1971, Cuttle 1983). PSI-arvon ja eräiden kasvupaikkatunnusten välinen korrelaatio osoitti, että heikko fosforinpidätyskyky aiheutuu ennen kaikkea alhaisista turpeen Fe-pitoisuuksista (taulukko 2).

Kauniston ym. (1993) esittämien tulosten perusteella kuvaan 4 on laskettu kenttäolosuhteissa pidättyneen lannoitefosforin (Marokkolaista raakafosfaattia) ja turpeen Fe-pitoisuuden välinen riippuvuus. Vaikka tähän tarkasteluun liittyy eräitä puutteita (ero turpeen fosforimäärissä lannoitettujen koekenttien ja vertailualueiden välillä voi turpeen Fe-yhdisteisiin pidättyneen lannoitefosforin lisäksi aiheutua eroista kasvillisuuden juuristoonsa sitoman lannoitefosforin ja vielä liukenemattoman raakafosfaatin määrissä), tulos osoittanee, että turpeeseen ei olennaisesti pidäty fosforia rautaköyhillä soilla.

5 Yhteenvetona fosforitase

Edellä esitetyn perusteella taulukkoon 3 on koottu teoreettinen ojitetun karun suon fosforitase kolme vuotta raakafosfaattilannoituksen jälkeen. Taselaskelman perusteella raakafosfaatin fosforista huuhtoutuisi kolmessa vuodessa 7—15 %, mikäli turve ei pidätä yhtään lannoitefosforia. Tällaiseen useista eri kokeista ja koealueilta tehtyyn laskelmaan liittyy tietysti useita virhelähteitä. Huomattavia fosforihuuhtoutumia raakafosfaattilannoituksen jälkeen on kuitenkin havaittu fosforia heikosti pidättäviltä soilta (esim. Ahti 1983). Tässä työssä esitetyn taselaskelman perusteella voidaan ymmärtää syy siihen, miksi karujen soiden fosforilannoitus voi aiheuttaa suuria huuhtoutumia. Syynä on se, että lannoitefosforia liukenee enemmän kuin kasvillisuus pystyy käyttämään, ja jos liuennut "ylimääräinen" fosfori ei pidäty turpeeseen, on seurauksena lisääntynyt huuhtoutuminen.

6 Lopuksi

Raakafosfaatin sijasta turvemaiden lannoituksessa käytetään nykyään Siilinjärven apatiittia. Apatiitin käyttö turvemaiden lannoituksissa vähentää fosforin kokonaishuuhtoutumia fosforia heikosti pidättäviltä soilta (turpeen fosforinpidätyskyky ≈ 0 kg ha^{-1}) vain, jos kasvibiomassan fosforinotto on apatiittilannoitetuilla soilla merkittävästi suurempaa kuin raakafosfaatti-lannoitetuilla soilla. Puuston kokonaistuotoksessa ei kuitenkaan ole havaittu merkitseviä eroja eri fosforilannoitteiden välillä (Karsisto 1968, 1977, Kaunisto ym. 1993, Silfverberg ja Hartman 1998), joten puuston fosforinotossa ei liene suuria eroja liukoisuudeltaan erilaisten fosforilannoitteiden välillä. Mikäli myöskään aluskasvillisuuden fosforinotossa ei ole merkittäviä eroja raakafosfaatti- ja apatiittilannoitettujen soiden välillä, fosforin kokonaishuuhtoutumissa ei pitäisi olla eroja kyseisten lannoitteiden välillä. Fosforin huuhtoutuminen apatiitista (raakafosfaattia niukkaliukoisempi) lienee vain aluksi vähäisempää kuin fosforin huuhtoutuminen raakafosfaatista, mutta huuhtoutumisen kesto on apatiitin kohdalla todennäköisesti pidempi. Sauran (esitelmä Nurmeksessa) tutkimustulokset osoittavat, että apatiitinkin fosforia huuhtoutuu merkittävästi fosforia heikosti pidättävältä suolta. Koska fosforia huuhtoutuu alumiini- ja rautaköyhiltä soilta huomattavasti myös metsänuudistamisen yhteydessä (Nieminen, tämä julkaisu), voisikin olla järkevintä yrittää kehittää karuille soille lannoitteita, jotka parantaessaan puuston fosforin saantia parantavat samalla myös turpeen fosforinpidätysominaisuuksia.

Kirjallisuus

Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 111: 1—20.

Almberger, P. & Salomonsson, L-Å. 1979. Domänverkets gödlingsförsök på torvmarker. Mätningar av fosforutlakning efter gödsling med råfosfat. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 5—6: 1—7.

Bache, B.W. & Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soils. Journal of Soil Science 22: 289—301.

Cuttle, S.P. 1983. Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. Journal of Soil Science 34: 75—82.

Finér, L. & Nieminen, M. 1997. Dry mass and the amounts of nutrients in understorey vegetation before and after fertilization on a drained pine bog. Silva Fennica 31(4): 391—400.

Karsisto, K. 1968. Eri fosforilajien soveltuvuus suometsien lannoitukseen. Suo 19: 104—111.

Karsisto, K. 1970. Lannoituksessa annettujen ravinteiden huuhtoutuminen turvemailta. Suo 21: 60—66.

Karsisto, K. 1977. Kotimaisten fosforirikasteiden käyttökelpoisuus suometsien lannoituksessa. Suo 28: 43—46.

Karsisto, K. & Ravela, H. 1971. Eri ajankohtina annettujen fosfori- ja kalilannoitteiden huuhtoutumisesta metsäojitusalueilta. Suo 22: 39—46.

Kaunisto, S., Moilanen, M. & Issakainen, J. 1993. Apatiitti ja flogopiitti fosfori- ja kaliumlannoitteina suomänniköissä. Folia Forestalia 810: 1—30.

Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Publications of Water Research Institute, National Board of Waters, Finland 43: 24—31.

Moilanen, M. 1992. Suopuustojen ravinnetila Pohjois-Suomen vanhoilla ojitusalueilla. Teoksessa: Valtanen, J., Murtovaara, I. & Moilanen, M. (toim.). Metsäntutkimuspäivä Taivalkoskella 1991. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 419: 58—65.

Nieminen, M. 1997. Properties of slow-release phosphorus fertilizers with special reference to their use on drained peatland forests. A review. Suo 48(4): 115—126.

Nieminen, M. & Ahti, E. 1993. Talvilannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen karulta suolta. Folia Forestalia 814: 1—22.

Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 11: 321—326.

Rajan, S.S.S. 1987. Phosphate rock and phosphate rock/sulphur granules as phosphate fertilizers and their dissolution in soil. Fertlizer Research 11: 43—60.

Saura, M., Sallantaus, T., Bilaletdin, Ä. & Frisk, T. 1995. Metsälannoitteiden huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta — METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2 — ympäristönsuojelu. Helsinki 1995. s. 87—104.

Silfverberg, K. & Hartman, M. 1998. Long-term effects of different phosphorus fertilizers in Finnish pine mires. Teoksessa: Sopo, R. (toim.). Proceedings of the International Peat Symposium "The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society", Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. s. 73—75.

Veijalainen, H. 1992. Neulasanalyysituloksia suometsistä talvella 1987—88. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 408: 1—28.

Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus valumaveden laatuun vanhoilla ojitusalueilla

Mika Nieminen

1 Johdanto

Uudistamishakkuut ojitetuilla turvemailla tulevat merkittävästi lisääntymään lähitulevaisuudessa, kun intensiivisimmän uudisojitusvaiheen aikana 1960- ja 1970-luvuilla ojitettujen turvemaiden metsiköt saavuttavat uudistuskypsyyden. Tietoa päätehakkuun ja maanmuokkauksen aiheuttamista ravinnehuuhtoutumista tarvitaan sekä vesiensuojelun kannalta että ravinnevarojen riittävyyden arvioimiseksi toisen puusukupolven ojitusaluemetsiköissä. Vanhojen ojitusalueiden päätehakkuun huuhtoutumisvaikutuksia on kuitenkin selvitetty erittäin vähän (Nieminen 1988). Tässä työssä tutkittiin avohakkuun ja erilaisten maanmuokkaustoimenpiteiden vaikutusta kiintoaineen, liuenneen orgaanisen aineen, typen, fosforin ja kaliumin huuhtoutumiseen viljavuudeltaan erilaisilla vanhoilla ojitusalueilla.

2 Aineisto ja menetelmät

Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutusta ainehuuhtoutumiin tutkittiin kuudella vanhalla ojitusalueella Etelä-Suomessa (taulukot 1 ja 2). Ruotsinkylän ja Vesijaon uudistamisalueet olivat kuusivaltaisia ja viljavuudeltaan melko ravinteikkaita, kun taas Vilppulan alueet olivat mäntyvaltaisia ja viljavuudeltaan Vesijaon ja Ruotsinkylän alueita selvästi karumpia (etenkin alueet I, II ja III). Erityisesti pintaturpeen typen, fosforin, alumiinin ja raudan pitoisuudet näyttivät korreloivan kasvillisuuden perusteella tehdyn suotyyppiluokittelun kanssa. Uudistamisalueen osuus koko valuma-alueesta oli Ruotsinkylässä n. 33 % ja Vesijaolla n. 76 %. Vilppulan alueet olivat pieniä keinotekoisia valuma-alueita, joissa koko valuma-alue käsiteltiin. Uudistamismenetelminä olivat pelkkä avohakkuu (Ruotsinkylä, Vesijako ja Vilppula I), avohakkuu ja mätästys (Vilppula III) sekä avohakkuu ja ojitusmätästys (Vilppula II ja IV). Vilppulan valuma-alue IV oli niin ohutturpeinen, että ojitusmätästysojat ulottuivat turpeen alaiseen kivennäismaahan (savea). Avohakkuut tehtiin ainespuun korjuuna monitoimikoneilla roudan aikaan talvella, ja hakkuussa varottiin hakkuutähteiden joutumista ojiin. Vilppulan maanmuokkaukset tehtiin hakkuuta seuraavana keväänä. Ojitusmätästysojat kaivettiin 12—15 m etäisyydelle toisistaan. Vanhoja ojastoja ei perattu yhdelläkään uudistamisalueella.

Valumavesinäytteet otettiin V-aukkoisista ylisyöksymittapadoista, ja analysoitiin Metsäntutkimuslaitoksessa käytettävillä menetelmillä (Jarva ja Tervahauta 1993). Tilastolliset erot valumaveden ainepitoisuuksissa ennen ja jälkeen uudistamistoimenpiteiden testattiin Wilcoxonin ei-parametrisella t-testillä.

Taulukko 1. Yleistietoa Ruotsinkylän ja Vesijaon uudistamisalueista.

	Ruotsinkylä	Vesijako
Uudistamismenetelmä	Avohakkuu	Avohakkuu
Suotyyppi [a)]	Rhtkg	Mtkg
Turpeen paksuus, m	> 1.0	0.5 - 1.0
Puuston määrä, $m^3 ha^{-1}$	234	259
Pääpuulaji, (% tilavuudesta)	Kuusi, (100)	Kuusi, (90)
N[b)], %	1.70	1.85
P[b)], mg kg^{-1}	939	804
K[b)], mg kg^{-1}	500	512
Ca[b)], mg kg^{-1}	4334	7912
Fe[b)], mg kg^{-1}	4841	4330
Al[b)], mg kg^{-1}	2460	1880

[a)] Heikuraisen ja Pakarisen (1982) mukaan.
[b)] Turpeen ravinnepitoisuudet 0—10 cm:n turvekerroksessa.

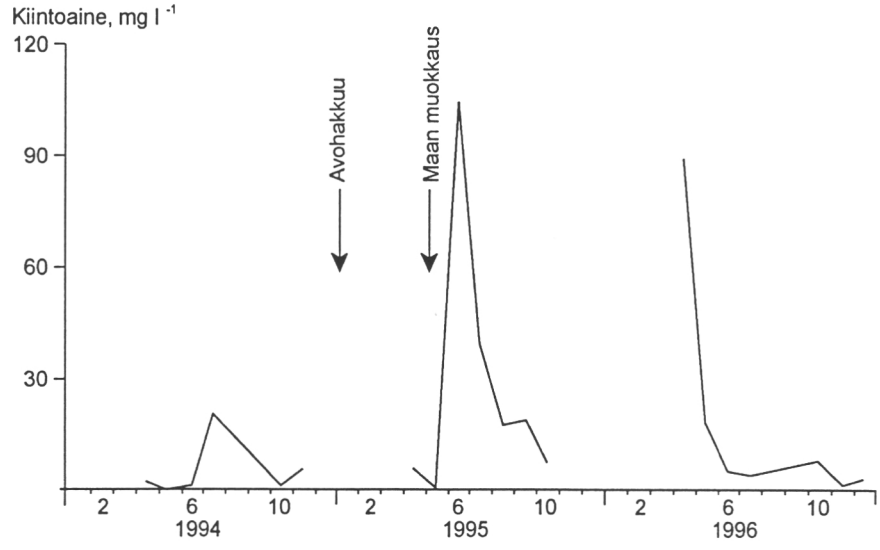
Taulukko 2. Yleistietoa Vilppulan uudistamisalueista.

	Alue			
	I	II	III	IV
Uudistamismenetelmä	Avohakkuu	Avohakkuu ja ojitusmätästys	Avohakkuu ja mätästys	Avohakkuu ja ojitusmätästys
Suotyyppi [a)]	Vatkg	Vatkg	Vatkg	Ptkg
Turpeen paksuus, m	0.5 - 1.0	0.5 - 1.0	0.5 - 1.0	< 0.5
Puusto [b)], $m^3 ha^{-1}$	132	101	157	191
N[c)], %	1.08	1.13	1.19	1.52
P[c)], mg kg^{-1}	699	718	668	863
K[c)], mg kg^{-1}	552	454	415	519
Ca[c)], mg kg^{-1}	3139	3474	3112	3285
Fe[c)], mg kg^{-1}	996	945	1101	3285
Al[c)], mg kg^{-1}	629	847	861	1307

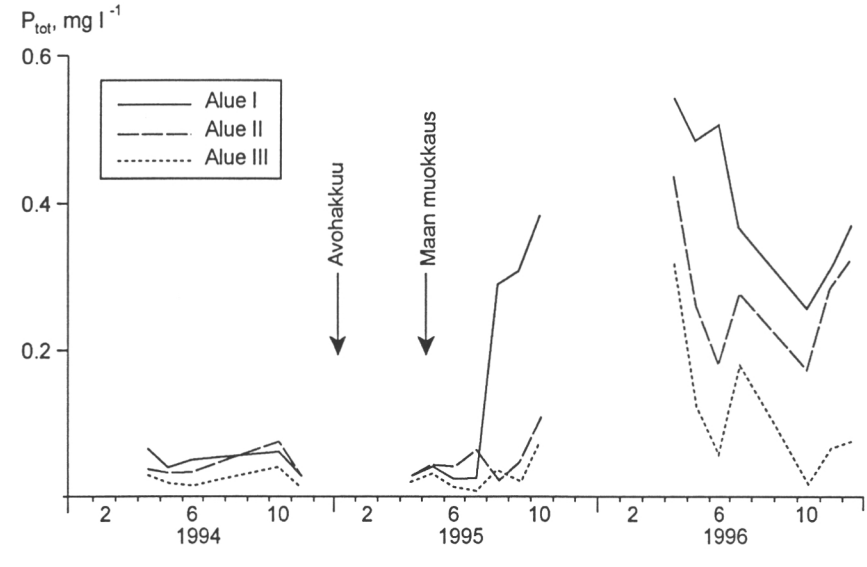
[a)] Heikuraisen ja Pakarisen (1982) mukaan.
[b)] Alueilla I, II ja III kasvoi vain mäntypuustoa. Alueella IV 90 % puuston kokonaistilavuudesta oli mäntypuustoa ja 10 % kuusikkoa.
[c)] Turpeen ravinnepitoisuudet 0—10 cm:n turvekerroksessa.

3 Tulokset ja tarkastelu

Kiintoaineen huuhtoutuminen lisääntyi ainoastaan Vilppulan alueella IV, jossa ojitusmätästysojat ulottuivat turpeen alaiseen kivennäismaahan (taulukot 3 ja 4, kuva 1). Suuria kiintoainehuuhtoutumia kivennäismaahan yltävistä ojista on havaittu myös kunnostusojitusten yhteydessä (Joensuu ym. 1998). Ohutturpeisilla uudistamisaloilla tulisi ojitusmätästyksen sijasta käyttää muita maanmuokkaustoimenpiteitä suurten kiintoainehuuhtoutumien välttämiseksi.



Kuva 1. Kiintoaineen pitoisuudet Vilppulan valuma-alueella IV (ks. taulukko 2).



Kuva 2. Kokonaisfosforin pitoisuudet Vilppulan valuma-alueilla I, II ja III (ks. taulukko 2).

Liuenneen orgaanisen aineen ja orgaanisen typen huuhtoutumat lisääntyivät vain Ruotsinkylän ja Vesijaon uudistamisaloilta. Liuennut orgaaninen aine ja orgaaninen typpi ovat kasviaineksen epätäydellisiä hajoamistuotteita, joiden huuhtoutuminen on yleensä huomattavaa hapettomissa oloissa (pohjavesipinnan ollessa korkealla). Vilppulan valuma-alueilla pohjavesipinta ei tehokkaasta kuivatuksesta johtuen liene merkittävästi noussut avohakkuun vaikutuksesta, mikä voisi selittää sen, että liuennutta orgaanista ainetta ja orgaanista typpeä ei huuhtoutunut.

Taulukko 3. Keskimääräiset valunnan ainepitoisuudet (mg l^{-1}) ennen (E=1992-1993) ja jälkeen (J=1994-1996) uudistamistoimenpiteiden Ruotsinkylässä ja Vesijaolla. *NS* tarkoittaa, että ainepitoisuus ennen ja jälkeen uudistamisen ei eroa tilastollisesti merkitsevästi ($p > 0.05$).

		Ruotsinkylä	Vesijako
Kiintoaine	E	1.91	2.23
	J	1.97	1.93
Liuennut org. Aine	E	11.3	29.0
	J	24.5	53.8
$N_{org.}$	E	0.23	0.62
	J	0.55	1.14
NH_4^+-N	E	0.02	0.02
	J	0.11	0.33
NO_3^--N	E	0.01	0.02
	J	0.09	0.12
PO_4^{3-}-P	E	0.005	0.003
	J	0.001 *NS*	0.001 *NS*
K	E	0.69	0.49
	J	1.58	1.59

Taulukko 4. Keskimääräiset valunnan ainepitoisuudet (mg l^{-1}) ennen (E=1994) ja jälkeen (J=1995-1996) uudistamistoimenpiteiden Vilppulassa. *NS* tarkoittaa, että ainepitoisuus ennen ja jälkeen uudistamisen ei eroa tilastollisesti merkitsevästi ($p > 0.05$).

		Alue			
		I	II	III	IV
Kiintoaine	E	5.62	3.03	3.75	3.56
	J	1.46 *NS*	1.31 *NS*	0.91 *NS*	15.95
Liuennut org. Aine	E	65.6	60.2	39.9	37.2
	J	63.4 *NS*	62.9 *NS*	40.5 *NS*	42.3 *NS*
$N_{org.}$	E	0.99	0.94	0.64	0.68
	J	0.93 *NS*	0.98 *NS*	0.62 *NS*	0.86 *NS*
NH_4^+-N	E	0.009	0.011	0.001	0.004
	J	0.013 *NS*	0.090	0.002 *NS*	0.126
NO_3^--N	E	0.002	0.000	0.000	0.000
	J	0.009 *NS*	0.016	0.002 *NS*	0.118
PO_4^{3-}-P	E	0.000	0.000	0.000	0.000
	J	0.227	0.120	0.039	0.002 *NS*
K	E	0.40	0.17	0.38	0.39
	J	0.64 *NS*	0.57	0.94	1.14

Ammonium- ja nitraattitypen huuhtoutumat lisääntyivät selvästi Ruotsinkylän ja Vesijaon reheviltä, kuusivaltaisilta uudistamisalueilta. Vilppulassa ammonium- ja nitraattihuuhtoutumat lisääntyivät vain ojitusmätästetyiltä uudistamisaloilta (alueet II ja IV), joten metsänuudistamisen yhteydessä tehtävä ojitusmätästys saattaa lisätä ammonium- ja nitraattihuuhtoutumia viljavuudeltaan karuilta ojitusalueilta.

Fosforin huuhtoutuminen lisääntyi merkittävästi Vilppulan varputurvekankaaksi luokitelluilta uudistamisalueilta (Vilppula I, II ja III), mutta ei Vilppulan alueelta IV (Ptkg) eikä Ruotsinkylästä (Rhtkg) tai Vesijaolta (Mtkg) (kuva 2, taulukot 3 ja 4). Lisääntynyt fosforihuuhtoutuma oli lähes yksinomaan leville välittömästi käyttökelpoista fosfaattifosforia (taulukko 4). Maassa liukoisena oleva fosfaattifosfori muodostaa vaikealiukoisia yhdisteitä alumiini- ja rautaoksidien tai -hydroksidien kanssa, eikä fosforia yleensä huuhtoudu merkittävästi turpeista, joissa on paljon alumiinia tai rautaa (Cuttle 1983, Nieminen ja Jarva 1996). Alhaiset maan alumiini- ja rautapitoisuudet (taulukko 2) ovat siten todennäköinen syy huomattavasti lisääntyneisiin fosforihuuhtoutumiin Vilppulan alueilta I, II ja III. Kun otetaan huomioon avohakkuun jälkeen lisääntyvä valunta, saattaa tässä työssä Vilppulan karuilta uudistamisaloilta havaittu fosforihuuhtoutuma (laskettaessa fosforikuormituksena=kg P ha^{-1}) olla jopa suurempi kuin lannoitettaessa hidasliukoisella apatiitilla (Saura, esitelmä Nurmeksessa). Vesiensuojelun kannalta lisääntyneen fosfaattikuormituksen tekee erityisen ongelmalliseksi se, että laskeutusaltaat tai pintavalutuskentät eivät pidätä tehokkaasti veteen liuenneita ravinteita.

Kaliumin huuhtoutuminen lisääntyi tilastollisesti merkitsevästi kaikilta muilta alueilta paitsi Vilppulan valuma-alueelta I. Lisääntynyt kaliumin huuhtoutuminen ei ole ongelmallista vesiensuojelun kannalta. Huomioon ottaen ojitusalueiden usein melko vähäiset kaliumvarastot (Laiho 1997) metsänuudistamisen aiheuttama huuhtoutumahävikki saattaa kuitenkin merkittävästi lisätä kaliumlannoituksen tarvetta toisen puusukupolven ojitusaluemetsissä. Sen sijaan vesiensuojelun näkökulmasta haitallisimmat tässä työssä havaitut muutokset lienevät huomattava kiintoaineen huuhtoutumalisäys ohutturpeiselta ojitusmätästysalueelta ja suuret fosfaattifosforin huuhtoutumat alumiini- ja rautaköyhiltä ojitusalueilta.

Kirjallisuus

Cuttle, S.P. 1983. Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. J. Soil Sci. 34: 75—82.

Jarva, M. & Tervahauta, A. 1993. Vesinäytteiden anlyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 477. 171 s.

Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 1998. The effect of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. Boreal Env. Res. (painossa).

Laiho, R. 1997. Plant biomass dynamics in drained pine mires in southern Finland. Implications for carbon and nutrient balance. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 631: 54 + 52 s.

Nieminen, M. 1998. Changes in nitrogen cycling following the clearcutting of drained peatland forests in southern Finland. Boreal Env. Res. 3: 9—21.

Nieminen, M. & Jarva, M. 1996. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. Scand. J. For. Res. 11: 321—326.

Metsätalouden fosfori- ja typpikuormitus vesistöihin vuosina 1977–1996 ja arvio kuormituksen kehittymisestä vuoteen 2005 erityisesti Oulujärven vesistöalueella

Kaarle Kenttämies ja Oili Vilhunen

1 Johdanto

Metsätalouden toimenpiteistä johtuva kasvinravinnekuormitus vesistöihin on tyypillistä hajakuormitusta, jonka suuruuden määrittämiseen liittyy aina suuria epävarmuustekijöitä. Vesi- ja ympäristöhallinnon ylläpitämät hajakuormituksen tutkimusalueet, ns. pienet valuma-alueet, ovat tuottaneet tietoa maa- ja metsätalousalueiden ravinnehuuhtoutumista. Tuloksista on kuitenkin ollut vaikea erotella eri maankäyttömuotojen ja esimerkiksi metsätalouden erilaisten toimenpiteiden vaikutuksia (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Intensiivisesti tutkituilta pieniltä, vain metsätalouskäytössä olevilta valuma-alueilta on 1970-luvulta lähtien kertynyt tietoa typen ja fosforin huuhtoutumisesta erityisesti ojituksen ja lannoituksen, 1980-luvun lopulta alkaen myös hakkuun yhteydessä (vrt. Kenttämies ja Saukkonen 1996). Ulkomaisista tutkimustuloksista taas Ruotsissa tehdyt lienevät ainoita joissa olosuhteet ovat siinä määrin yhtäläisiä Suomen kanssa, että tulosten soveltaminen on järkevää (esim. Wiklander 1977, Grip, 1982, Bergquist ym., 1984, Lundin ja Bergquist 1985).

Erilaiset maaperä-, maasto- ja metsätyypit sekä metsätalouden lukuiset erilaiset toimenpiteet ja niiden kertaluonne pitkässä aikaskaalassa tekevät metsätalouden kuormitusarvioiden teon monimutkaiseksi. Vaikutusten pitkäkestoisuudesta johtuen tulisi valuma-alueen toimenpidehistoria tuntea jopa useiden vuosikymmenien ajalta. Tällaista tietoa on kuitenkin vaikea saada, koska viralliset metsätalouden tilastot kerätään vain hallinnollisiin aluejakoihin perustuvina ilman tarkempia paikannustietoja, eivätkä kaikki huuhtoutumiin merkittävästikin vaikuttavat toimenpiteet kuulu tilastoinnin piiriin. Satelliittikuvatulkintaan perustuvat maastotyyppijaottelut antavat tietoa myös metsätalouden toimenpiteistä, mutta eivät anna aikasarjoja eivätkä lannoitus- ja ojitustietoa.

Ympäristötutkimuksessa käsitteen ympäristökuormitus tulee sisältää kuorman suuruuden ja tiedon siitä mitä kuormitetaan, so. minkälaiseen ja minkäsuuruiseen kuormitus kohdistuu tai ajatellaan kohdistettavaksi. Vasta esimerkiksi jonkin haittaaineen päästömäärän suhteuttaminen vastaanottavan ekosysteemin ominaisuuksiin tekee mahdolliseksi niin eri päästöjen kuin niiden aiheuttamien ympäristövaikutusten vertailun. Vesiensuojelussa tämä merkitsee sitä että päästöjä tarkastellaan vesistöaluekohtaisesti päätyen tarvittaessa hyvinkin pieniin osa-alueisiin jotta vertailumahdollisuus vesistön tilaan säilyisi. Kuormitus voidaan tällöin suhteuttaa hydrologiaan ilmoittamalla se absoluuttisen määrän ohella vesistön pinta-ala tai tilavuuskuormana, joihin vaikutukset perustuvat. Se että ympäristöpoliittisissa oh-

jelmajulistuksissa operoidaan epämääräisillä "koko valtakunnan" käsitteillä, johtuu lähinnä politiikan ja median omista pelisäännöistä.

2 Tutkimuksen tarkoitus

Ihmistoimintojen aiheuttamien haitallisten vesistömuutosten, kuten rehevöitymisen, hapenkadon, happamoitumisen ja myrkyttymisen vähentämisessä on haitallisen vesistökuormituksen hallitseminen yleensä tärkein ympäristöpoliittinen keino. Tällöin pitää tuntea vesistöjen ja merialueiden kokonaiskuormitus niin pistemäisistä kuin huuhtoutumaperäisistäkin kuormituslähteistä. Tutkimuksen tarkoituksena oli kokeilla metsätalouden vesistöaluekohtaisen kuormituksen laskentamahdollisuuksia ja antaa alustavia suuruusluokka-arvioita kokonaisfosforin ja kokonaistypen kuormituksesta. Tässä tutkimuksessa pyrittiin laskemaan esimerkinomaisesti metsätalouden osuus Oulujärven vesistöalueen typpi- ja fosforikuormituksesta.

3 Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksen perusaineistona käytettiin Metsätilastollisen vuosikirjan ja Metsätilastotiedotteen tietoja 1968—1996 (Sevola ym. 1997, Västilä ym. 1997), sekä eri tutkimuksista saatuja metsätalouden toimenpiteiden ominaishuuhtoutuma-arvoja. Metsänlannoitustietoja saatiin myös Metsäntutkimuslaitokselta (tutkija Mikko Kukkola, käsikirjoitus). Tulevan kuormituskehityksen arvioinnissa käytettiin kahta metsätalouden volyymin ennustetta. Skenaario 1:ssä oletettiin vuosien 1994—1996 keskimääräisen tason (arimeettinen keskiarvo 1994—1996) jatkuvan. Koska uudisojitus piti metsätalouden ympäristöohjelman mukaisesti lopettaa vuoteen 1996, oletettiin koko ojituskapasiteetin keskittyvän kunnostusojitukseen, joka jatkuisi siis vuosien 1994—1996 keskimääräisen uudis- + kunnostusojituksen tasolla. Skenaario 2 oli maa- ja metsätalousministeriön kesäkuussa 1998 metsäkeskuksilta keräämien alueellisten tavoiteohjelmien tiivistelmän mukainen (Suonheimo 1998). Koska alueellisissa tavoiteohjelmissa ei ollut lannoituksen tavoitteita, oletettiin ne Skenaario 1:n kanssa samanlaisiksi, ja ne vastasivat vuosien 1994—1996 keskimääräistä toteutumaa.

Metsälautakunnittain (metsäkeskuksittain) ilmoitetut metsätilastotiedot muunnettiin koskemaan kuutta päävesistöaluetta (Tornionjoen vesistöalue, Kemijoen va., Oulujoen va. Oulujärven luusuaan asti, Kokemäenjoen va., Kymijoen va. ja Vuoksen va.). Lähinnä merialueiden kuormitusta varten muodostettiin myös valuma-alueryhmät Jäämereen, Perämereen, Selkämereen, Saaristomereen, Suomenlahteen sekä Vienanmereen laskevista vesistöalueista, joille arvioitiin omat metsätalouden toimenpidemäärät. Metsätalouden toimenpiteiden määrien oletettiin jakautuvan tasaisesti koko lautakunnan maapinta-alalle. Näin esimerkiksi Oulujärven vesistöalueen (va. 59,3 — 59,9) vuotuiset metsätaloustoimenpiteet saatiin laskemalla yhteen 83 % Kainuun metsäkeskuksen ja 2 % Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueiden toimenpiteistä. Eräissä erityistapauksissa, kuten vuonna 1996 perustetusta Rannikon metsäkeskuksesta (Kustens skogscentral), jonka aluetta on Suomenlahden, Saaristomerem ja Perämeren vesistöalueilla, saatiin myös kuntakohtaisia tietoja, mitkä tekivät mahdolliseksi toimenpiteiden osituksen kolmelle merialueelle (Kustens skogscentral 1997).

Kuormituslaskelmat tehtiin erikseen ojituksen, kunnostusojituksen, raskaasti muokattujen (auraus, mätästys) uudistushakkuiden, kevyemmin muokattujen (äestys, laikutus) uudistushakkuiden, kivennäismaiden typpilannoituksen ja turvemaiden fosforilannoituksen fosfori- ja typpihuuhtoutumista. Vaikka myös muista toimenpiteistä, kuten esimerkiksi muokkaamattomista uudistushakkuista ja metsäteiden teosta, voi tulla kuormitusta, on se suoritemäärän pienuuden johdosta vähämerkityksellistä vesistöaluemittakaavan laskelmissa. Samoin harvennushakkuiden kuormitus jätettiin arvioimatta. Harvennushakkuiden vaikutuksista ei ole koetuloksia, ja tässä tutkimuksissa oletettiin että niiden vaikutus on vähäinen. Metsätalouden ympäristöohjelman vaikutuksesta oletettiin raskaasti muokattavien päätehakkuiden ominaiskuormituksen pienenevän laajasti käyttöönotettavien suojavyöhykkeiden ja kivennäismaiden aurauksien loppumisen ansiosta merkittävästi vuodesta 1997 alkaen. Hakkuun kuormituksen oletettiin alkavan vuotta ennen muokkausta. Vain eriasteisen uudistusalan valmistuksen kohteet otettiin siis hakkuun kuormitusarviointiin. Näin vältettiin saman kohteen kaksinkertainen mukaan otto. Kunnostusojituksen kuormituksessa ei oletettu tapahtuvan muutoksia enää metsätalouden ympäristöohjelman vaikutuksesta. Ojituksen ominaiskuormitus perustui koko tarkastelujakson ajan suotautumisalueella varustetun, Nurmes- tutkimukseen kuuluvan Suopuron kuormitusarvoihin (Ahtiainen ja Huttunen 1995).

Ominaiskuormitusarvojen perustana käytettiin eri tutkimuksista peräisin olevia vuotuisia, eri toimenpiteiden aiheuttamia huuhtoutuman lisäyksiä (taulukot 1 ja 2, kts. myös taulukkoteksteissä ilmoitetut viitteet).

Taulukko 1. Metsätalouden toimenpiteen aiheuttama kokonaisfosforin huuhtoutuman lisäys (kokon.huuhtoutuma - perushuuhtoutuma, ns. toimenpiteen ominaiskuormitus).

1. Raskaasti muokattu hakkuu Murtopuron mukaan (Ahtiainen ja Huttunen 1995). 2. Raskaasti muokattu hakkuu Kivipuron mukaan (Ahtiainen ja Huttunen op.cit.), 3. Kevyesti muokattu hakkuu Yli-Knuutilan mukaan (Lepistö A. ym. 1995). 4. Ojitus ja kunnostusojitus Suopuron mukaan (Ahtiainen ja Huttunen op.cit.). 5.—7. Fosforilannoitus turvemaille Ahti ja Paarlahti (1988) ja Saura ym. (1995) mukaan.

Vuosi	Kokonaisfosforihuuhtoutuma						
	1. Ras.muok. hakkuu 1. kg ha^{-1} a^{-1}	2. Ras.muok. hakkuu 2. kg ha^{-1} a^{-1}	3. Kev.muok. hakkuu kg ha^{-1} a^{-1}	4. Ojitus ja kunn.ojit. kg ha^{-1} a^{-1}	5. P-lann.ennen 1978 % levitet.	6. P-lann.vv. 1978—88 % levitet.	7. P-lannoit. 1989 alk. % levitet.
1.	0,8	0,05	0,1	0,4	1,0	5,7	0,1
2.	0,85	0,03	0,1	0,48	1,0	4,5	0,5
3.	0,95	0,02	0,1	0,19	1,0	3,5	2,0
4.	1,0	0,01	-	0,14	1,0	2,8	2,0
5.	1,05	0,01	-	0,12	1,0	2,1	0,5
6.	0,5	0,01	-	0,08	-	1,7	-
7.	0,25	0,01	-	0,05	-	1,4	-
8.	0,15	0,01	-	0,05	-	1,1	-
9.	0,1	0,01	-	0,05	-	0,8	-
10.	0,1	0,001	-	0,05	-	0,7	-
1.-10.yht	5,75	0,161	0,3	1,61	5,0 %	24,3 %	5,1 %

Taulukko 2. Metsätalouden toimenpiteiden aiheuttama kokonaistypen huuhtoutuman lisäys (kokonaishuuhtoutuma - perushuuhtoutuma, ns. toimenpiteen ominaiskuormitus). 1.— 4. Ks. selite taul. 1., 5. Sauran ym. (1995) mukaan.

Vuosi	Kokonaistyppihuuhtoutuma				
	1. Raskas muok. Hakkuu 1. kg ha^{-1} a^{-1}	2. Raskas muok. Hakkuu 2. kg ha^{-1} a^{-1}	3. Kevyt muok. Hakkuu kg ha^{-1} a^{-1}	4. Ojitus ja kunnostusojitus kg ha^{-1} a^{-1}	5. Kivennäismaiden N-lannoit. % levitetystä
1.	2,5	1	1,5	3,2	8
2.	2,5	0,5	5,5	3,2	2
3.	5,9	0,5	0,5	3,7	-
4.	7,7	0,5	-	4	-
5.	6,2	0,4	-	2	-
6.	4,3	0,4	-	1	-
7.	1,6	0,4	-	1	-
8.	1,5	0,4	-	1.0	-
9.	1,5	0,4	-	1.0	-
10.	1,5	0,3	-	1.0	-
1.-10. yht.	35,2	4,8	7,5	21,1	10

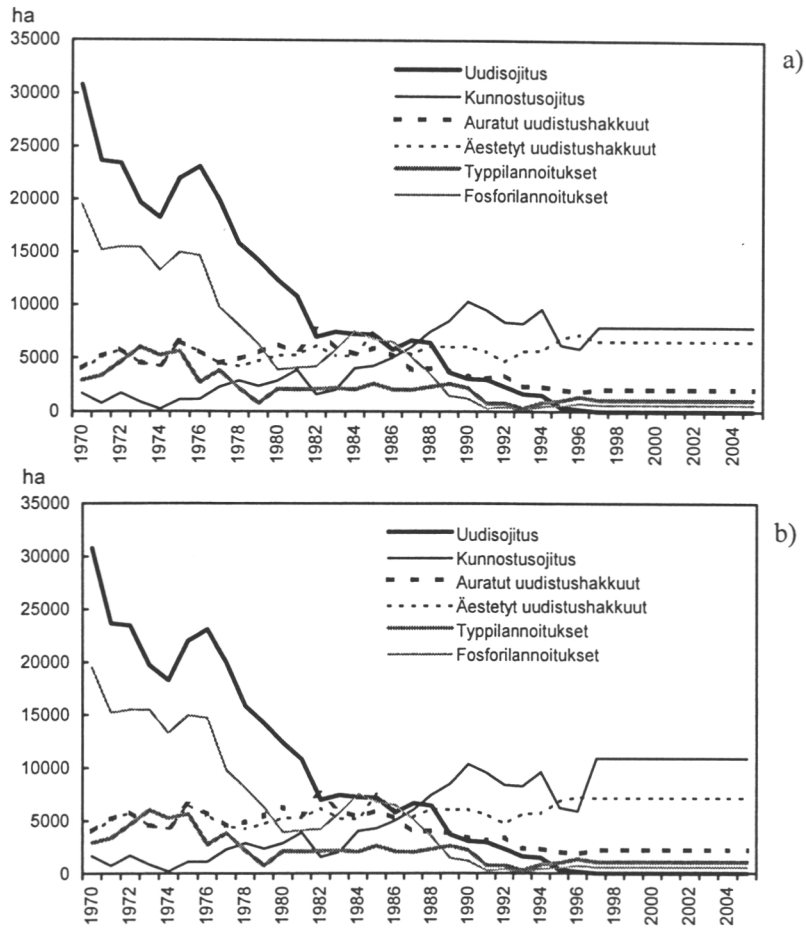
Yksittäisen kuormittavan tapahtuman vaikutuksen oletettiin kestävän 10 vuotta niissäkin tapauksissa joissa koetuloksia on pidemmältä jaksolta. Kymmenen vuoden kuormitusjakson käyttäminen merkitsee sitä, että vasta vuodesta 1977 alkaen viimeisen arvoimattoman vuoden (1967) vaikutus on päättynyt, ja kuormitusta voidaan pitää tältä osin laskennallisesti oikeana. Lyhyempiä vaikutusaikoja käytettiin kevyesti muokatun uudistusalan, typpilannoituksen ja niukkaliukoisen fosforilannoituksen aiheuttamien kuormituksien laskennassa. Useassa tapauksessa alkuperäisen kokeen lukusarjaa muunnettiin korvaamalla se liukuvan keskiarvon menetelmällä saadulla uudella sarjalla. Tällä vähennettiin huuhtoutumakokeissa esiintynyttä suurta vuosivaihtelua, joka saattoi johtua mm. vuosien hydrologisista eroista tai kokeen erityisolosuhteista.

Tietyn toimenpiteen, esimerkiksi hakkuun, vuosikuormitus valuma-alueella oli alueen eri-ikäisten (1...10 vuotta) hakkuiden sen vuoden vuosikuormituksien summa.

$$L_{hx} = \sum_{i=1}^{l} k_i A_i$$

L_{hx} = 1...l -vuotiaiden (esim. 1..10 vuotta) hakkuiden yhteiskuormitus tarkasteluvuonna x
A_i = hakkuupinta-ala vuonna i
k_i = i-vuoden ikäisen hakkuun ominaiskuormitus
l = yksittäisen toimenpiteen kuormituksen kesto vuosina

Alueen metsätalouden kokonaiskuormitus tiettynä vuotena taas määräytyi eri toimenpiteiden (hakkuut, ojitukset ja kunnostusojitukset sekä lannoitukset) vuosikuormituksien summana.



Kuva 1. Vesistöjen ravinnekuormituksessa merkittävien metsätalouden toimenpiteiden kehitys 1968—1996 Oulujärven vesistöalueella, sekä skenaariot 1. (kuva 1a) ja 2. (kuva 1b) vuosille 1997—2005.

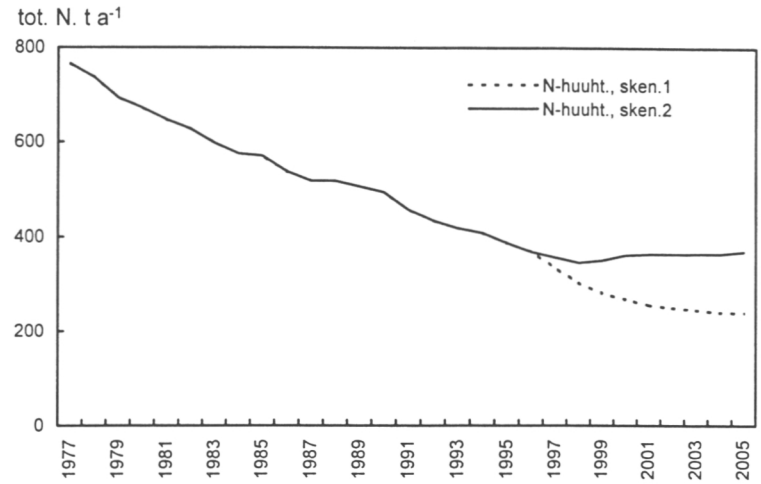
4 Tulokset

4.1 Metsätalous Oulujärven vesistöalueen typpi- ja fosforikuormittajana

Kuvassa 1 on yleissilmäys metsätalouden toimenpiteiden määristä Oulujärven valuma-alueella vuosina 1968—1996 sekä ojituksen ja uudistushakkuiden ennusteet 1. ja 2. vuoteen 2005.

Oulujärven vesistöalueelle olivat tyypillisiä laajat metsäojitukset ja turvemaiden fosforilannoitukset 1970-luvulla. Skenaario 2. nostaisi lievästi kunnostusojitusten määrää ja kevyesti muokattuja uudistushakkuita. Sen sijaan aurattavien uudistushakkuiden määrä jäisi selvästi esimerkiksi 1980-luvulla toteutuneen tason alapuolelle.

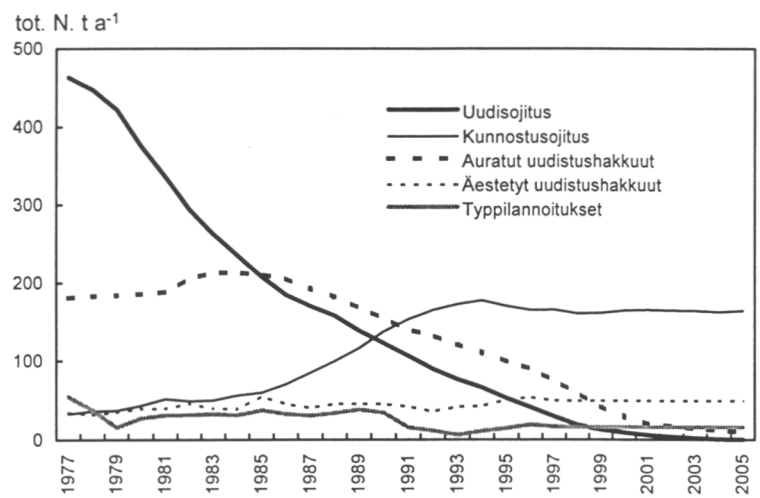
Metsätaloudesta tuleva typpikuormitus oli suurimmillaan 1970-luvulla, jonka jälkeen se on tasaisesti laskenut (kuva 2). Kummassakin skenaariossa lasku jatkuu edelleen, joskin ilman toteutuvaksi oletettuja hakkuiden vesiensuojelutoimia päädyttäisiin skenaario 2:ssa uudelleen kuormituksen nousuun.



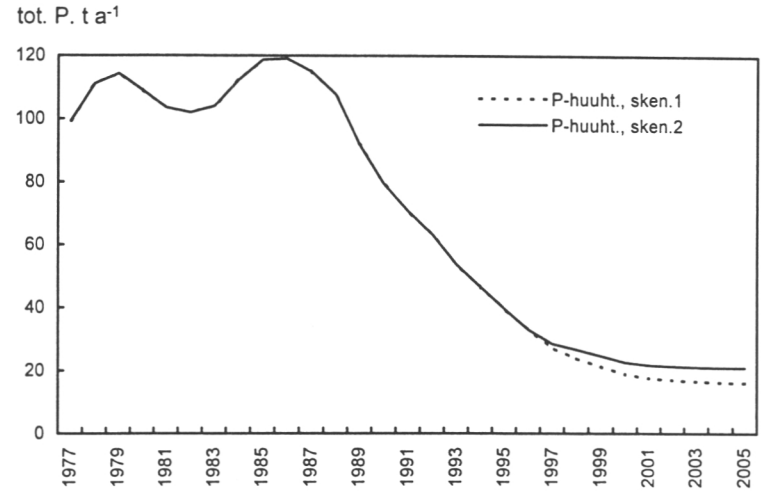
Kuva 2. Metsätalouden aiheuttama kokonaistypen kuormitus Oulujärven vesistöalueelle vuosina 1977—1996 toteutuneiden toimenpiteiden perusteella arvioituna, sekä skenaariot 1. ja 2. vuosille 1997—2005.

Yksittäisten toimenpiteiden aiheuttamista typen huuhtoutumista uudisojitus oli hallitseva typen lähde 1970-luvulla ja kunnostusojitus nousi suurimmaksi 1990-luvulla (kuva 3). Lyhyen 1980-luvun loppupuolen jakson aikana raskaasti muokatut uudistushakkuut olivat suurin typpikuormittaja.

Metsätaloudesta peräisin oleva fosforikuormitus oli maksimissaan 1980-luvun puolivälissä, mutta on sen jälkeen laskenut voimakkaasti (kuva 4). Kuormituksen lasku hidastuu ja pysähtyy skenaario 2:ssa vuosituhannen vaihteessa.

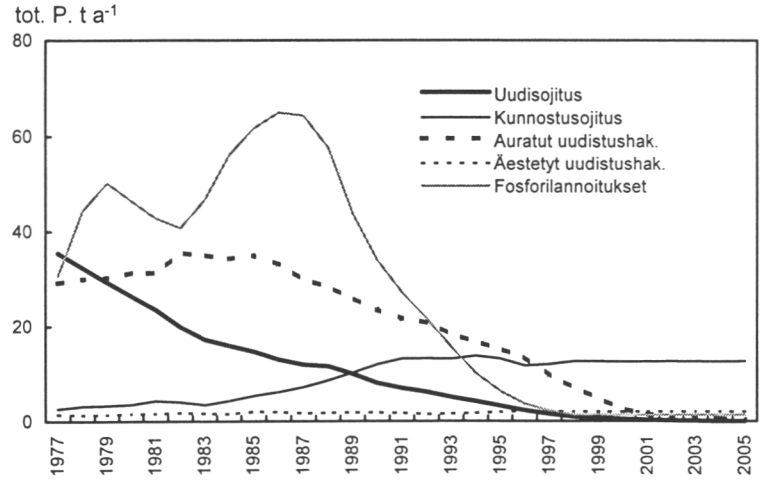


Kuva 3. Eri metsätalouden toimenpiteiden aiheuttama kokonaistypen kuormitus Oulujärven vesistöalueelle vuosina 1977—1996, sekä skenaarion 1. (1994—1996 keskiarvo) mukaisen toimenpidetason aikaansaama kehitys 1997—2005.



Kuva 4. Metsätalouden toimenpiteiden aiheuttama kokonaisfosforin kuormitus Oulujärven vesistöalueelle vuosina 1977—1996 toteutuneiden toimenpiteiden perusteella arvioituna, sekä skenaariot 1. ja 2. vuosille 1997—2005.

Fosforin kuormittajista tärkein yksittäinen toimenpide oli 1970- ja 1980-luvuilla turvemaiden fosforilannoitus (kuva 5). Lannoituksien lähes loppuessa 1990-luvulle tultaessa ovat ensin raskaasti muokatut uudistushakkuut ja sitten, vuodesta 1997 alkaen, kunnostusojitukset siirtyneet suurimmiksi fosforikuormittajiksi. Kunnostusojituksen ominaiskuormituksen ei ole oletettu enään pienentyvän metsätalouden ympäristöohjelman vaikutuksesta. Lannoituksen loppumisen ohella metsätalouden ympäristöohjelman mukainen tehokas uudistushakkuiden vesiensuojelu, jonka tässä tarkastelussa on oletettu toteutuvan kattavasti, pienentää fosforikuormitusta.



Kuva 5. Eri metsätalouden toimenpiteiden aiheuttama kokonaisfosforin kuormitus Oulujärven vesistöalueelle vuosina 1977—1996, sekä skenaarion 1. (1994—1996 keskiarvo) mukaisen toimenpidetason aikaansaama kehitys 1997—2005.

Taulukko 3. Metsätalouden toimenpiteiden aihettama potentiaalinen kokonaisfosforin huuhtoutuma eräillä päävesistöalueilla (vain Suomen valtion alue) vuosina 1986 ja 1996, metsätaloden fosforikuormitus vesistön pinta-alayksikköä (g m^2 a^{-1}) kohden laskettuna ja huuhtoutuma metsätalousmaalta (g ha^{-1} a^{-1}). (Metsätalousmaa tässä = metsämaa + kitumaa + joutomaa).

	Tot.P huuhtoutuma					
	1986			1996		
Vesistöalue	t a^{-1}	g m^{-2} a^{-1}	g ha^{-1} a^{-1}	t a^{-1}	g m^{-2} a^{-1}	g ha^{-1} a^{-1}
Torniojoen	16,7	0,03	12,3	7,2	0,013	5,3
Kemijoen	101,3	0,054	21,5	49	0,026	10,4
Oulujärven	119,1	0,046	69	33,1	0,013	19,2
Kokemäenj.	42,7	0,014	26	28,9	0,009	17,6
Kymijoen	71,1	0,01	29,1	45,4	0,006	18,6
Vuoksen	177	0,016	48,6	67,8	0,006	18,6

4.2 Metsätalouden potentiaalinen fosforin pintakuormitus päävesistöalueilla

Vesistöjen kasvinravinnekuormituksen haitallisuus johtuu erityisesti fosforin aiheuttamasta perustuotannon kasvusta, joka jo varsin vähäisenäkin heikentää hajotessaan järvien happitilannetta pohjasedimentissä, syvänteissä ja yleisestikin talvella. Metsätalous on yksi monista vesistöjen fosforikuormittajista, joka on merkittävä yleensä vain muuten vähäisen ihmisvaikutuksen piirissä olevissa vesistöissä. Suuria päävesistöjä metsätalous kuormittaa hyvinkin vaihtelevassa määrin (taulukko 3). Järvien pinta-alayksikköä kohti laskien potentiaalinen fosforikuormitus oli vuonna 1986 suurinta Kemijoen ja Oulujärven vesistöalueilla. Kymijoen vesistöalueella fosforikuorma oli vain viidesosa tästä. Vuoteen 1996 mennessä kuormitus oli laskenut yleensä alle puoleen tästä. Suurin suhteellinen, noin 70 % lasku kymmenessä vuodessa oli Oulujärven vesistöalueella. Vuonna 1996 suurin fosforikuorma oli Kemijoen vesistöalueella joka on vähäjärvisin (järviprosentti 3,7 %) tarkastelluista vesistöalueista.

4.3 Metsätaloudelle ominainen fosforihuuhtoutuma vesistöalueittain

Metsätalouden toimenpiteistä johtuva, metsähehtaaria kohden laskettu fosforihuuhtoutuma vesistöalueella vaihteli huomattavasti siten, että vuonna 1986 Oulujärven vesistöalueen metsätalouden fosforikuormitus oli lähes kuusinkertainen Tornionjoen vesistöalueeseen verrattuna (taulukko 3). Vuoteen 1996 mennessä taso laski ja erot pienenivät kuitenkin selvästi siten, että kaikilla päävesistöalueilla etelästä Oulujärven vesistöalueelle saakka metsähehtaaria kohti laskettu vuotuinen metsätalouden fosforihuuhtoutuma oli likimäärin sama, hieman alle 20 g. Kemijoen ja Tornionjoen vesistöalueilla huuhtoutuma oli vielä tätä huomattavasti pienempi.

5 Tulosten tarkastelu

Metsätalouden toimenpiteiden aiheuttamaa vesistökuormitusta on selvitetty aikaisemmin jonkin verran myös vesistöaluemittakaavassa ja koko maan arvioituna kuormituksena. Vesihallinnossa ja myöhemmin vesi- ja ympäristöhallinnossa on laadittu

alueellisia kuormitusselvityksiä, joista monet ovat sisältäneet myös arvioita metsätalouden kuormituksesta. (esim. Vesihallitus 1984, Pääkkölä 1987, Hynninen 1988, Jokela ja Saastamoinen 1988, Lakso ja Viitasaari 1990, Oulujoen vesiensuojelun yleissuunnittelun suunnitteluryhmä 1990, Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1990, Tossavainen 1991, Hynninen 1988, Granberg ja Sundell 1992, Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri 1992, Mononen 1993, Bilaletdin ym. 1992, Leinonen 1992, Markkanen ym. 1993, Viikinkoski ja Hynninen 1995). Metsätalouden kuormituslaskelmat on tehty eri tutkimuksista peräisin olevien, metsätalouden eri toimenpiteiden ominaiskuormitusarvojen ja toimenpiteiden pinta-alojen perusteella. Tärkeimmät ominaiskuormitustiedon lähteet ovat olleet Nurmes-tutkimus (esim. Ahtiainen ja Huttunen 1995) hakkuun ja ojituksen osalta, Lylyn, Kivisuon ja Kalliojärven lannoitustutkimukset (Kenttämies 1981, Ahti ja Paarlahti 1988, Saura ym. 1995) turvemaiden PK-lannoituksessa ja Ruotsissa ja Kalliojärvellä tehdyt typpilannoituksen huuhtoutumatutkimukset (Wiklander 1977, Saura ym. 1995). Tässä tutkimuksessa voitiin hyödyntää METVE- projektissa saatua lisätietoa, mutta edelleen ominaiskuormitustiedot ovat alueellisen kuormitusarvioinnin heikko lenkki. Mitään "oikeita" tietoja tuskin voidaan koskaan tuottaakaan.

Vesihallitus (1984) ja Lakso ja Viitasaari (1990) ovat käyttäneet tämän tutkimuksen tapaan vuotuisia toimenpidealoja kertoimina ja ottaneet huomioon yksittäisen toimenpiteen monivuotisen vaikutuksen. Tällöin laskelma ottaa huomioon metsätalouden toimenpiteiden vuosivaihtelun. Sen sijaan muissa edellämainituissa tutkimuksissa on käytetty eripituisten jaksojen keskiarvoja. Mikäli vuotuisten toimenpiteiden määrässä ei tapahdu muutoksia, saataisiin tällä yksinkertaisemmalla laskutavalla yhtä lailla oikea tulos. Metsätaloudessa on kuitenkin tapahtunut suuria muutoksia (vrt. kuva 1). Tällöin keskiarvon käyttö vääristää kuormituslaskelman tasoittamalla ääritilanteita.

Metsätalouden toimenpiteet vaikuttavat jopa yli 10 vuotta. Koska vesistöalueen toimenpidehistoria on selvitettävä koko vaikutusajan pituiselta ajanjaksolta, on tehtävä joissain tutkimuksissa katsottu liian työlääksi, ja ilmoitettu saatu kuormitus jonkinlaiseksi minimiarvoksi. Tässäkin tutkimuksessa ojituksen ja raskaasti muokatun päätehakkuun kuormitus jatkui esimerkkikohteissa, Nurmes-tutkimuksen Murtopuron ja Suopuron alueilla, "luonnontilaista" kontrollitasoa korkeampana vielä 10 havaintovuoden jälkeenkin toimenpiteestä. Käytetty 10 vuoden vaikutusaikaan perustuva laskelma aliarvioi ravinnekuormitusta 1970-luvun lopulla ja 80-luvun alussa. On myös mahdollista ettei ojitusta edeltävää huuhtoutumatasoa saavuteta enää koskaan, jos ojasto pidetään toistuvin perkauksin kunnossa. Suo muuttuu ojituksen ansiosta mm. alkali- ja maa-alkalimetallien pidättäjästä niiden lähteeksi (Sallantaus 1995).

Metsätalouden toimenpiteistä johtuva fosforin vuosihuuhtoutuma oli koko Oulujärven vesistöalueen metsäalaa kohti laskettuna maksimissaan vain 69 g $ha^{-1}a^{-1}$ vaikka esim. raskaasti muokattujen avohakkuualojen ominaiskuormitus on suurimmillaan yli 1 kg $ha^{-1}a^{-1}$ ja ojitustenkin lähes 0,5 kg $ha^{-1}a^{-1}$. Metsätalouden luonteeseen kuuluu kuitenkin, että vuosittain käsitellään vesistöalueesta vain 1—2 %, ja yksittäisillä metsäkuvioilla on monikymmenvuotisia jaksoja, jolloin mitään merkittävämpää lisäkuormitusta ei ole odotettavissa. Vuoteen 1996 mennessä metsätalouden fosforikuormitus oli laskenut kaikilla päävesistöalueilla alle 20 g $ha^{-1}a^{-1}$. Pienten metsäisten, luonnontilaisten valuma-alueiden vuotuinen fosforihuuhtoutuma vaihtelee eri tutkimuksissa 30 g $ha^{-1}a^{-1}$ - 150 g $ha^{-1}a^{-1}$, (n = 22), (Kenttämies 1998).

Tavanomaisessa metsätalouskäytössä olleiden pienten valuma-alueiden fosforihuuhtoutuma oli vuosina 1981—85 keskimäärin eri alueilla 110—160 g $ha^{-1}a^{-1}$, (n = 6), (Rekolainen 1989). Huuhtoutumat olivat kasvaneet keskimäärin 15 % jakson 1965—74 huuhtoutumista, kuitenkin niin että jo ennen seurannan alkua 1960-luvun alussa juuri ojitetun Huhtisuonojan fosforikuormitus oli vähentynyt kolmanneksella 1980-luvulle tultaessa. Saukkosen ja Kortelaisen (1995) mukaan tavanomaisessa metsätalouskäytössä olevien pienten valuma-alueiden forforihuuhtoutuma (aineisto vuosilta 1962—1992) oli Pohjois-Suomessa 105 g $ha^{-1}a^{-1}$, (n = 10). Pohjois-Ruotsin metsämaiden kokonaisfosforin huuhtoutuma oli vuosina 1969—1987 keskimäärin 102 g $ha^{-1}a^{-1}$ (Löfgren ja Olsson 1990). Luontaisen huuhtoutuman suuri hajonta tekee vain yhden luonnontilaisuuden tunnusluvun (esim. aritmeettinen keskiarvo tai mediaani) käytön kyseenalaiseksi, eritoten koska kyseessä eivät ole otantoihin perustuva aineistot. Paras estimaatti saataneen käyttämällä vesistöaluekohtaisia luonnonhuuhtoutuman tasoja. Sellaisten toistaiseksi puuttuessa voitaneen vain todeta, että tässä laskelmassa saatu metsätalouden aiheuttama fosforihuuhtoutuma on luonnollisesti pienempi kuin muissa tutkimuksissa saatu metsäisten valuma-alueiden kokonaishuuhtoutuma. Oulujärven ja Vuoksen vesistöalueilla metsätalouden osuus olisi kuitenkin ollut varsin huomattava, kun taas Tornionjoen vesistöalueella metsätalouden merkitys on vähäinen (taulukko 3). Metsätalouden fosforin huuhtoutumia lisäävä vaikutus on yleensä varmana todettu yksittäisten, pienten valuma-alueiden aikasarjoissa, mutta jo tässä mittakaavassa on vaikea huuhtoutumasarjoista kvantifioida yksittäisiä toimenpiteitä (Saukkonen ja Kortalainen op.cit.). Vasta kun toimenpiteiden pinta-ala nousee selvästi alueellisia, muutaman prosentin keskiarvoja suuremmaksi, voidaan niiden vaikutus havaita tavanomaisista pienten valuma-alueiden huuhtoutuman aikasarjasta (vrt. Lepistö ja Kenttämies 1998).

Kasvinravinteiden huuhtoutumisarvioita tehdään siksi että fosfori ja typpi aiheuttavat haitallista ylirehevöitymistä vesistöissä ja toisaalta ovat hävikkiä terrestrisistä ekosysteemeistä. Laskennallinen fosforikuormitus (taulukko 3) järven pinta-alayksikköä kohti laskettuna antaa suhteellisen käsityksen metsätalouden merkityksestä eri vesistöalueiden rehevöitymisessä. Sen sijaan todelliset metsätaloustoimien aiheuttamat rehevöitymisongelmat esiintyvät vesistöjen latvojen pikkujärvissä (Kenttämies ym. 1995, Lepistö ja Saura 1995). Vähäjärvisiin Kemijoen ja Tornionjoen vesistöihin tarkastelu soveltuu huonoimmin. Suurista, järvirikkaista vesistöalueista metsätalous kuormitti Oulujärven vesistöaluetta vuonna 1986 2—3 kertaa enemmän kuin muita alueita. Ero likimäärin yhtä järvirikkaan Kokemäenjoen vesistön kuormitukseen oli kolminkertainen. Vuoteen 1996 mennessä kuormitus on toisaalta laskenut suhteellisesti eniten Oulujärven vesistöalueella siten, että ero esim. Kokemäenjoen vesistöön oli tällöin vain noin 44 %.

Kirjallisuus

Ahti, E. & Paarlahti, K. 1988. Ravinteiden huuhtoutuminen talvella lannoitetulta metsäojitusalueelta. Suo 39:19—25.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikais-vaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:33—50.

Bilaletdin, Ä., Frisk, T., Koskinen, K. & Wirola, H. 1992. Längelmäveden reitin vesiensuojelututkimus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 348, 70 p.

Granberg, K. & Sundell, P, 1992. Kuivajoen vesistöä muuttava toiminta ja vesistön kuormitus. Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto, 66 p.

Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala University, Department Physical Geograpry, UNGI Rapport nr.58, 144 p.

Bergquist, B., Lundin, L. and Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning Sikssjöbäckområdet. Forskningsrapport Nr. 9. Limnologiska Inst. Uppsala 1984: B4, 1—27.

Hynninen, P. 1988. Veden laadun kehityksestä Kiiminkijoessa vuosina 1971 — 1985. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A no. 25, 73 p.

Jokela, S. & Saastamoinen, V-L. 1988. Lestijoen luonnontaloudellinen kehittämissuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 83, 90 p.

Kenttämies, K., 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Publ. of the Water Research Institute 43:24—31.

Kenttämies, K., Lepistö, L. & Vilhunen, O. 1995. Metsätalouden osuus Suomessa todetuista vesistöjen levähaitoista. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:229—240.

Kenttämies, K. 1998. The effects of modern boreal forestry practices on waters. In: Kajander, J. (Edit.) XX Nordic Hydrological Conference. Nordic Association for Hydrology, Helsinki, Finland 10 — 13 August 1998. NHP Report no. 44: 142—162.

Kenttämies, K. & Saukkonen, S. 1996. Metsätalous ja vesistöt. Yhteistutkimusprojektin "Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta" (METVE) yhteenveto. MMM:n julkaisuja 4/1996,

Kukkola, M. 1996. Lannoitetun metsäalan jakautuminen kivennäis- ja turvemaille. Metsäntutkimuslaitos. Käsikirjoitus.

Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri 1992. Rautalammin reitti — kansallisvesi, Kehittämissuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 284 p. Helsinki 1992.

Kustens skogscentral 1997. Verksamhetsberättelse 1996. Vasa 1997.

Lakso, E. & Viitasaari, S. 1990. Kauhajärven vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 241, 65 p.

Leinonen, A. 1992. Vedenlaatu ja ravinteiden hajakuormitus Tourijoen vesistöalueella v. 1989 — 1991. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 379, 146 p.

Lepistö, A., Seuna, P., Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Hakkuun vaikutus hydrologiaan ja ravinteiden huuhtoutumiseen rehevältä metsävaluma-alueelta Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:73—84.

Lepistö, L. & Saura, M. 1995. Metsänlannoituksen vaikutukset Kalliojärven kasviplanktonin määrään ja koostumukseen. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:199—212.

Lepistö, A. & Kenttämies, K. 1998. Towards the use of satellite-based forest change data in large-scale N leaching models — testing and modeling in a catchment scale. In: Kajander, J. (Edit.) XX Nordic Hydrological Conference. Nordic Association for Hydrology, Helsinki, Finland 10 — 13 August 1998. NHP Report no. 44: 210—224.

Lundin, L. & Bergquist, B. 1985. Peatland fertilization. Shortterm chemical effects on runoff water. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry, Studia Forestalia Suecica, no.171. 17 p.

Löfgren, S. & Olsson, H. 1990. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Naturvårsverket rapport 3692.

Markkanen, S-L., Saastamoinen, J. & Heikkinen, O. (toim.) 1993. Oulujärven vesiensuojelun yleissuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 131 p.

Mononen, P. 1993. Onkamoiden vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 468, 80 p.

Pääkkölä, J. 1987. Perhonjoen vesistöalueen hajakuormitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja no.41, 95 p.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19,2: 95—107.

Sallantaus, T. 1995. Huuhtoutuminen metsäojitusalueiden ainekierroissa. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:131—138.

Saukkonen, S. ja Kortelainen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen hiilen huuhtoutumiseen. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:15—32

Saura, M., Sallantaus, T., Bilaletdin, Ä. & Frisk, T. 1995. Metsänlannoitteiden huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:87—104.

Sevola, Y. (toim) 1997. Metsätilastollinen vuosikirja 1997. Suomen virallinen tilasto, Maa- ja metsätalous 1997:4. , 348 p., Jyväskylä 1997.

Tossavainen, T. 1991. Metsänlannoituksen ja metsäojituksen vaikutukset eräiden järvien fosforikuormitukseen sekä puroveden laatuun ja ainehuuhtoutumiin Itä-Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 310, 112 p.

Suoheimo, J, 1998. Metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien tiivistelmä. MMM/ MEO. Käsikirjoitus 4.5.1998., 6 p. + liitteet.

Vesihallitus 1984. Hajakuormitusselvitys, Vesiensuojelun tavoiteohjelmaprojekti, Osaraportti n:o 10. Vesihallituksen monistesarja 1983:197, 72 p.

Viikinkoski, K. & Hynninen, P. 1995. Liminganlahden vesistöalueen vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, Nro 151, 132 p.

Wiklander, G. 1977. Skogsgödslingens inverkan på mark och vatten. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 75.2—3:179—188.

Västilä, S., Herrala-Ylinen, H. & Kulju, I. (toim.) 1997. Metsätilastotiedote 392, Metsänhoito- ja perusparannustyöt vuosi 1995., Metsäntutkimuslaitos, 31 p.

Metsätalouden ja typpilaskeuman aiheuttama kuormitus vesiin – valuma-alueilta vesistöaluemittakaavaan

Ahti Lepistö

1 Johdanto

Voimakkaat ja pitkäkestoiset leväkukinnat merialueillamme ja sisävesissä kertovat, että ravinnekuormitus on liian suuri. Metsätalouden — hakkuut, ojitukset, lannoitukset — osuus vesistöjen kuormittajana on valtakunnallisesti vähäinen mutta saattaa paikallisesti olla hyvinkin merkittävä erityisesti maamme itä- ja pohjois-osissa, kuormittaen muuten puhtaina säilyneitä vesistöjä. Esimerkiksi Simojoen vesistöalueella metsätalouden osuus typpikuormituksesta on n. 35 % ja fosforikuormituksesta n. 45 % (Marttunen 1998). On arvioitu, että noin 7 % ympäristöhallinnon rekistereihin kirjatuista haitallisista sinileväkukinnoista järvissä johtuu valuma-alueiden metsätaloustoimenpiteistä (Kenttämies ja Saukkonen 1996). Valtakunnallisessa leväseurannassa kesällä 1998 leväkukinnoissa on havaittu painottumista toisaalta Etelä-Suomeen; toisaalta Kainuun-Pohjois-Pohjanmaan alueelle, jossa metsätalous on ollut voimaperäistä. Ilman kautta tulevan typpilaskeuman Suomen sisävesistöihin on arvioitu olevan keskimäärin noin 10 % kokonaiskuormituksesta (Happamoitumistoimikunnan mietintö 1998). Osa kuormituksesta kulkeutuu edelleen Pohjanlahteen ja Suomenlahteen, missä se ruokkii merialueiden levätuotantoa.

Eri kuormituslähteiden alueellisissa arvioissa tarvitaan yksinkertaisia, helppokäyttöisiä kuormituksen arviointimalleja, joissa kuitenkin on eri kuormituslähteet ja tärkeimmät niiden alueelliseen ja ajalliseen vaihteluun liittyvät tekijät mukana. Vesistöaluekohtaista tietoa tarvitaan yhä enemmän pyrittäessä vähentämään hajakuormitusta valtioneuvoston periaatepäätöksen "Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005" mukaisesti. Mallinnettaessa ravinteiden huuhtoutumista laajoilla alueilla, on tällä hetkellä hyvin hankalaa hyödyntää vuosittaisia metsätoimenpiteiden kuviotietoja johtuen mm. vaihtelusta eri organisaatioiden paikkatietojärjestelmissä, ja siitä että osa tiedosta on edelleen pelkästään manuaalista. Tässä suhteessa laajapohjaisen yhteistyön tarve on ilmeinen. Eräs mahdollisuus on hyödyntää maanmittauslaitoksen satelliittipohjaista maankäyttö- ja puustotulkintaa mallinnuksessa (Vuorela 1997). Maankäyttö- ja puustotulkinta on koko Suomen kattava numeerinen, rasteripohjainen (25*25 m) maanpinnan inventointiaineisto, joka sisältää n. 50 puusto- ja maankäyttöluokkaa. Uusimmassa, vuonna 1997 valmistuneessa tulkinnassa (versio 3) metsiä koskevat tiedot on tulkittu yhteistyössä Metlan kanssa VMI-inventoinnin koealoihin perustuen.

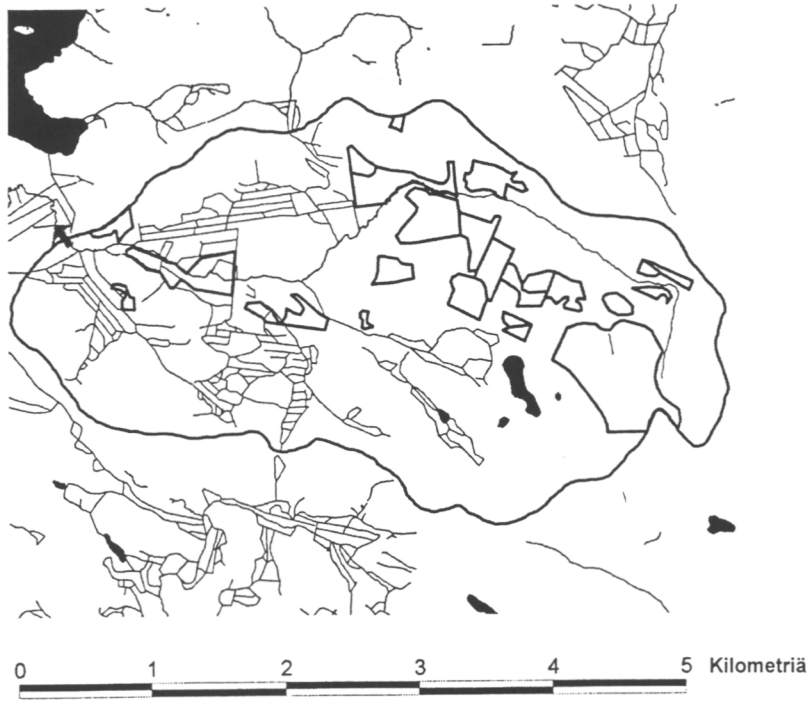
Eräs kysymys on valuma-alueilta mitatun tiedon, ominaiskuormitusarvojen, alueellistaminen. Lukuisissa empiirisissä tutkimuksissa on mitattu eri metsätalouden toimenpiteiden vaikutuksia. Mitkä arvot kuvaavat parhaiten tilannetta isoilla

alueilla? Mikä on toimenpiteiden vaikutusten kesto? Miten tarkastella vuosien välistä hydrologista vaihtelua? Nurmes-tutkimuksesssa (Ahtiainen ja Huttunen 1995) hakkuut kivennäismaavaltaisella valuma-alueella, jossa hakkuualueiden ja uomien välissä oli suojavyöhyke, aiheuttivat 12 vuoden aikana kuormituksen, joka oli vain 13 % verrattuna hakkuisiin turvemaavaltaisella alueella. Miten eroon vaikutti suojavyöhyke ja miten ero maaperässä?

Tässä katsauksessa tarkastellaan aluksi mallinnusta valuma-alueen mittakaavassa; ja arvioidaan ns. testivaluma-alueella yksittäisissä tutkimuksissa mitattujen kuormitusarvojen yleistämiskelpoisuutta. Tätä tarkoitusta varten mallinnetaan testivaluma-alueella typpihuuhtoutumien 25 vuoden aikasarjat, verrataan niitä mitattuihin, ja ositetaan kuormitus eri lähteisiin - avohakkuut, ojitukset, lannoitukset, laskeuma, luonnonhuuhtoutuma. Lisäksi tarkastellaan typpikuormituksen vesistöaluemittakaavan GIS-arviointijärjestelmän kehitysvaihetta ja -suunnitelmia.

2 Testivaluma-alue Myllypuro

Myllypuron valuma-alue (9,9 km^2) (kuva 1) sijaitsee Hyrynsalmen kunnassa Kainuussa (N 64°42', E 28°37'). Alue on kuulunut 1960-luvun alusta asti vesi/ympäristöhallinnon pienten valuma-alueiden seurantaohjelmaan. Valuma-alueen maaperä koostuu hiekka- (49 %) ja hietamoreeneista (24 %), turvemaiden ollessa rämeitä (15 %) ja nevoja (10 %) (Mustonen 1965). Valunta mitataan jatkuvatoimisella limnigrafilla mittapadolla, keskimäärin vuosivalunta on ollut 365 mm jaksolla 1958—77 (Seuna 1982).



Kuva 1. Myllypuron tutkimusvaluma-alue (9.9 km^2) Hyrynsalmella. Kuvassa näkyy uomaverkosto ja hakkuukuviot vuosijaksolla 1964—1990.

Näytteenotto mittapadolla on painottunut kevään ja syksyn ylivalumakausiin, ollen keskimäärin 10—12 näytettä vuodessa. Kokonaistyppeä on mitattu vuodesta 1966 lähtien, nitraatti- ja ammoniumtypen analyysimenetelmät katsotaan luotettaviksi vuodesta 1972 lähtien. Näytteet on analysoitu vesi/ympäristöhallinnossa käytössä olevin menetelmin (Vesihallitus 1981). Epäorgaanisen typen depositio on mitattu kansallisen havaintoverkon asemalla Kuhmo (N 64°16' E 29° 50'), tässä on käytetty vuosijaksoa 1971—1990 (Järvinen ja Vänni 1990).

Metsätalouden toimenpiteistä alueella on olemassa tarkat tiedot. Vuotuiset kuviotiedot toimenpiteistä - hakkuut, ojitukset, lannoitukset - vuosina 1964—1990 valuma-alueella, sekä lannoitusmäärät on saatu METVE-projektin yhteydessä paikalliselta metsäviranomaiselta (Saukkonen ja Kortelainen, julkaisematon aineisto). Hakkuukuviot digitoitiin ArcInfoon ja nähdään kuvassa 1. Toisaalta alueesta hankittiin maankäyttö- ja puustotulkinnan toinen, ja uusin, kolmas versio (Vuorela 1997).

3 Typpihuuhtoutuman mallinnus testivaluma-alueella

3.1 Maankäyttö- ja puustotulkinnan ja kuviotietojen vertailu

Aluksi tarkasteltiin hakkuukuviotietojen ja satelliittipohjaisen maankäyttö- ja puustotulkinnan hakkuualueiden yhteyksiä ja eroja. Valuma-alue jaettiin 25x25 m pikseleihin, jotka jaettiin neljään luokkaan: 1) pikseli on hakkuualue sekä kuviodatan (M) että satelliittipohjaisen tulkinnan (S) mukaan 2) ei ole hakkuualue kummankaan aineiston mukaan, sekä 3) ja 4) toisen aineiston mukaan on, toisen ei. Jaksolla 1981—90, tarkasteltaessa uusinta maankäyttö- ja puustotulkintaa (versio 3), 93 % valuma-alueen pikseleistä oli tulkittu oikein. Tarkastelu tehtiin myös edelliselle tulkinnalle (versio 2), sekä pidemmälle jaksolle 1964—1990, jolloin mukana tarkastelussa oli myös maankäyttö ja puustotulkinnan taimikkoluokat (ks. Lepistö ja Kenttämies 1998).

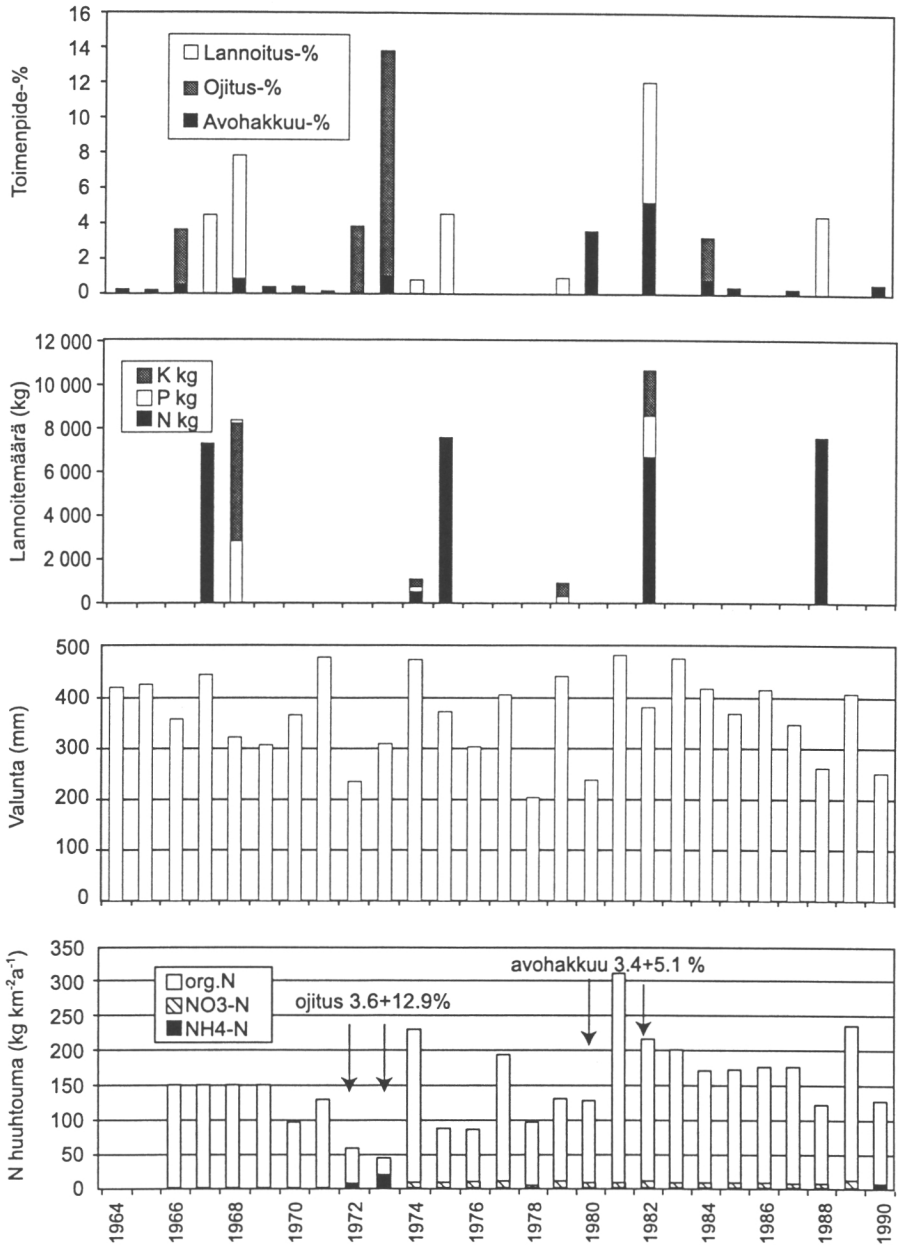
3.2 Toimenpiteet, valunta ja mitatut huuhtoutumat

Hakkuut, ojitukset ja lannoitukset, lannoitusmäärät, vuosivalunta, ja mitatut typpihuuhtoutumat Myllypuron alueella vuosijaksolla 1964—1990 nähdään kuvassa 2. Metsätalous alueella on ollut intensiivistä: suurimmat ojitukset ovat olleet vuosina 1972—1973, jolloin 16,5 % alueesta ojitettiin, ja suurimmat hakkuut vuosina 1980—1982 jolloin 8,5 % avohakattiin. Typpilannoituksia (6600—7400 kg) on tehty neljä kertaa jakson aikana 44—68 ha alueelle (kuva 2).

3.3 Ominaiskuormitusmalli

3.3.1 Mallin rakenne ja syöttötiedot

Mallissa voidaan antaa parametrina toimenpiteen vaikutuksen kesto. Toisaalta malliin voidaan syöttää ominaiskuormitusarvoja eri tutkimuksista, arvioida niiden yleistettävyyttä, sekä tarkastella eri toimenpiteiden yhteisvaikutusta.



Kuva 2. Toimenpide-% (lannoitukset, ojitukset, hakkuut), lannoitemäärä (kg), vuosivalunta (mm) ja typen eri fraktioiden huuhtoutuma (kg $km^{-2}a^{-1}$) Myllypuron testivaluma-alueella. Koko tarkastelujakso on 1964—1990 (epäorgaanisen typen fraktiot 1972—1990).

Kokonaistyppihuuhtoutuman oletettiin koostuvan viidestä lähteestä; ja typpihuuhtoutuma vuonna n mallinnettiin yhtälön (1) mukaan, jossa vuoden vetisyyttä kuvaava valuntakerroin saadaan yksinkertaisesti jakamalla vuosivalunta pitemmän jakson (tässä tapauksessa vuosijakso 1964—1990) keskivalunnalla:

$$N_{huuhtoutuma} = \frac{q_n}{q_{keskiarvo}} * [a+b+c+d+e] \quad (1)$$

jossa a,b,c,d ja e ovat mallinnettuja osuuksia kokonaishuuhtoutumasta seuraavasti:
a avohakkuu ja maanmuokkaus,
b lannoitus,
c ojitus,
d typpidepositio, ja
e luonnonhuuhtoutuma.

a Avohakkuu ja maanmuokkaus Efektiivinen hakkuu-%, jossa on huomioitu kymmenen edellisen vuoden hakkuut, kerrotaan valuma-alueen pinta-alalla, ja yksittäisestä hakkuusta 10 vuoden aikana aiheutuvalla ominaiskuormitusluvulla toimenpidehehtaaria kohti (A_{10}) (yhtälö 2). 10 vuoden kuormitusaika on muutettavissa oleva oletus, mallin parametri. Arvoksi parametrille A_{10} annettiin 40 kg ha^{-1} a^{-1} Nurmes-tutkimuksen Murtopuron tulosten mukaan (Ahtiainen ja Huttunen 1995, 1999).

$$a = \frac{S(\text{hakkuu-}\%_n + \text{hakkuu-}\%_{n-1} + ... + \text{hakkuu-}\%_{n-10})}{100} * \text{pinta-ala} * A_{10}(\text{kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}) \quad (2)$$

Jokaisen hakkuun vaikutus vähenee 10 vuoden aikana kuvan 3a mukaan, jossa vuotuisten osuuksien summa on 1.

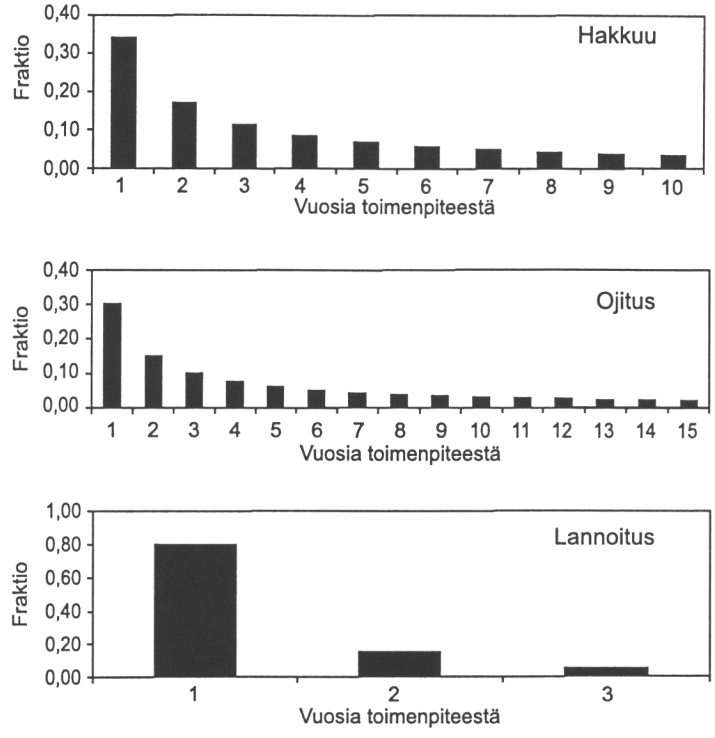
b Lannoitus Mallissa oletettiin, että 5 % lannoitteen typestä huuhtoutuu kolmen vuoden kuluessa kuvan 3c mukaan. Tähän päädyttiin Kalliojärvi-projektin valuma-alueiden havaintojen perusteella (Saura ym.1995).

c Ojitukset Ojitusten vaikutus laskettiin samalla periaatteella kuin hakkuiden (yhtälö 3). Oletuksena käytettiin pidempää vaikutusaikaa, 15 vuotta; vaikutuksen oletettiin vähenevän kuvan 3b mukaan.

$$c = \frac{S(\text{ojitus-}\%_n + \text{ojitus-}\%_{n-1} + ... + \text{ojitus-}\%_{n-15})}{100} * \text{pinta-ala} * C_{15}(\text{kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}) \quad (3)$$

Arvoksi parametrille C_{15} annettiin 37,5 kg ha^{-1} a^{-1} Nurmes-tutkimuksen Suopuron ja Koivupuron valuma-alueiden tulosten mukaan, mutta olettaen vaikutusajaksi 15 vuotta. Alueista 13—27 % ojitettiin vuonna 1983, mikä aiheutti yhteensä 27—34 kg ha^{-1} ominaiskuormituksen lisäyksen vuosina 1983—1994, eli kahdentoista vuoden aikana (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

d+e Luonnonhuuhtoutuma (sisältää N-deposition vaikutuksen) Tarkastelussa on mukana 17 valuma-aluetta (Nurmes-projektin vertailualueet ja kalibrointivuodet toimenpidealueilta, Ahtiainen ja Huttunen 1995; VALU-projektin alueet, Finér ym. 1995; Oijusluoman alueet, Alasaarela ym. 1995 sekä kaksi aluetta Keski-Ruotsista kalibrointikaudelta, ennen toimenpiteitä (Rosén 1982). Kuvassa 4 nähdään näiden alueiden keskimääräinen luonnonhuuhtoutuma valuma-alueiden turvemaiden osuuden funktiona.



Kuva 3. Mallissa oletettu eri toimenpiteiden (hakkuu, ojitus, lannoitus) aiheuttaman kuormituksen kesto ja kuormituksen väheneminen ajan funktiona. Fraktioiden yhteenlaskettu summa on 1 kussakin tapauksessa.

On huomattava, että mitattu luonnonhuuhtoutuma sisältää sekä maaperän läpi huuhtoutuneen osuuden epäorgaanisen typen laskeumasta että varsinaisen luonnonhuuhtoutuman. Turvemaiden osuus Myllypuron valuma-alueella on 27 %, jonka perusteella kuvasta 4 arvioitiin luonnonhuuhtoutumaksi 1.1 kg ha^{-1} a^{-1} *keskimääräisenä hydrologisena vuotena.*

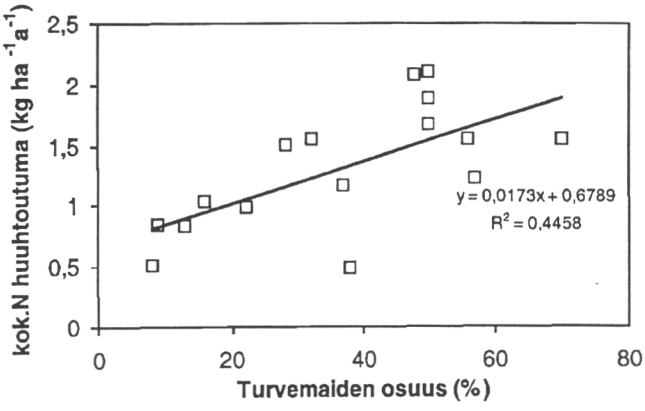
d Typpidepositio Se osuus depositiosta, joka kulkeutuu valuma-alueen maakerrosten läpi vesiuomiin, arvioitiin vuosittain empiirisen yhtälön 4 mukaan, jossa nitraattitypen huuhtoutuman kaksi tärkeintä selittäjää olivat (+) epäorgaanisen typen depositio ja (-) valuma-alueiden turvemaiden osuus. Yhtälö perustuu 20 metsävaluma-alueen aineistoon Suomessa ja Ruotsissa (Lepistö ym. 1995).

$$NO_3\text{-N export (kg km}^{-2}\text{a}^{-1}) = -1.7+0.09\ N_DEP - 0.53\ ORGSOIL\ (\%) \qquad (4)$$

e Luonnonhuuhtoutuma laskettiin vähentämällä d+e:stä d.

3.3.2 Alustavat mallitulokset ja niiden tarkastelu

Kuvassa 5 on esitetty mallinnettu typpihuuhtoutuma vuosijaksolla 1964—1990 sekä mitatut huuhtoutumat. Tuloksia tarkastellaan vastaavasti kuin osassa 3.3.1 ensin hakkuiden vaikutus.



Kuva 4. Kokonaistypen huuhtoutuma turvemaiden osuuden funktiona 18 luonnontilaisella valuma-alueella. Alueet ja viitteet; katso teksti.

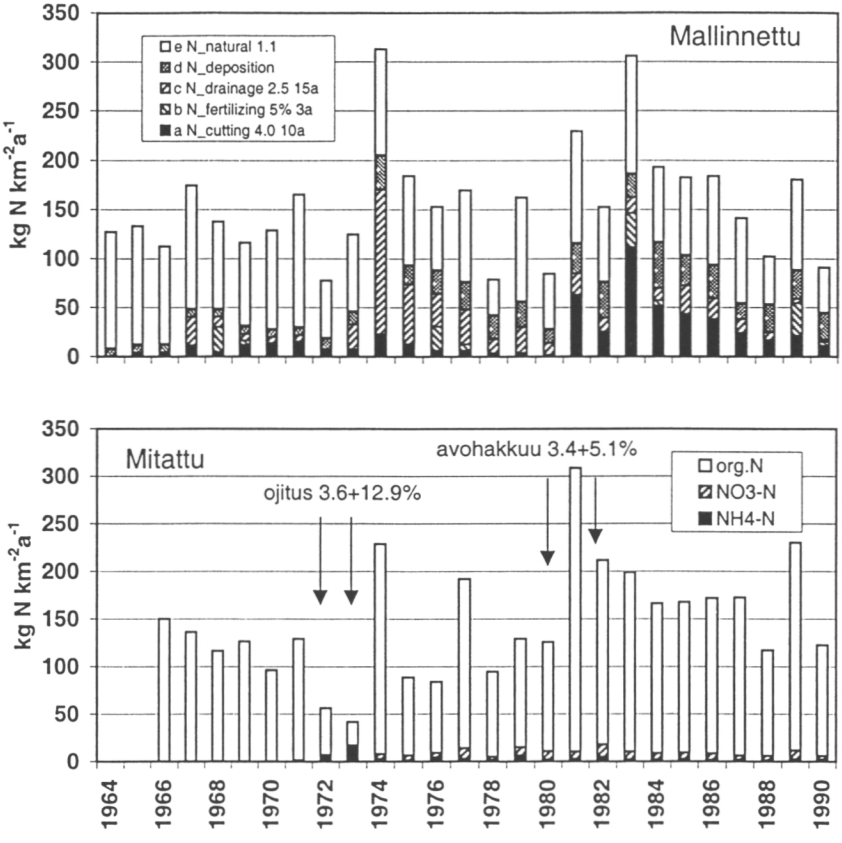
Avohakkuu ja maanmuokkaus Hakkuut vuosina 1980—1982 käsittivät 8,5 % valuma-alueen pinta-alasta. Hakkuiden vaikutus voidaan nähdä selvästi mitatusta aikasarjasta; taso nousi 1,0—1,2:sta yli 3,0:een kg ha^{-1} a^{-1}. Mallilla simuloitiin aika hyvin vaikutuksen suuruusluokka (kuva 5), mutta tarkka ajoitus mallinnuksessa on hankalaa, esim. osa vuoden 1980 hakkuista tehtiin kokonaan vuoden 1980 aikana, osa vuosina 1980—1981. Koko jaksolla 1964—1990 avohakkuita tehtiin kuvioilla, joiden yhteispinta-ala oli 13,6 % valuma-alueesta. Tämä tarkoittaa 0,5 % pinta-ala^{-1} $vuosi^{-1}$, joka on samaa luokkaa kuin hakkuut keskimäärin suurilla alueilla (Metsätilastollinen vuosikirja 1997). Huomattavaa nitrifikaatiota voi esiintyä avohakkuun jälkeen; avohakkuun nitrifikaatiota lisäävä vaikutus perustuu pH:n ja maankosteuden kohoamiseen sekä ammoniumin saatavuuden lisääntymiseen. Toisaalta ravinteidenotto vähenee, mikä myös lisää mahdollisuuksia huuhtoutumiseen. Myllypurolla korkein mitattu nitraattitypen huuhtoutuma vuonna 1982 hakkuiden yhteydessä oli vain 0,13 kg ha^{-1} a^{-1}. Valtaosa huuhtoutumasta yleensä, sekä hakkuun vaikutuksesta, on orgaanista typpeä. Tällöin tärkein selittävä tekijä on todennäköisesti lisääntyvä valunta ja eroosio (vrt. Lepistö ym. 1995).

Ojitus Suurimmat ojitukset jaksolla olivat vuosina 1972—1973, painottuen jälkimmäiseen vuoteen. Tällöin 16,5 % valuma-alueen alasta ojitettiin. Ojitusten vaikutus voidaan nähdä aikasarjassa, erityisen voimakkaana heti vuonna 1974 (kuva 5). Mallinnettu vaikutuksen ajoitus on aika hyvin kohdallaan, mutta määrä on jonkinverran yliarvioitu. Nurmes-tutkimuksessa on osoitettu että orgaanisen typen pitoisuudet ja huuhtoutumamäärät lisääntyivät huomattavasti ojitusten jälkeen (Ahtiainen 1992). Myös Myllypurolla mitatuista aikasarjoista nähdään, että ojituksella oli selvä vaikutus orgaanisen typen huuhtoutumiseen, mutta ei juuri mitään vaikutusta epäorgaanisiin typen fraktioihin. Pitkä 15 vuoden vaikutusaika on perusteltu, koska Nurmes-tutkimuksen ojitetuilla valuma-alueilla (Koivupuro ja Suopuro) ominaiskuormitus ei ollut palautunut vielä toimenpidettä edeltäneeseen tilaan kahdentoista vuoden seurantajakson (1983—1994) viimeisinä vuosina (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

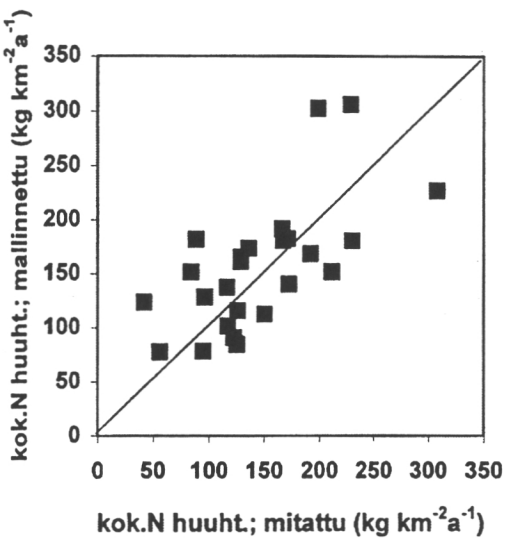
Lannoitus Myllypurolla on havaintojakson aikana toteutettu neljä lannoitusta, alkaen vuonna 1967 ja jatkuen 6—8 vuoden välein (kuva 2). Lannoitemäärät ovat olleet 100—170 kg ha^{-1} lannoitetun alueen vaihdellessa välillä 4—7 % valuma-

alueen pinta-alasta. Merkittävää epäorgaanisen typen huuhtoutumista ei havaittu. Kalliojärvi-projektissa havaittiin, että huuhtoutunut kokonaistypen määrä oli 4—5 % lannoitteen määrästä kolmella valuma-alueella ja 10 % yhdellä, puhtaasti kivennäismaa-alueella (Saura ym. 1995). Mallissa käytetty, keskimäärin 5 % huuhtoutumisosuus, ja voimakas painottuminen heti lannoituksen jälkeiseen vuoteen vaikuttaa realistiselta myös Gripin (1982) tulosten perusteella.

Laskeuma Se osuus laskeumasta (yhtälö 4, Lepistö 1996), jonka estimoitiin huuhtoutuvan valuma-alueen maakerrosten läpi uomiin, oli 5,5 % keskiarvona vuosijaksolla 1971—1990. Osuus on todennäköisesti jonkin verran yliarvioitu Myllypuron testialueella, jossa epäorgaanisen typen huuhtoutuma metsäalueeksikin on poikkeuksellisen pieni. Epäorgaanisen typen laskeuma pidättyi keskimäärin tehokkaasti tutkimusvaluma-alueiden maaperään tai biomassaan (20 alueen aineisto Suomessa ja Ruotsissa), keskimääräinen nitraatin pidättymis-% oli 93, eli 7 % huuhtoutui. Etelä-Suomessa kahdella tutkimusvaluma-alueella (OMT ja MT) 1980-luvulla huuhtoutui kuitenkin enemmän, keskimäärin 15—25 % epäorgaanisen typen depositiosta (Lepistö 1996).



Kuva 5. Mallinnettu kokonaistypen huuhtoutuma (kg $km^{-2}a^{-1}$) ositettuna viiteen eri lähteeseen (**a** hakkuut, **b** lannoitukset, **c** ojitukset, **d** typpilaskeuma, **e** luonnonhuuhtoutuma), sekä mitattu typpihuuhtoutuma jaksolla 1966—1990.

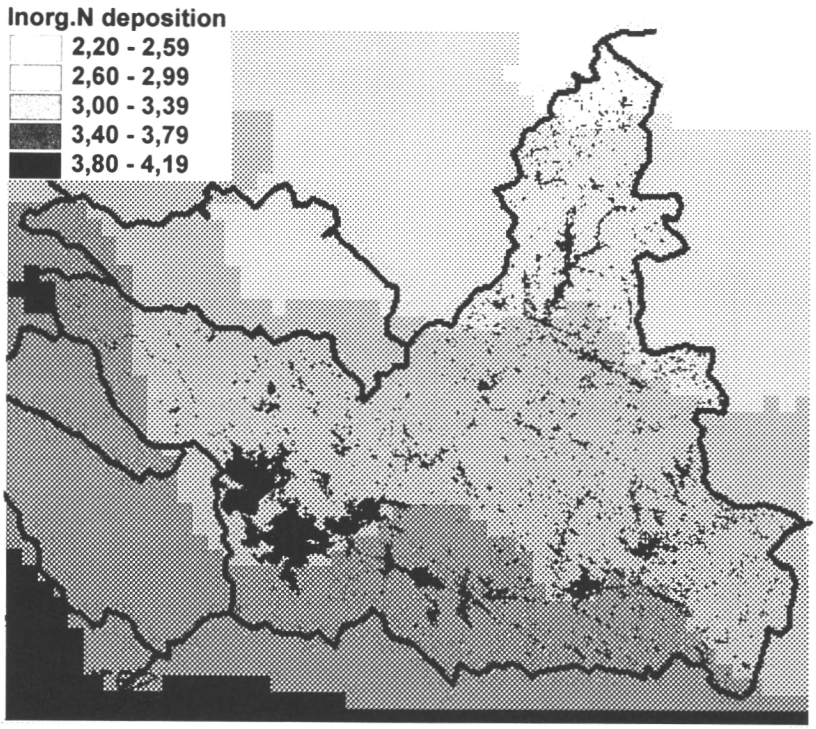


Kuva 6. Mallinnettu vs. mitattu kokonaistypen vuosihuuhtoutuma vuosijaksolla 1966—1990.

3.3.3 Johtopäätöksiä testivaluma-alueen mallinnuksesta

Kuvassa 6 vertaillaan Myllypurolla mitattuja ja mallinnettuja kokonaistypen vuosihuuhtoutuma-arvoja, R^2 =0.42. Keskimäärin mallinnettu vuosihuuhtoutuma (158 kg km^{-2} a^{-1}) on lähes sama kuin mitattu (147 kg $km^{-2}a^{-1}$). Mallin mukaan vuosijaksolla 1966—1990 kuormitus jakautuu eri lähteisiin seuraavasti: hakkuut 13 %, lannoitukset 4 %, ojitukset 14 %, laskeuma 14 % ja luonnonhuuhtoutuma 55 %.

— Hakkuun vaikutusten simulointi vaikutti realistiselta ja Nurmes-tutkimuksen Murtopuron ominaiskuormitusarvot alueellistamiskelpoisilta nimenomaan *typen* suhteen. Sensijaan esim. Kivipuron tulosten käyttö laajoilla alueilla aliarvioi hakkuun vaikutuksia (ks. tarkemmin malli II; Lepistö ja Kenttämies 1998).
— Mallilla todennäköisesti hiukan yliarvioidaan typpilannoituksen vaikutuksia, toisaalta Myllypurolla mitatut epäorgaanisen typen huuhtoutumat ovat poikkeuksellisen pieniä.
— Myös ojitusten vaikutuksen simulointi vaikutti olevan realistinen. Nurmes-tutkimuksen Suopuron ja Koivupuron tulokset ovat tämän testauksen mukaan alueellistamiskelpoisia.
— Lukuisten tehtyjen empiiristen tulosten arviointi ja testaus tämäntyyppisillä testivaluma-alueilla ja ominaiskuormitusmalleilla nähdään tärkeänä. Toimenpiteiden vaikutusten kestosta ja vaikutusten vähenemisestä (lineaarinen/epälineaarinen, käyrän muoto) ajan funktiona tarvitaan lisätietoa, mutta sitä on saatavissa myös tarkastelemalla uudelleen olemassaolevia aineistoja.



Kuva 7. DAIQUIRI-mallilla (5x5 km rasterit) estimoitu epäorgaanisen typen laskeuma (kg $ha^{-1}a^{-1}$) Oulujoen vesistöalueella.

4 GIS-mallin kehitystyö alueellisen typpihuuhtoutuman arvioimiseksi

Eri metsätaloustoimenpiteiden vaikutusten kesto riippuu toimenpidealueen laajuudesta, toimenpiteen intensiteetistä ja käytetystä menetelmästä, vuosien välisestä hydrologisesta vaihtelusta, alueen maaperästä ja topografiasta sekä metsikön kehittymisestä toimenpiteen jälkeen. Jos toimenpiteiden ala on pieni tarkasteltavaan valuma-alueeseen verrattuna, vaikutuksia on hankala erottaa muusta huuhtoutumasta. Vaikutukset korostuvat vesistöalueilla latvoille päin mentäessä.

Hankkeessa kehitetään GIS-arviointimalli, jolla voidaan arvioida metsätalouden toimenpiteiden ja laskeuman aiheuttamia vaikutuksia ravinnehuuhtoumiin, sekä kvantifioida huuhtoutumia alueellisesti. Mallissa voidaan huomioida myös maatalouden, haja-asutuksen ja turvetuotantoalueiden aiheuttama kuormitus. Mallilla estimoidaan aluksi typen bruttohuuhtoutumaa maaperästä veteen. Mallin kehityksessä käytetään rasteripohjaista GIS-ohjelmistoa.

Maankäyttöluokkina huomioidaan: hakkuu- ja taimikkoalueet, metsät kivennäismailla, avosuot, korvet, rämeet, turvetuotantoalueet, pellot, haja-asutusalueet ja vedet. Nämä aggregoidaan maankäyttö- ja puustotulkinta-aineistosta prosenttiosuuksiksi tarkasteltavasta 1x1 km rasterista. Malliin voidaan syöttää empiirisistä tutkimuksista em. luokkia vastaavia ominaiskuormitusarvoja testivaluma-alueilla tehdyn evaluoinnin jälkeen (ks. ed. luku 3.3). Alueellinen typpilaskeuma estimoidaan DAIQUIRI-mallilla 5x5 km rastereille (kuva 7); mallilla huomioidaan sekä kauko-

kulkeumana tulleet että paikalliset emissiot (Syri ym. 1998). Ojitusten suhteen käytetään ainakin aluksi alueellisia, metsälautakunnittaisia tietoja Metlan tietokannoista. Kuvioittaisten ojitusaluetietojen (perus- ja kunnostusojitukset) saatavuus ja käyttö mahdollistaisi osaltaan alueellisen vaihtelun tarkemman mallinnuksen. Valunnan alueellinen vaihtelu lasketaan konseptuaalisella vesistöaluemallilla (ks. Vehviläinen 1992).

Mallilla lasketaan eri kuormituslähteiden aiheuttama kuormitus sekä niiden yhteisvaikutus halutulla vesistöalueen osa-alueella, ensiksi mallia testataan Oulujoen vesistöalueella. Mallitulosten verifiointiin käytetään vedenlaadun ja hydrologian seuranta-aikasarjoja ympäristöhallinnon tietokannoista.

Kirjallisuus

Ahtiainen, M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. Hydrobiologia 243/244: 465—473.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. In: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. p. 33—50.

Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Boreal Environment Research 4:101—114.

Alasaarela, E., Kubin, E., Seuna, P., Ylitolonen, A. & Välitalo, J. 1995. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vesistövaikutukset: kalibrointiajan tuloksia.In: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. p. 399—411.

Finér, L., Ahtiainen, M., Höytämö, J., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Seuna, P., Starr, M. & Store, R. 1995. Kangasmaan päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden ja ravinteiden kiertoon: kalibrointijakson tuloksia. In: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. p. 383—398.

Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten.Uppsala University, UNGI Repost Nr 58. 144 p.

Happamoitumistoimikunnan mietintö 1998. Suomen ympäristö no. 219. Ympäristöministeriö, Helsinki. 182 s.

Järvinen, O. & Vänni, T. 1990. Bulk deposition chemistry in Finland. In: Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (eds.) Acidification in Finland. Springer, Berlin. p. 151—165.

Kenttämies, K. & Saukkonen, S. (eds.) 1996. Metsätalous ja vesistöt. Yhteistutkimusprojektin "Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta" (METVE) yhteenveto. MMM:n julkaisuja 4/1996. 101 p.

Lepistö, A., Andersson, L., Arheimer, B. & Sundblad, K. 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. Water, Air, and Soil Pollution 84: 81—102.

Lepistö, A. 1996. Hydrological processes contributing to nitrogen leaching from forested catchments in Nordic conditions. Monographs of the Boreal Environment Research No. 1. 72 p.

Lepistö, A. & Kenttämies, K. 1998. Towards the use of satellite-based forest change data in large-scale N leaching models — testing and modeling in a catchment scale. The Nordic Coordinating Committee for Hydrology (KOHYNO), Helsinki. NHP Report 44:210—224.

Marttunen, M. (toim.) 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Vaihtoehtoisten kuormitustasojen vaikutukset sisävesissä. Suomen ympäristö no. 160.

Metsätilastollinen vuosikirja. 1997. Metsäntutkimuslaitos. Helsinki. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 348 s.

Mustonen, S. 1965. Maataloushallituksen hydrologiset tutkimukset vuosina 1957...1964. Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia no. 11. Helsinki. 144 p.

Rosén, K. 1982, Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forest watersheds in Central Sweden. Reports in Forest Ecology and Forest Soils 41. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Saura, M., Sallantaus, T., Bilaletdin, Ä. & Frisk, T. 1995. Metsänlannoitteiden huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. In: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2. p. 87—104.

Seuna, P. 1982. Frequency analysis of runoff of small basins. National Board of Water, Helsinki. Publications of the Water Research Institute 48. 77 p.

Syri, S., Johansson, M. & Kangas, L. 1998. Application of nitrogen transfer matrices for integrated assessment. Atmospheric Environment 32: 409—413.

Vehviläinen, B. 1992. Snow cover models in operational watershed forecasting. Publ. of Water and Environment Institute no. 11. Helsinki. 112 p,

Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotus, No. 213.

Vuorela, A. 1997. Satellite image based land cover and forest classification of Finland. Reports of the Finnish Geodetic Institute 97:2, pp. 42—52.

Metsätyössä käytettävien öljyjen biohajoavuus

Risto Lauhanen, Reetta Kolppanen, Toivo Kuokkanen ja Simo Sarpola

1 Johdanto

Voimassa olevat kansainväliset sopimukset, yleinen mielipide sekä ympäristöliikkeet edellyttävät, että myös metsätalous panostaa ympäristönsuojeluun ja luonnon monimuotoisuuden vaalimiseen entistä ponnekkaammin. Suomen metsätalouden ympäristö- ja monimuotoisuusohjelmat sekä niitä tukevat metsänhoitosuositukset valmistuivat viitisen vuotta sitten (mm. Luonnonläheinen... 1994).

Myös metsätyössä käytettävien öljyjen biohajoavuudesta ja ympäristöystävällisyydestä on keskusteltu. Öljyn biohajoavuudella tarkoitetaan sitä, millä nopeudella biologiset (bakteerit ja muut elävät organismit), kemialliset (esim. maan ravinteet ja pH) sekä fysikaaliset (lämpötila, valo, kosteus, tuuli) tekijät hajottavat aineen reaktiotuotteiksi. Biohajoavia, kasvipohjaisia öljyjä pidetään perinteisiä mineraaliöljyjä luontoystävällisempinä. Biohajoavien öljyjen vaikutuksia metsäluontoon ei tietääksemme ole tutkittu maassamme tätä projektia aikaisemmin. Öljytutkimukset ovatkin painottuneet suurimmaksi osaksi merten saastumisen (Castrén 1993) sekä öljyisten tehdas- tai huoltamoalueiden tilan selvittämiseen ja kunnostamiseen (Mroueh ym. 1996).

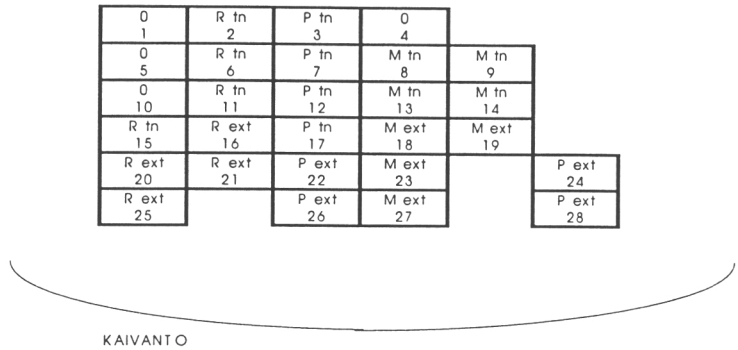
Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää metsätyössä käytettävien öljyjen biohajoavuutta maaperässä sekä tarkastella biohajoavuuskäsitettä osana öljyjen ympäristöystävällisyyttä ja öljyjen valintaa. Lisäksi öljypitoisuuksia määritettiin kesä- ja talviolosuhteissa sahatusta tuoreesta purusta. Tutkimuksessa keskityttiin mineraali-, rypsi- ja mäntyöljypohjaisiin tuotteisiin, joiden biohajoavuutta selvitettiin kasvihuone- ja maastokokein.

Tutkimus on Metsäntutkimuslaitoksen ja Oulun yliopiston kemian laitoksen yhteistyötä. Tutkimusta ovat rahoittaneet Metsämiesten Säätiö sekä Ekokem Oy:n Säätiö. Ekopine Oy:lle kiitokset yhteistyöstä liittyen biohajoavuuskokeisiin sekä muiden teräketjuöljyjen ympäristövaikutuksia koskevien menetelmien soveltamiseen.

2 Aineisto- ja menetelmät

2.1 Koejärjestelyt

Kasvihuonekoe perustettiin Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen tutkimusaseman kasvihuoneessa 17.5.1996, jolloin männyn kaksivuotiaita paakkutaimia istutettiin multamaahan kasvatuslaatikoihin. Taimet altistettiin mineraali-, mänty- ja rypsipohjaisille teräketjuöljyille sekä eräälle ns. "valkoiselle hydrauliikkaöljylle". Lisäksi mukana oli öljytön vertailuvaihtoehto. Öljyaltistus oli 32 t/ha ja taimet altistettiin öljyille maan kautta. Kustakin öljykäsittelystä oli kolme toistoa.



Kuva 1. Yleiskuva kaatopaikan metsityskohteen koejärjestelystä. Selitykset: 0 = öljytön vertailu, R = rypsiöljy, M = mineraaliöljy ja P = mäntyöljy. tn = öljyaltistus 5 t/ha ja ext = öljyä 20 t/ha. Koeruudut (à 0,25 m²) numeroitu juoksevasti.

Samoja männyntaimia istutettiin puutarhajyrsimellä muokattuun hiesu-savi -maahan Kannuksen kaatopaikalla 28.6.1996. Taimet altistettiin maan kautta mineraali-, mänty- ja rypsipohjaisille teräketjuöljyille. Öljymäärät olivat 5 t/ha ja 20 t/ha. Lisäksi olivat öljyttömät koeruudut. Yksittäisen koeruudun koko oli 0,25 m^2 (50 cm x 50 cm). Kustakin öljykäsittelystä oli neljä toistoa (kuva 1).

Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen tutkimusaseman Lehtorannan palstalla sijaitsevan kangassoistuman osa altistettiin rypsi- ja mäntyöljypohjaisille teräketjuöljyille 6.6.1997. Kohteen maalaji oli moreeni. Maahan tasaisesti kaadettu öljymäärä oli 20 t/ha. Lisäksi mukana oli öljytön vertailuvaihtoehto. Koeruudun koko oli 1,0 m^2, ja kustakin käsittelystä oli kolme toistoa (kuva 2).

Kokeet perustettiin ja hoidettiin Keski-Pohjanmaan ympäristökeskuksen antamien ohjeiden mukaan. Muun muassa kaatopaikan metsityskoe eristettiin muusta ympäristöstä kaivamalla oja kokeen alapuolelle mahdollisia öljyvalumia keräämään.

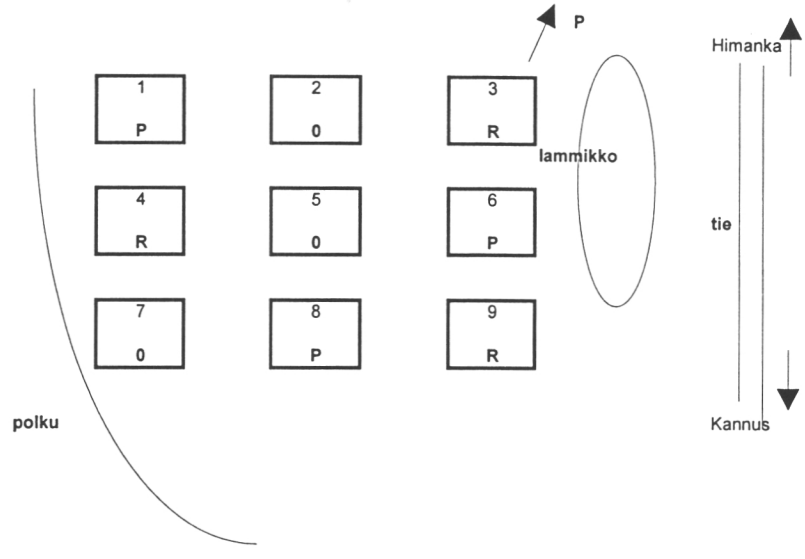
Ensimmäinen koesahaus tehtiin Lehtorannan tutkimusmetsässä 8.8.1997. Ilman lämpötila oli + 25 °C ja sää oli aurinkoinen. Toinen koesahaus tehtiin 20.11.1997. Sää oli pilvetön ja pakkasta oli -1 °C.

2.2 Näytteenotto

Toukokuussa 1996 kasvihuonekokeessa otettiin maanäytteitä viikon välein, kesäkuussa 1996 kahden viikon välein ja kesäkuun lopun jälkeen kuukauden välein aina syyskuun loppuun saakka. Vuoden kuluttua kokeen perustamisen jälkeen näytteenotto jatkui kuukauden välein joulukuulle 1997 asti, jolloin näytteenotto lopetettiin.

Kaatopaikan metsityskokeen ja Lehtorannan tutkimusmetsän maanäytteet otettiin sulan maan aikana kuukauden välein kokeen perustamishetkestä lähtien. Viimeiset näytteet otettiin heinäkuussa 1998.

Kaikilla kokeilla maanäytteet otettiin 20 cm korkuisina lieriöinä, koska 0—20 cm:n pintakerroksessa on suurin osa taimien ja puiden juurista sekä niiden tarvitsemista ravinteista. Osalla kasvihuonelaatikoista otettiin useampi näyte samaan aikaan tutkittaessa öljyn imeytymistä laatikoissa. Koeruutukohtaiset näytteet yhdistettiin koostenäytteiksi. Sekä maanäytteet että tuoreet purunäytteet sekä säilytettiin että kuljetettiin pimeässä ja kylmässä pakastettuina.



Kuva 2. Lehtorannan tutkimusmetsän koejärjestely. Koeruudun koko 1,0 m², ja selitykset samat kuin kuvassa 1. Öljyaltistus 20 t/ha.

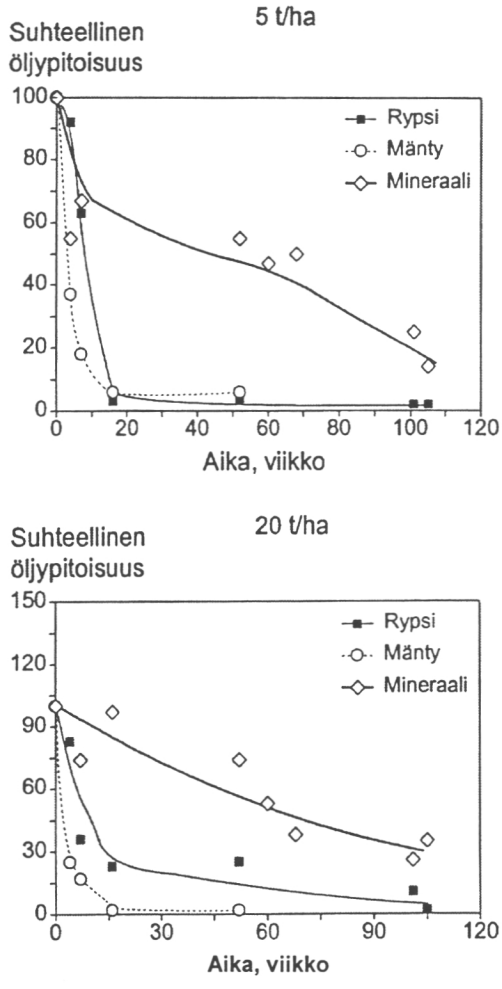
2.3 Biohajoavuusanalyysit

Maa- ja purunäytteiden öljypitoisuudet mitattiin IR-spektrofotometrisesti Oulun yliopiston kemian laitoksella vesianalyysistandardin SFS-3010 pohjalta kehitetyllä menetelmällä (Sarpola ja Kuokkanen 1991). Mittaukset suoritettiin joko tavanomaisella IR:llä (Perkin Elmer 457) tai FTIR:llä (Bruker IFS-66). Käytetyllä laitteistolla ei ollut vaikutusta tuloksiin, jotka ilmoitettiin öljygrammoina kuiva-ainekiloa maata kohti (g/kg).

3 Tulokset

Kaatopaikan metsityskokeella (öljyä 20 t/ha) maan mineraaliöljypitoisuus oli altistushetkellä 7,4 g/kg, rypsiöljypitoisuus 5,3 g/kg ja mäntyöljypitoisuus 11,3 g/kg. Öljyttömän vertailuvaihtoehdon hiilivetypitoisuus oli 0,04—0,1 g/kg. Rypsiöljystä (20 t/ha) oli vuoden kuluttua jäljellä noin 25 % alkuperäisestä pitoisuudesta, mäntyöljystä noin 2 % ja mineraaliteräketjuöljystä noin 74 % (kuva 3). Kahden vuoden kuluttua mineraaliöljystä oli jäljellä vielä noin 30 %, kun mänty- ja rypsiöljypitoisuudet olivat käytännössä samat kuin öljyttömässä vertailumaassa.

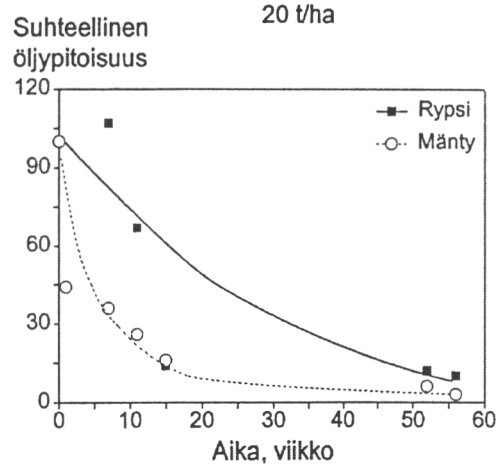
Öljyaltistuksella 5 t/ha maan rypsiöljypitoisuus oli altistushetkellä 2,4 g/kg, mineraaliöljypitoisuus 3,6 g/kg ja mäntyöljypitoisuus 1,8 g/kg. Rypsi- ja mäntyöljystä oli vuoden kuluttua jäljellä 4—6 % ja mineraaliöljystä 56 % (kuva 3). Mineraaliöljystä oli kahden vuoden ja kuukauden (105 viikon) kuluttua öljyaltistuksesta jäljellä vielä 14 %, kun taas rypsiöljy- ja mäntyöljypitoisuudet vastasivat öljytöntä vertailutasoa.



Kuva 3. Teräketjuöljyn suhteellinen pitoisuus lähtötilanteeseen verrattuna kaatopaikan metsityskokeella ajan funktiona. Öljyaltistukset 5 t/ha ja 20 t/ha.

Kun Lehtorannan öljyaltistus oli 20 t/ha, maan rypsiöljypitoisuus oli altistushetkellä 43 g/kg ja mäntyöljypitoisuus 36 g/kg. Lehtorannan metsäpalstalla mäntyöljypohjainen tuote hajosi rypsiöljypohjaista tuotetta nopeammin. Metsämaan rypsiöljypitoisuus oli 12 % lähtötasosta ja mäntyöljystä 6 %, kun yksi vuosi altistuksesta oli kulunut (kuva 4). Rypsiöljypitoisuus kohosi hieman viikon kuluessa öljyaltistuksesta, mikä kuvastaa öljyn imeytymistä ja rikastumista metsämaahan.

Kasvihuonekokeissa (öljyaltistus 32 t/ha) rypsiöljypitoisuus oli altistushetkellä 110 g/kg. Mäntyöljypitoisuus oli vastaavasti 70 g/kg, mineraaliöljypitoisuus 73 g/kg ja hydrauliikkaöljypitoisuus 64 g/kg. Rypsi- ja mäntyöljypohjaiset tuotteet hajosivat mineraaliöljyjä selvästi nopeammin. Syyskuun lopulla eli ensimmäisen kesän jälkeen rypsiöljystä oli jäljellä 18 %, mäntyöljystä 20 %, mineraaliteräketjuöljystä 58 % ja valkoisesta hydrauliikkaöljystä 44 %. Noin vuoden kuluttua altistuksesta rypsiöljystä oli kasvihuoneessa jäljellä 5 %, mäntyöljystä 6 %, mineraaliteräketjuöljystä 42 % ja valkoisesta hydrauliikkaöljystä 48 %.



Kuva 4. Teräketjuöljyn suhteellinen pitoisuus lähtötilanteeseen verrattuna Lehtorannan tutkimusmetsässä ajan funktiona. Öljyaltistus 20 t/ha.

Kesällä 1997 otettujen sahanpurunäytteiden öljypitoisuudet (g/purukilo kuiva-ainetta) olivat alhaiset, koska sahaushetkellä vallitsi hellesää, ja kesä oli muutenkin lämmin. Sen sijaan marraskuussa 1997 sahatussa purussa havaittiin kohonneita hiilivetypitoisuuksia erityisesti mineraaliöljyn osalta. Mineraaliöljyn kokonaishiilivetypitoisuus oli 35 g/kg, rypsiöljyn 25 g/kg ja mäntyöljyn 21 g/kg. Käsisahalla sahattujen purunäytteiden kokonaishiilivetypitoisuus oli 16—22 g/kg.

4 Tarkastelu

Luonnossa mäntyöljypohjainen teräketjuöljy hajosi rypsiöljypohjaista tuotetta nopeammin, ja mineraaliöljypohjainen tuote hajosi kaikkein hitaimmin. Myös kasvihuonekokeen tulokset olivat samansuuntaiset kuin maastossa. Kasvihuoneessa öljy oli kuitenkin suljetussa systeemissä. Luonnonoloihin verrattuna kasvihuoneolot eivät olleet realistiset, koska talvella kasvihuoneen minimilämpötila oli + 3 °C.

Kahden vuoden kuluttua altistuksesta mineraaliöljystä (20 t/ha) oli maastossa jäljellä vielä noin 30 %. Pirhosen ja Huhdan (1984) kokeissa polttoöljystä (62,5 t/ha) oli kahden kesän kuluttua jäljellä metsämaassa 22 % ja mineraaliöljypohjaisesta hydrauliikkaöljystä 47 %.

Nevalan (1995) mukaan mineraaliöljyt hajoavat maaperässä, jos maaperän öljyaltistus ei ole liian voimakas. Tutkimuskompostin öljypitoisuus väheni yli 50 % 110 vuorokauden aikana, kun lähtötilanteessa mineraaliöljyä oli 22 grammaa maakiloa kohti. Sen sijaan ylisuuret öljyjäämät voivat johtaa maaperän totaaliseen kuolemiseen (Nevala 1995). Entisen Neuvostoliiton alueella sattuneen öljyonnettomuuden jälkeen öljy on säilynyt ja vaikuttanut turvemaassa 30 vuotta (Bleuten ym. 1998).

On korostettava, että nyt saadut tulokset pätevät tarkasti ottaen vain käytetyllä menetelmällä ja näissä nimenomaisissa tutkimusolosuhteissa. Koska biohajoavuusstandardeja on olemassa lukuisia, tietty öljy saattaa antaa erilaisia tuloksia tutkimusmenetelmästä ja olosuhteista riippuen. Öljyjen biohajoavuutta olisikin ollut tarpeen tutkia eri analyysimenetelmillä, jos resurssit olisivat sallineet. Toisaalta yhden standardin käyttö esimerkiksi EU:n alueella selkeyttäisi sekä tutkimusta että tulosten tulkintaa.

Maaperän eloperäiset organismit hajottavat öljyä luonnossa. Lämpötila, kosteus, ilmavirtaukset ja valo vaikuttavat eri hajottajaorganismien toimintaan maaperässä (Nevala 1995). Käytännössä metsäkokeen varvuston tai kaatopaikan metsityskokeen heinikon sisällä säteily- ja lämpöolot vaihtelivat (ks. Sliva 1998), mikä osaltaan vaikutti tuloksiin yksittäisen koeruudun näytteenottokohdan osalta. Koska samasta paikasta ei voinut ottaa kuin kertaalleen yhden näytteen, niin koostenäytteitä keräämällä luonnon omaa hajontaa pyrittiin vähentämään. Myös maalaji tai sen vaihtelu kokeen sisällä vaikutti öljyn imeytymiseen. Varsinkin mineraaliöljypitoisuudet kohosivat ensimmäisten altistusviikkojen aikana. Toisaalta esim. kivi saattoi estää kokonaan näytteenoton tietyltä kohtaa koeruutua.

Vaikka tutkimus keskittyi eri öljyjen biohajoavuuteen, antoi tutkimus tietoa myös öljyjen ympäristövaikutuksista: esimerkiksi tämän kasvihuonekokeen männyt näyttivät kasvuisilta ja elinvoimaisilta runsaan kahden vuoden kuluttua öljyaltistuksesta mineraaliöljykäsittelyä lukuunottamatta. Sama tilanne vallitsi myös kaatopaikan metsityskokeella (Lauhanen ym. 1998a).

Biohajoavuus on kuitenkin vain yksi öljyn luontoystävällisyyttä kuvaava suure. Öljyn hiilivetyjen täydellisessä hajoamisessa mikrobiologisen prosessin kautta syntyy lopputuotteina hiilidioksidia ja vettä. Useinkaan tämä hajoaminen ei ole täydellistä, vaan vain osa öljystä hajoaa vedeksi ja hiilidioksidiksi loppuosan jäädessä eri asteisiksi hapettumisen välituotteiksi, kuten aldehydeiksi, ketoneiksi, alkoholeiksi ja karboksyylihapoiksi (Nevala 1995). Myrkyllisten hajoamisen sivutuotteiden lisäksi mänty- tai rypsiöljyn välttämättömät, omat lisäaineet saattavat olla eläville organismeille vaarallisen myrkyllisiä. Jatkossa onkin tarpeen kehittää mahdollisimman vähätoksisia öljyjä (Davner 1998).

Öljyn biohajoavuuskokeiden rinnalle tulisi kehittää myös öljyn toksisuuskokeita. Männyn siementen itävyyskoe tai raiheinän kasvatuskoe antavat nopeasti tietoa eri öljyjen myrkyllisyydestä. Kolmen viikon (21 vrk) itävyyskokeen perusteella mineraaliöljypohjainen teräketjuöljy (altistustaso 20 l/ha) alensi männyn siementen itävyyttä 7—8 prosenttia rypsi- ja mäntyöljypohjaisiin tuotteisiin sekä kontrolliin verrattuna. Kun altistustaso oli 32 t/ha, siemenet tuhoutuivat. Toisaalta moottorisahan terälaitteesta luontoon kulkeutuva öljyaltistustaso 20 l/ha ei alentanut raiheinän biomassatuotosta merkitsevästi öljyttömään vaihtoehtoon verrattuna kahden viikon kasvatusjakson aikana (Lauhanen ja Kolppanen 1996).

Öljyn biohajovuus on siis vain yksi tärkeä näkökohta öljyjä valittaessa. Käytännössä öljyjen toimivuus koneissa ja laitteissa, öljyjen vaikutukset työntekijöihin sekä öljyjen käyttökustannukset ovat myös tärkeitä seikkoja (Taulukko 1). Näistä tekijöistä johtuen biohajoavien, kasvipohjaisten teräketju- ja hydrauliikkaöljyjen markkinaosuus oli vuosina 1996—1997 vain noin 10—15 % (Castrén 1997, Lauhanen 1997).

Taulukko 1. Öljyjen eri ominaisuuksien arvostelu oikein huonosta oikein hyvään asteikolla --- ...-...0...+...+++. (Lauhanen ym. 1998b).

	Biohajoavat öljyt	Mineraaliöljyt
Työntekijän terveys	-	--
Öljyn hinta	---	-
Koneiden hydrauliikkaongelmat	-	0
Terälaitteen voitelu	+++	+
Biohajoavuus (nopeus)	++	-
Maaperäeläimet öljyvahingoissa	0	0-
Toksisuus luonnolle (koska lisäaineita)	-	--
Puuntaimet (normaalit öljypäästöt)	0-	0-
Puuntaimet (öljyvahingot)	--	---

Metsätyöntekijöiden terveys on tärkeä huomioitava asia. Moottorisahan öljysumumittausten mukaan biohajoavat kasvipohjaiset öljyt olivat työntekijän terveydelle vähemmän haitallisia kuin perinteiset mineraaliöljypohjaiset tuotteet (Nilsson ym. 1986). Koneyrittäjille suunnatun kyselytutkimuksen mukaan mineraaliöljypohjaiset hydrauliikkaöljyt olivat aiheuttaneet jonkin verran terveyshaittoja, kun biohajoavista tuotteista ei ollut haittaa (Lauhanen 1997).

Kasvipohjaiset biohajoavat teräketjuöljyt toimivat moottorisahan ja hakkuukoneen terälaitteiden voitelussa mineraaliöljyjä paremmin (Takalo 1981, 1995, Rajamäki ja Vuollet 1994). Metsäkoneiden hydrauliikan osalta mahdolliset tekniset ongelmat tulisi ratkaista tuotekehityksen keinoin tai korvaamalla koneyrittäjille selvästi öljyistä aiheutuneet kone- ja laiterikot. On kuitenkin korostettava, että osalla koneyrittäjistä kasvipohjaiset öljyt toimivat metsänparannuskoneissa moitteettomasti ilman teknisiä ongelmia (Lauhanen 1997). Kone- ja laiteteknisten ongelmien takia Ruotsissa ollaankin parhaillaan siirtymässä vähätoksisiin mineraaliöljyihin, jotka täyttävät FSC-metsäsertifioinnin kriteerit (Davner 1998).

Biohajoavien kasviöljyjen kalleus on myös ollut ongelmana ja käyttöä rajoittavana tekijänä (Rajamäki 1993). Kasvipohjaisen teräketjuöljyn litrahinta on ollut viime vuosina noin 2—3 kertaa mineraaliöljyn hintaa kalliimpi. Jos metsäkoneiden hydrauliikkaongelmat ratkaistaan tuotekehitystyön turvin ja bioöljyjen käyttömäärät kasvavat, öljyjen hintataso laskee kuten on tapahtunut esimerkiksi matkapuhelinten hintakehitykselle viime vuosina (Lauhanen ym. 1998b).

Jatkossa tarvitaan tuotekehitystyötä ja tutkimusta tarvitaan entistä ympäristöystävällisempien öljyjen ja niiden lisäaineiden kehittämiseksi. Tutkimuksessa ei mitattu öljyn haihtumista ilmaan tai valumista alempiin maakerroksiin. Tätä taustaa vasten jatkossa tarvitaan tietoa öljyjen biohajoavuudesta pohjavesissä.

Kirjallisuus

Bleuten, W., Wiersma, E., Lapshina, E., Shinkarenko, V. & Ivens, W. 1998. Natural remediation processes in peat bog ecosystems after oil spills in West-Siberia. Teoksessa: Sopo, R. (toim.): Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 41—42.

Castrén, M. 1993. Öljyjen ympäristö- ja terveysvaikutukset puunkorjuutyössä. Työtehoseuran metsätiedote 12. 4 s.

Castrén, M. 1997. Metsänomistajien puunkorjuutyössä käyttämät öljyt. Työtehoseuran monisteita 58. 40 s.

Davner, L. 1998. Vegoljorna på väg ut? Skogen 8: 50—51.

Lauhanen, R. 1997. Biohajaovista öljyistä saatava korvaus. Koneyrittäjä 6: 42—43.

Lauhanen, R. & Kolppanen, R. 1996. Metsätaloudessa käytettävien öljyjen luontovaikutukset. Julkaisussa: Finér, L., Ilvesniemi, H., Kortelainen, P. & Karvinen, L. (toim.). Metsätalouden ympäristökuormitus — tutkijaseminaari Vääksyssä Päijänne-luontokeskuksessa 20—21.5.1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 607: 29—33.

Lauhanen, R., Kolppanen, R., Kuokkanen, T., Sarpola, S. & Lehtinen, M. 1998a. Biodegradable oils in peatland forestry work. In: Sopo, R. Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 97—98.

Lauhanen, R., Kolppanen, R., Kuokkanen, T., Sarpola, S. & Lehtinen, M. 1998b. Metsätyössä käytettävien öljyjen ympäristövaikutukset. The environmental effects of oils used in forest operations. Teho 4: 32—34.

Luonnonläheinen metsänhoito. 1994. Metsänhoitosuositukset. Metsäkeskus Tapion julkaisuja 6. 72 s.

Mroueh, U.-M., Järvinen, H.-L. & Lehto, O. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostus. TEKES. Teknologiakatsaus 47. 194 s.

Nilsson, C.-A., Larson, K., Lindahl, R. & Nygren, O. 1986. Provtagning och analys av motorsågavgaser. IV. Exponering för oljedimma vid arbete med motorsåg. Arbete och hälsa. Arbetarskyddsverket, Vetenskaplig skriftserie 42. 21 s.

Nevala, K. 1995. Öljyllä saastuneen maan puhdistaminen mikrobiologisilla menetelmillä. Fysikaalisen kemian tutkielma ja erikoistyö. Oulun yliopisto, kemian laitos. Moniste. 72 s.

Pirhonen, R. and Huhta, V. 1984. Petroleum fractions in soil: effects on populations of Nematoda, Enchytraeidae and microarthropoda. Soil Biol. Biochem. 16 (4): 347—350.

Rajamäki, J. 1993. Ympäristöystävälliset öljyt metsätöissä. Metsätehon katsaus 8. 8 s.

Rajamäki, J. & Vuollet, E. 1994. Kasviöljyjen käyttö moottorisahojen teräketjun voitelussa. Metsätehon katsaus 13. 4 s.

Sarpola, S. & Kuokkanen, T. 1991. Haihtumattoman öljyn ja rasvan kokonaispitoisuuden määritys infrapunaspektrometrisesti maa- ja vesinäytteistä. Oulun yliopiston Ongelmajätehuolto. Tutkimusraportti. 6 s.

Sliva, J. 1998. The effect of secondary plant cover on microclimate of post-harvested bogs.

Teoksessa: Sopo, R. (toim.): Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 179—181.

Takalo, S. 1981. Rypsi- ja mäntyöljyn käyttö moottorisahassa. Koneviesti 17. 26 s.

Takalo, S. 1995. Mäntyöljyn käyttömahdollisuudet poltto- ja voiteluaineena. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 545. 17 s. + 3 liitettä.

Teräketjuöljyjen vaikutus maaperän sukkulamatoihin (*Nematoda*) ja änkyrimatoihin (*Enchytraeidae*)

Markku Lehtinen, Risto Lauhanen ja Reetta Kolppanen

1 Johdanto

Hakkuutyössä moottorisahan teräketjuöljyä kulkeutuu metsäluontoon keskimäärin noin 20 litraa hehtaarille (Lauhanen ym. 1996). Eri teräketjuöljyjen mahdollisista haitoista metsäluonnolle ei kuitenkaan ole olemassa riittävää tietoa.

Öljypitoisuuksien tiedetään maa-aineksissa vähenevän ensimmäisten kuukausien aikana, sillä öljy koostuu osin helposti haihtuvista yhdisteistä ja toisaalta maaperän mikrobisto hajottaa sille sopivia öljyn ainesosia (Francke ja Clark 1974, Llanos ja Kjöller 1976, Neuhauser 1989, Helsinki Vesi- ja ympäristöhallitus 1995). Yhdyskuntien tai teollisuuslaitosten öljyyntyneitä maa-aineksia pyritäänkin puhdistamaan menetelmillä, joissa maan omien mikrobien hajoitustoimintaa edesautetaan (Raymond ym. 1976, Westlake ym. 1978, Helsinki Vesi- ja Ympäristöhallitus 1995). Osa öljyn sisältämistä hiilivetymolekyyleistä on suurikokoisia ja vaikeasti hajoavia. Nämä yhdisteet, joukossaan raskasmetalleja, jäävät maaperään kuukausienkin jälkeen (Llanos ja Kjöller 1976, Raymond ym. 1976, Neuhauser ym. 1989, Helsinki Vesi- ja Ympäristöhallitus 1995) tai ne huuhtoutuvat mahdollisesti pohjavesiin (Heinonsalo 1997).

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää maahan joutuneen teräketjuöljyn välittömiä ja pitkän aikavälin vaikutuksia maaperäfaunaan. Tutkittavaksi eläinryhmäksi ja öljyjen vaikutusten indikaattoriksi valittiin erityisesti sukkulamadot (*Nematoda*), mutta myös änkyrimatojen (*Enchytraeidae*) kokonaislukumäärää arvioitiin.

2 Aineisto ja menetelmät

Tutkimus tehtiin kahtena kenttäkokeena Kannuksessa, Keski-Pohjanmaalla. Koejärjestelyt on kuvattu Lauhasen ym. (1998) artikkelissa tässä samassa julkaisussa sivuilla 134—136.

Ensimmäisessä, Kannuksen kaatopaikan metsityskokeessa (*Pinus sylvestris* L. istutettu 1996), seurattiin mineraali-, mäntyöljy- ja rypsiöljypohjaisen teräketjuöljyn vaikutusta eläinryhmiin kesäkuusta 1996 elokuuhun 1997. Alue on maitohorsmaa (*Epilobium angustifolium*) ja pajua (*Salix spp.*) kasvavaa täytemaata, maalajiltaan osin savista hiesuista hiekkaa. Noin 50 m²:n tutkimusalalla käsittelyt ja kontrolli sijaitsivat toisistaan erillään olevissa 0,25 m²:n ruuduissa. Jokaista käsittelyä varten oli neljä ruutua. Öljymäärät olivat 0 (kontrolli), 5 ja 20 tonnia hehtaarilla. Maaperäeläinnäytteet otettiin 1, 2, 13 ja 14 kuukauden kuluttua öljyaltistuksesta. Kunakin ajankohtana jokaisesta käsittelystä kairattiin kolmesta osanäytteestä koostunut 0,1 litran näyte neljänä toistona. Kairaussyvyys oli 5 cm maanpinnasta.

Toisessa kokeessa Metsäntutkimuslaitoksen Lehtorannan tutkimusmetsässä seurattiin mäntyöljy- ja rypsiöljypohjaisen teräketjuöljyn vaikutusta kesäkuusta 1997 kesäkuuhun 1998. Noin 30 m^2:n tutkimusalue sijaitsi mäntyvaltaisessa kangassoistumassa. Pohjakerroksessa kasvoi kerrossammalta (*Hylocomium* sp.) ja seinäsammalta (*Pleurozium* sp.). Kenttäkerroksen valtalajeja olivat suopursu (*Ledum palustre*) ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*). Öljymääränä oli 0 (kontrolli) ja 20 tonnia hehtaarilla. Käsittelyalueet ja kontrolli muodostuivat jälleen satunnaisesti toisiinsa nähden sijoittuneista, arvotuista ruuduista. Yhden koeruudun koko oli 1,0 m^2, ja niitä oli kolme kappaletta kutakin öljykäsittelyä ja kontrollia kohti.

Kaikkiaan koeruutuja oli siis yhdeksän kappaletta. Maanäytteet kairattiin 1, 2 ja 12 kuukauden kuluttua öljyaltistuksesta. Kairaussyvyys oli 5 cm maan pinnasta. Kunakin näytteenottoajankohtana jokaisesta käsittelystä otettiin kolmesta osanäytteestä koostunut 0,1 litran näyte kolmena toistona. Molemmissa kenttäkokeissa maasta kairattujen näytteiden kanssa meneteltiin samalla tavalla. Kutakin 0,1 litran kokoista maanäytettä sekoitettiin varovasti, jonka jälkeen siitä otettiin 10 g:n näyte sukkulamatojen erottelua varten ja noin 30 g:n näyte änkyrimatojen erottelua varten. Loppuosaa näytteestä käytettiin maan kuiva-aineosuuden määritystä varten.

Eläinten erottelu maanäytteistä tapahtui märkäsuppilomenetelmillä (Ostenbrink 1960, O'Connor 1962). Änkyrimadoille laskettiin kokonaistiheys (yksilöä/100 kuivapaino grammaa) ja sukkulamadoille määritettiin kokonaistiheyden (yksilöä/kuivapainogramma) lisäksi eri sukujen tai heimojen suhteellinen osuus (p_i) näytteessä. P_i saatiin jakamalla taksoniin kuuluvien yksilöiden lukumäärä kaikkien näytteestä määritettyjen yksilöiden lukumäärällä. Yhdestä näytteestä taksoniinsa määritettyjen yksilöiden lukumäärä oli keskimäärin 50 (min 40, max 100).

Eri taksonien (i) suhteellisten osuuksien (p_i) pohjalta kunkin näytteen sukkulamatoyhteisölle määritettiin diversiteetti-indeksi (H_2)=-lnΣp_i^2 (Pielou 1975) ja maturiteetti-indeksi (MI)= $\Sigma v_i p_i$ (Bongers 1990). Maturiteetti-indeksin parametri v_i on taksonin (i) ekologisiin ominaisuuksiin liittyvä kerroin ja MI suureen arvon pieneneminen ilmaisee ympäristötekijöille herkkien lajien suhteellisten osuuksien vähenemistä.

Sukkulamatojen kokonaistiheyden tilastollinen testaus suoritettiin varianssianalyyseihin kuuluvalla faktorikokeella (Ranta ym. 1989). Näin tehtiin myös maturiteetti-indeksiaineistolle logaritmimuunnoksen jälkeen. Mikäli faktorikoe osoitti käsittelyjen välillä olevan eroja, testattiin H_0:n (= käsittelyt eivät eroa kontrollista) paikkansapitävyyttä varianssianalyyseihin kuuluvalla Dunnett'n testillä (Zar 1984, Ranta ym. 1989). Diversiteetti-indeksi aineiston ja änkyrimatojen kokonaistiheys aineiston tilastollinen testaus suoritettiin varianssien heteroskedastisuuden takia faktorikokeen ei-parametrisellä analysoinnilla ja Kruskal-Wallisin 1-suuntaisella varianssianalyysillä (Ranta ym. 1989).

3 Tulokset

3.1 Änkyrimadot

Kaatopaikalla öljyjen vaikutuksia änkyrimatojen kokonaistiheyksiin arvioitiin koko tutkimusjakson kuluessa (VII 1996 — VIII 1997) kertyneen aineiston pohjalta. Lehtorannassa tarkasteltiin erikseen ensimmäisten kuukausien (VII ja VIII 1997) ja vuoden kestäneen (VI 1998) altistumisen seurauksia. Missään näistä tapauksista öljyillä ei voinut todeta olevan vaikutusta änkyrimatojen runsauksiin (taulukko 1).

3.2 Sukkulamadot

Öljyjen vaikutuksia sukkulamatoihin arvioitiin sekä kokonaistiheyksien että yhteisörakenteeseen liittyvien diversiteetti-indeksien (H_2) ja maturiteetti-indeksien (MI) pohjalta (taulukko 2).

Taulukko 1. Tilastollisten testien tulokset teräketjuöljyjen vaikutuksista änkyrimatojen kokonaistiheyksiin.

Kaatopaikka		Lehtoranta	
Aineisto VII 96 - VIII 97		Aineisto VII 97 - VIII 97 (1 ja 2 kuukautta käsittelyistä)	
Faktorikokeen ei-parametrinen analysointi		Faktorikokeen ei-parametrinen analysointi	
	merkitsevyys		merkitsevyys
H öljy = 3,452 df= 6	--	H öljy = 0,125 df=2	--
H aika = 47,834 df= 3	***	H aika = 2,186 df=1	--
H öljy x aika = 8,993 df=18	--	H öljy x aika = 0,242 df=2	--
*** = phav < 0,001		Aineisto VI 98	
** = phav < 0,01		(12 kuukautta käsittelyistä)	
* = phav < 0,05		Kruskalin-Wallisin 1-suuntainen varianssianalyysi	
-- = ei merkitsevyyttä		testiarvo vert.arvo	merkitsevyys
		Hc = 1,77 Hc(0.05)=5,6	--

Taulukko 2. Sukkulamatojen kokonaistiheydet X (yks./kp.g), diversiteetti-indeksit H_2 ja maturiteetti-indeksit MI eri ajankohtina käsittelykohtaisina keskiarvoina kaatopaikan ja Lehtorannan tutkimusaloilla.

(O = kontrolli, R20 = rypsi 20 t/ha, R5 = rypsi 5 t/ha, P20 = mänty 20 t/ha, P5 = mänty 5 t/ha, M20 = mineraali 20 t/ha ja M5 = mineraali 5t/ha).

		Kaatopaikka				Lehtoranta		
		VII96	VIII96	VII97	VIII97	VII97	VIII97	VI98
O	X	34,1	35,8	58,8	43,9	194,4	101,5	80,3
	H_2	1,76	1,82	1,90	1,65	1,20	1,64	1,57
	MI	2,34	2,45	2,39	2,36	2,74	2,60	2,37
R20	X	31,5	31,1	45,3	63,7	373,2	470,8	138,3
	H_2	1,71	1,66	1,30	1,47	1,06	1,30	1,19
	MI	2,40	2,28	2,14	2,11	2,37	2,25	2,43
P20	X	26,1	30,2	52,2	118,8	423,4	708,9	86,9
	H_2	1,60	1,65	1,35	1,28	1,25	1,13	1,53
	MI	2,64	2,37	2,12	2,06	2,42	2,26	2,56
M20	X	53,2	54,1	22,0	43,6			
	H_2	1,87	1,56	1,44	1,73			
	MI	2,38	2,02	2,06	2,07			
R5	X	33,6	29,3	40,0	46,8			
	H_2	1,69	1,77	1,81	1,91			
	MI	2,12	2,32	2,26	2,22			
P5	X	48,4	36,8	55,8	57,8			
	H_2	1,61	1,63	1,88	1,60			
	MI	2,48	2,37	2,20	2,17			
M5	X	37,3	40,9	36,9	59,1			
	H_2	1,62	1,91	1,69	1,70			
	MI	2.34	2.35	2.11	2.15			

Niin kaatopaikan metsityskoealalla kuin Lehtorannan kangassoistumalla teräketjuöljy käsittelyillä oli tilastollisesti merkitsevää vaikutusta ainoastaan MI suureen arvoihin. Kaatopaikalla vaikutus näkyi vuoden altistumisen jälkeen kaikissa muissa paitsi R5-käsittelyssä (taulukko 3).

Lehtorannan tutkimusalalla vaikutukset olivat puolestaan nopeita, mutta lyhytkestoisia näkyen molemmissa käsittelyissä (R20 ja P20) vain ensimmäisenä kesänä (taulukko 4).

Mäntyöljypohjaisen teräketjuöljyn (P5 ja P20) vaikutus sukkulamato-yhteisölle oli samalla tavalla haitallinen kuin kahden muunkin tutkitun öljyn huolimatta sen nopeasta hajoamisesta maaperässä (Lauhanen ym. 1998 a, b).

Taulukko 3. Tilastollisten testien tulokset teräketjuöljyjen vaikutuksista sukkulamatojen maturiteetti-indeksin (MI) arvoihin kaatopaikan tutkimusalalla.

Aineisto VII 96 - VIII 96 (1 ja 2 kuukautta käsittelyistä)		Aineisto VII 97 - VIII 97 (13 ja 14 kuukautta käsittelyistä)	
Faktorikoe		Faktorikoe	
df	merkitsevyys	df	merkitsevyys
F öljy (6,42) = 0,707	--	F öljy (6,42) = 2,596	*
F aika (1,42) = 0,567	--	F aika (1,42) = 0,152	--
F öljy x aika (6,42) = 0,642	--	F öljy x aika (6,42) = 0,066	--
		Dunnett'n testi (1-suuntainen)	
		vertailut	merkitsevyys
*** = phav < 0,001		O / R5	--
** = phav < 0,01		O / P5	*
* = phav < 0,05		O / M5	**
-- = ei merkitsevyyttä		O / R20	**
		O / P20	**
		O / M20	**

Taulukko 4. Tilastollisten testien tulokset teräketjuöljyjen vaikutuksista sukkulamatojen maturiteetti-indeksin (MI) arvoihin Lehtorannan tutkimusalalla.

Aineisto VII 97 - VIII 97 (1 ja 2 kuukautta käsittelyistä)		Aineisto VI 98 (12 kuukautta käsittelyistä)	
Faktorikoe		Dunnett'n testi (1-suuntainen)	
df	merkitsevyys	vertailut	merkitsevyys
F öljy (2,12) = 10,388	**	O / R20	--
F aika (1,12) = 3,942	--	O / P20	--
F öljy x aika (2,12) = 0,025	--		
Dunnett'n testi (1-suuntainen)		*** = phav < 0,001	
vertailut	merkitsevyys	** = phav < 0,01	
O / R20	**	* = phav < 0,05	
O / P20	**	-- = ei merkitsevyyttä	

4 Tarkastelu

Öljyastian kaatumista vastaava määrä teräketjuöljyä ei kahdella tutkitulla koealalla aiheuttanut vakavaa uhkaa maaperän änkyri- ja sukkulamadoille. Sukkulamatoyhteisön rakenteen muutoksen perusteella tosin pystyi osoittamaan bioöljyjen aiheuttaneen Lehtorannan kangasmetsän maaperään lyhytaikaisen häiriötilan ja kaato-

paikan hiesuiseen täytemaahan, kuten mineraaliöljynkin, vuoden viiveellä havaitun häiriön. Mäntyöljypohjainen teräketjuöljy vaikutti muiden öljyjen tavoin huolimatta sen nopeasta hajoamisesta maaperässä. Öljyn lisäksi myös vaihtelevat sääolot hellekausista runsaisiin sateisiin vaikuttivat osaltaan tuloksiin.

Runsaina määrinä maahan joutuneen öljyn tai muun öljyyntyneen jätteen vaikutus maaperän eläimistöön on osoitettu olleen useassa tapauksessa haitallinen. Punkki- (*Acari*) ja hyppyhäntäis- (*Collembola*) populaatioiden on todettu pian altistumisen jälkeen häviävän miltei täydellisesti (Pirhonen ja Huhta 1984, Neuhauser ym. 1989). Harvasukamadot (*Annelida*) ovat olleet vastustuskykyisempiä kuin mikroniveljalkaiset, mutta nekin ovat toisinaan kadonneet miltei kokonaan (Pirhonen ja Huhta 1984, Neuhauser ym. 1989). Sukkulamadot ja alkueläimet (*Protozoa*), kapillaariveden sisässä suojassa eläen, näyttäisivät pystyvän säilyttämään runsaan ja monilajisenkin yhteisön (Rogerson ja Berger 1981, Pirhonen ja Huhta 1984). Jonkin verran vastoin tämänkin tutkimuksen tuloksia öljyjen tiedetään tosin olleen selvästi haitallista myös sukkulamadoille (Raymond ym. 1976).

Maaperän mikrobiyhteisössä runsas öljymäärä johtaa alkuvaiheessa hiilivetyjä hyödyntävien mikrobien runsastumiseen (Kincannon 1972, Jensen 1975, Llanos ja Kjöller 1976, Raymond ym. 1976, Sexstone ja Attes 1977, Pinholt ym. 1979). Biomassan kasvusta huolimatta mikrobisto köyhtyy ainakin sienien osalta lajistollisesti (Llanos ja Kjöller 1976). Myöhemmin, öljyn oltua maaperässä kuukausia ja sen jo osittain hajottua, palautuu lajistoltaan köyhtyneen mikrobiston kokonaisbiomassa hieman lähemmäksi saastumattoman maan tasoa (Lanos ja Kjöller 1976, Raymond ym. 1976). Mikroniveljalkaisiin ja harvasukamatoihin kohdistuneet vaikutukset jatkuvat, ja tilanteen palautuminen ennalleen kestää jopa vuosia (Pirhonen ja Huhta 1984, Neuhauser ym. 1989).

Sukkulamadot ovat monestakin syystä erinomainen eliöryhmä mittaamaan öljyn vaikutuksia maaperässä. Kapillaarivesi suojaa sukkulamatoja öljyn siltä välittömältä vaikutukselta, mikä helposti tuhoaa punkit ja hyppyhäntäiset. Mikroniveljalkaiset olisivat vaste-eliöryhminä herkkiä, mutta kapea-asteikkoisia ympäristövaikutusten mittareita. Herkimpien sukkulamatolajien elämää uhkaavat, kapillaariveteen liuenneet, öljyn ainesosaset ovat lisäksi samoja, jotka ovat välittömästi myös kasvien ulottuvilla. Sukkulamadot ovat myös perusteellisesti tutkittu eliöryhmä, jotka on helppo erotella näytteestä ja tunnistaa, toisin kuin maaperän sienet ja bakteerit. Käsittelyjen vertailu tunnuslukujen ja indeksien pohjalta on tällöin paitsi vähätöistä niin myös kohtuullisen luotettavaa. Erinomaista sukkulamatoyhteisössä on myös sen trofia-rakenteen monipuolisuus. Bakteereja tai sieniä ravintonaan käyttävien lajien runsaus indikoi mikrobitoiminnan vilkkautta ja juuria syövien sukkulamatojen runsaus kertoo kasvien elinvoimaisuudesta.

Tutkimuksessa käytetyt kaksi indeksiä määrittivät öljyjen vaikutuksia sukkulamatoyhteisön rakenteeseen toisistaan riippumattomista näkökulmista. Diversiteettiindeksiä (H2) voisi kutsua "dominanssi"-diversiteetti-indeksiksi, sillä se mittaa tasavahvasti yhteisöä dominoivien taksonien lukumäärää. Suure on käyttökelpoinen yhteisörakenteen määrällisten ominaisuuksien tarkasteluun. Maturiteetti-indeksi (MI) on taasen ekologinen suure, joka mittasi öljyjen vaikutuksia sukkulamatoyhteisön laadulliseen puoleen. Tämä indeksi mahdollisti öljyjen vaikutusten arvioinnin biodiversiteettinäkökulmaa tarkemmin. MI suureen avulla saattoi osoittaa teräketjuöljyjen turmelleen sukkulamato-yhteisöä, vaikka yhteisö säilyttikin, bak-

teerin-, juuren- ja sienensyöjineen, lajistollisen monipuolisuuden. Metsätalouden ympäristövaikutusten arvioinnissa ja luonnon monimuotoisuuteen liittyvissä tutkimuksissa käytettävät indeksit onkin valittava huolella puolueettomien ja asiallisten tulosten aikaan saamiseksi.

Tutkimuksen tulokset ovat lohdullisia maaperän ravinnetaloutta ja tutkittuja lajeja ajatellen. Tulokset herättävät kuitenkin huolestuneisuutta siitä, miten öljyyntyneet maa-alueet mahdollisesti pilaavat pohjavesiä.

Kirjallisuus

Bongers, T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia 83: 14—19.

Francke, H.C. and Clark, F.E. 1974. Disposal of oil wastes by microbial assimilation. U.S Atomic Energy Comission, Report Y-1934, Washington, D.C.

Heinonsalo, J. 1997. Analysis of Scots pine (Pinus sylvestris L.) growth, mycorrhiza development and associated soil bacterial activities in natural forest humus and oil contaminated soil. Master's thesis. University of Helsinki.

Helsinki Vesi- ja ympäristöhallitus 1995. Bioremediation of oil contaminated soil from service stations: evaluation of biological treatment. A-sarja, No:504.

Jensen, V. 1975. Bacterial flora of soil after application of oily waste. Oikos 26: 152—158.

Kincannon, C.B. 1972. Oily waste disposal by soil cultivation process. U.S. Environmental Protection Agency, Report EPA-R2-72-110, Washington, D.C.

Lauhanen, R., Kolppanen, R. ja Lehtinen, M. 1996. Metsätaloudessa käytettävien öljyjen ympäristö- ja terveysvaikutukset — katsaus ja ennakkotuloksia. Teoksessa (toim. Kangas, J. & Heino, E.) Metsätalouden ympäristövaikutukset ja niiden arviointi. Metsäntutkimuspäivä Perhossa 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 611: 45—51.

Lauhanen, R., Kolppanen, R., Kuokkanen, T., Sarpola, S. & Lehtinen, M. 1998a. Biodegradable oils in peatland forestry work. In: Sopo, R. Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 97—98.

Lauhanen, R., Kolppanen, R., Kuokkanen, T., Sarpola, S. & Lehtinen, M. 1998b. Metsätyössä käytettävien öljyjen ympäristövaikutukset. The environmental effects of oils used in forest operations. Teho 4: 32—34.

Llanos, C. and Kjöller, A. 1976. Changes in the flora of soil fungi following oil waste application. Oikos 27: 377—382.

Neuhauser, E.F., Norton, R.A., Loehr, R.C. and Sillman, D.Y. 1989. Earthworm and soil microarthropod responses to oily waste application. Soil Biol.Biochem. 21 (2): 275—281.

Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. New York, John Wiley, 165 p.

Pinholt, Y., Struwe, S. and Kjöller, A. 1979. Microbial changes during oil decomposition in soil. Holarctic Ecology 2: 195—200.

Pirhonen, R. and Huhta, V. 1984. Petroleum fractions in soil: effects on populations of Nematoda, Enchytraeidae and microarthropoda. Soil Biol.Biochem. 16 (4): 347—350.

Ranta, E., Rita, H. ja Kouki, J. 1989. Biometria. Helsinki, Yliopistopaino, toinen korjattu painos.

Raymond, R.L., Hudson, J.O. and Jamison, V.W. 1976. Oil degradiation in soil. Applied and Environmental Microbiology 31 (4): 522—535.

Rogerson, A. and Berger, J. 1981. The effects of cold temperatures and crude oil on the abundance and activity of Protozoa in a garden soil. Canadian Journal of Zoology 59: 1554—1575.

Sexstone, A.J. and Attes, R.M. 1977. Response of microbial populations in Arctic tundra soils to crude oil. Canadian Journal of Microbiology 23: 1327—1333.

Westlake, D.W.S., Jobson, A.M. and Cook, F.D. 1978. In situ degradiation of oil in soil of the boreal region of the Northwest Territories. Canadien Journal of microbiology 24: 254—260.

Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 2nd ed.

Ennakkotuloksia metsätyössä käytettävien öljyjen vaikutuksesta männyn ja hieskoivun taimien kasvuun, kuolemiseen sekä neulas- ja lehtivaurioihin

Risto Lauhanen, Sirkka Sutinen, Minna Mäenpää ja Reetta Kolppanen

1 Johdanto

Perinteisten mineraaliöljyjen rinnalla metsätyössä on alettu käyttää biohajoavia, kasviöljypohjaisia tuotteita 1980-luvun puolivälistä lähtien (Takalo 1995). Terälaitteiden voiteluun kasviöljypohjaiset tuotteet sopivat mineraaliöljyjä paremmin (Rajamäki ja Vuollet 1994, Takalo 1995), mutta metsäkoneiden hydrauliikassa on ilmennyt kasviöljypohjaisten tuotteiden aiheuttamia ongelmia sekä Suomessa ja Ruotsissa (Lauhanen 1997, Davner 1998). Lisäksi kasviöljyt ovat pääsääntöisesti olleet mineraaliöljyjä kalliimpia (Rajamäki 1993, Lauhanen 1997).

Metsätyössä käytettävien biohajoavien, kasvipohjaisten öljyjen ympäristöystävällisyys ja ylivertaisuus perinteisiin mineraaliöljypohjaisiin tuotteisiin verrattuna on tuotu esille osana ympäristönsuojelua ja metsäluonnon monimuotoisuutta koskevaa keskustelua. Eri öljyjen vaikutuksia metsäpuiden taimiin ei tietääksemme ole tutkittu maassamme tätä projektia aikaisemmin, vaan tutkimukset ovat keskittyneet suurimmaksi osaksi merten saastumisen sekä öljyisten tehdas- ja huoltamomaiden laadun selvittämiseen (Castrén 1993, Lauhanen ja Kolppanen 1996, Mroueh ym. 1996, Bleuten ym. 1998).

Uudella tutkimustiedolla on itseisarvo sinänsä, mutta öljyjen valinnan ja käytännön päätöksenteon tueksi on tarpeen selvittää metsätyössä käytettävien öljyjen ympäristövaikutuksia. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää eri teräketju- ja hydrauliikkaöljyjen vaikutuksia männyn ja hieskoivun taimien kasvuun, kuolemiseen sekä mikroskooppitason lehti- ja neulasvaurioihin. Ennakkotulokset perustuvat Sutisen ym. (1998) laatimaan käsikirjoitukseen.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Taimikokeet

Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen tutkimusaseman kasvihuoneessa perustettiin männyn (*Pinus sylvestris* L.) ja hieskoivun (*Betula pubescens* Enhr.) taimien kasvatuskoe 18.5.1996. Kaksi vuotta vanhat paakkutaimet olivat peräisin Kannuksen taimitarhalta, koska samaa taimierää istutettiin myös Kannuksessa olleisiin maastokokeisiin. Kaikkiaan kasvatusruukkuihin istutettiin 174 männyntainta ja 174 hieskoivun tainta. Puolet taimista istutettiin multamaahan ja puolet turvemaahan. Taimia kasteltiin säännöllisesti. Heinäkuun alussa taimet ruiskutettiin Ripcord-merkkisellä (0,5 %) torjunta-aineella, mikä oli kuivan ja helteisen kesän takia välttämätön toimenpide. Kasvihuoneen keskilämpötila oli päivällä + 28 °C ja yöllä +15 °C. Ilman suhteellinen kosteus kasvihuoneessa oli 60—90 %.

Taimien sopeuduttua kasvihuoneympäristöön ne altistettiin viikon kuluttua (25.5.1996) teräketjuöljyille ja hydrauliikkaöljyille. Tutkimuksessa oli mukana kaupallisia mineraali-, rypsi- ja mäntyöljypohjaisia tuotteita. Hydrauliikkaöljyistä oli mukana lisäksi eräs vähätoksinen mineraaliöljy (white mineral oil). Öljymäärät olivat 0 l/ha, 20 l/ha ja 32 t/ha eli ne olivat suhteutetut kasvatusruukun pinta-alaa kohti. Öljyttömän vertailun lisäksi mukana olivat siis tavanomainen, moottorisahan terälaitteesta luontoon kulkeutuva voiteluöljymäärä sekä koneen hydrauliletkun katkeamista tai öljyastian kaatumista jäljittelevä öljymäärä (Lauhanen ja Kolppanen 1996). Taimet altistettiin öljyille yhden kerran ilmasta lehvästön kautta tai maan kautta. Öljyjen annettiin asettua taimiin viikon ajan, jonka jälkeen taimet arvottiin kolmeen eri kasvatuslohkoon.

Taimien pituudet mitattiin viikon välein (mm) istutushetkestä lukien. Lisäksi taimien ilmiasut ja kuolleisuus kirjattiin ylös. Taimien neulas- ja lehtinäytteet otettiin 2.8.1996, jolloin koe lopetettiin. Koska osa neulasista oli öljyn takia kuollut ja koska taimien neulas- tai lehtimassa eivät riittäneet tavanomaiseen analyysiin, kunkin käsittelyn osalta oli tehtävä koostenäyte. Ravinneanalyysit tehtiin Metlan Kannuksen tutkimusaseman laboratoriossa (Halonen ym. 1983). Neulasten typpipitoisuus analysoitiin Kjeldahl-menetelmällä, fosforipitoisuus spektrofotometrisesti sekä kalium-, magnesium-, magnaani-, rauta- ja sinkkipitoisuudet atomiabsorbtiospektrofotometrisesti (Varian SpectrAA 300).

2.2 Analyysit

Elektronimikroskopiaa varten joka taimesta otettiin neulanen tai lehti vuosikasvun 1996 ylimmästä kolmanneksesta. Näytteet säilytettiin ja esikäsiteltiin Soikkelin (1980) esittämällä tavalla. Elektronimikroskooppikuvista (8000 x) tutkittiin soluliman, viherhiukkasten ja mitokondrioiden kunto sekä mitattiin tärkkelysjyvästen koko.

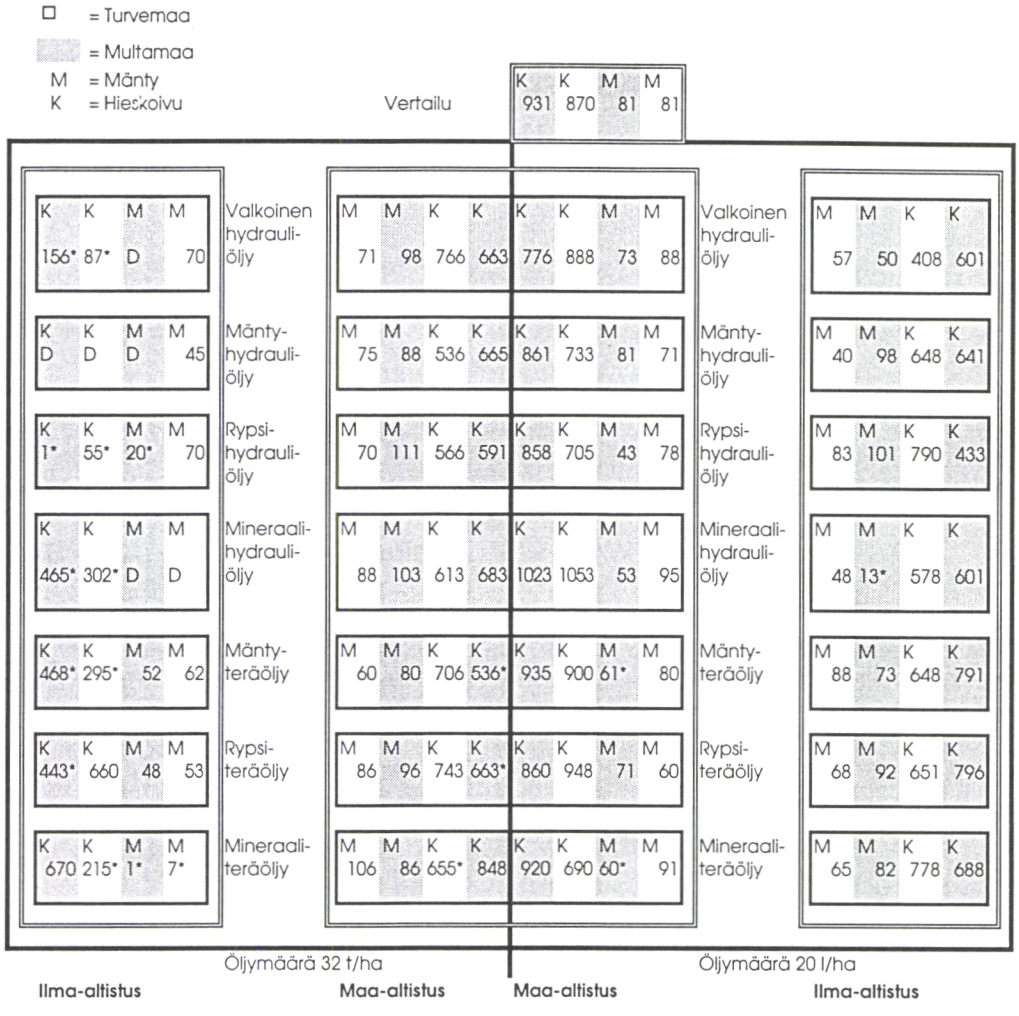
2.3 Tilastolaskenta

Taimien lähtöpituuden vaikutus kasvuun selvitettiin kovarianssianalyysilla. Varianssianalyysilla tutkittiin kasvatuslohkon sekä eri öljyjen vaikutusta taimien kasvuun. Eri öljykäsittelyjen väliset kasvuerot tutkittiin Tukey'n testillä. Korrelaatioanalyysiä sovellettiin kasvun, tärkkelysjyvästen koon sekä ravinnepitoisuuksien välisten vuorosuhteiden analysoinnissa.

3 Tulokset

Hakkuutyössä luontoon joutuva tavanomainen teräketjuöljymäärä (20 l/ha) ei käytännössä vaikuttanut männyn eikä hieskoivun taimien kasvuun (kuva 1). Öljyaltistettujen taimien keskikasvu oli osalla käsittelyistä jopa suurempi kuin öljyttömässä vaihtoehdossa. Mineraali- ja mäntyöljykäsittelyt (teräketjuöljyä 20 l/ha maan kautta altistettuna) alensivat männyntaimien kasvua kontrolliin verrattuna ($p<0,05$), mutta kesäajan keskimääräinen kasvutappio oli vain 2,0—2,1 cm. Hydrauliikkaöljyillä (20 l/ha) ei ollut tilastollista vaikutusta taimien kasvuun, tapahtui altistus sitten maan tai ilman kautta.

Kaikki teräketjuöljyt (32 t/ha) alensivat hieskoivun taimien kasvua ($p<0,05$), kun öljyaltistus oli tapahtunut maan kautta. Hydrauliikkaöljyaltistus (32 t/ha) alensi hieskoivujen kasvua suuntaa antavasti, mutta mäntyjen keskikasvu jopa parani osalla käsittelyjä, kun öljyaltistus tapahtui maan kautta.



Kuva 1. Eri öljyjen vaikutus kasvihuonetaimien kasvuun. Kuvassa keskiarvot (mm).

Selitykset: D = kaikki taimet kuolleet, kasvuerojen merkitsevyys kontrolliin verrattuna;
* = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Ilman ja lehvästön kautta tapahtunut öljyaltistus (32 t/ha) alensi selvästi taimien kasvua ja lisäsi niiden kuolemista (kuva 2). Tällöin hydrauliikkaöljyt olivat taimille teräketjuöljyjä haitallisempia. Ne tappoivat 50 % hieskoivun taimista ja 79 % männyntaimista, kun taimet altistettiin ilmasta öljymäärällä 32 t/ha. Vastaavalla altistuksella teräketjuöljyt tappoivat 11 % sekä hieskoivun että männyn taimista. Hieskoivuilla oli kuitenkin taipumus vesoa henkiin.

Öljymäärä 20 l/ha teräketju- tai hydrauliikkaöljyä ei vaikuttanut olennaisesti taimien neulasten tai lehtien pää- ja hivenravinnepitoisuuksiin. Sen sijaan öljymäärä 32 t/ha kohotti neulasten ja lehtien sinkki- ja rautapitoisuuksia.

Tavanomainen öljymäärä (20 l/ha) ei näkynyt selvästi neulasissa tai lehdissä, vaan tällä öljyaltistustasolla kuuman kesän aiheuttama kuivuusstressi vaikutti neulasten tai lehtien rakenteeseen. Sen sijaan öljyaltistus 32 t/ha näkyi männyn neu-

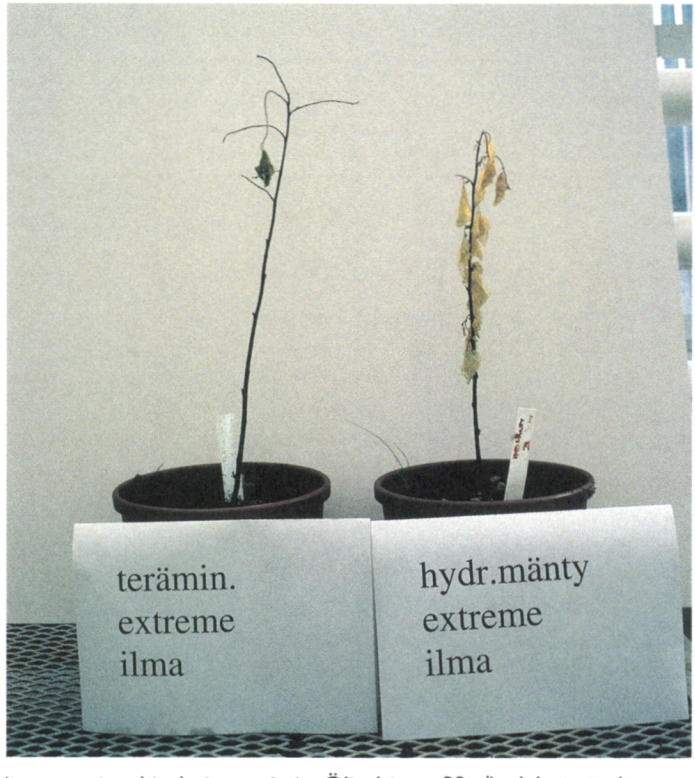
lasrakenteissa tärkkelysjyvästen suurentumisena. Teräketju- ja hydrauliikkaöljyjen välillä ei ollut eroa neulasten tai lehtien rakenteessa.

4 Tarkastelu

Tämän tutkimuksen tuloksia on pidettävä pioneerityönä eikä niiden vertailu ole mahdollista muiden tutkimusten kanssa. Tulosten mukaan tavanomainen luontoon joutuva teräketjuöljymäärä ei käytännössä haitannut männyn ja hieskoivun taimien kasvua. Sen sijaan öljyastian kaatumista jäljittelevä öljytaso haittasi taimien kasvua selvästi ja lisäsi niiden kuolemista. Ilman kautta lehvästöön annettu öljyaltistus näkyi taimien ilmiasussa, kuolemisessa sekä mikroskooppitason neulas- ja lehtivaurioissa selvemmin kuin maaperän kautta tapahtunut altistus.

Sekä neulasten että lehtien sinkki- ja rautapitoisuuksien kohosivat, kun öljyaltistus oli 32 t/ha. Neulas- ja lehtianalyysien tuloksia on pidettävä kuitenkin viitteellisinä, koska kustakin käsittelystä oli vain yksi toisto. Toisaalta neulas- ja lehtivaurioita havaittiin selvästi öljymäärällä 32 t/ha.

Nopeasti biohajoavat mänty- ja rypsiöljypohjaiset öljytkin olivat suurina määrinä taimille haitallisia öljyille välttämättömien mutta toksisten lisäaineiden takia. Vaikka perusöljy onkin luontoystävällistä, ympäristöystävällisten lisäaineiden kehittäminen öljyihin on jatkossa tarpeen. Toisaalta maahan joutuessaan kasviöljypohjaisista tuotteista syntyy bakteeritoiminnan kautta toksisia hajoamistuotteita, kuten aldehydejä, ketoneja tai alkoholeja, jotka ovat eläville organismeille haitallisia (Nevala 1995).



Kuva 2. Öljyt tappoivat hieskoivun taimia. Öljyaltistus 32 t/ha lehvästön kautta.

Hartwegin ja Keilenin (1988) mukaan erään puutarhakrassin biomassatuotos parani, kun maan ravinnetalous parani tehostuneen bakteeritoiminnan kautta. Suuret öljyjäämät olivat sitten jo selvästi vahingollisia krassin kasvulle ja kehitykselle (Hartweg ja Keilen 1988).

Käytännössä öljyjen ja taimien välistä vuorovaikutusta tapahtuu siemenpuu- ja suojuspuuhakkuissa eli vain osassa metsien käsittelyä. Tutkimustulosten perusteella on todettava, että teräketju- tai hydrauliikkaöljyn valinnassa kone- ja laitetekniset tekijät merkitsevät paljon enemmän (Lauhanen 1997) kuin öljyjen vaikutukset männyn tai hieskoivun taimiin.

Kirjallisuus

Bleuten, W., Wiersma, E., Lapshina, E., Shinkarenko, V. & Ivens, W. 1998. Natural remediation processes in peat bog ecosystems after oil spills in West-Siberia. Teoksessa: Sopo, R. (toim.): Proceedings of the International Peat Symposium "The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society", Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 41—42.

Castrén, M. 1993. Öljyjen ympäristö- ja terveysvaikutukset puunkorjuutyössä. Työtehoseuran metsätiedote 12. 4 s.

Davner, L. 1998. Vegoljorna på väg ut? Skogen 8: 50—51.

Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 121: 1—28.

Hartweg, A. & Keilen, K. 1988. Die Umweltverträglichkeit von Bioölen. Allg. Forst. Jahr. und Zeitschr. 7: 148—150.

Lauhanen, R. 1997. Biohajaovista öljyistä saatava korvaus. Koneyrittäjä 6: 42—43.

Lauhanen, R. & Kolppanen, R. 1996. Metsätaloudessa käytettävien öljyjen luontovaikutukset. Julkaisussa: Finér, L., Ilvesniemi, H., Kortelainen, P. & Karvinen, L. (toim.). Metsätalouden ympäristökuormitus — tutkijaseminaari Vääksyssä Päijänne-luontokeskuksessa 20—21.5.1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 607: 29—33.

Lauhanen, R., Kolppanen, R., Kuokkanen, T., Sarpola, S. & Lehtinen, M. 1998. Biodegradable oils in peatland forestry work. In: Sopo, R. Proceedings of the International Peat Symposium 'The Spirit of Peatlands — 30 Years of the International Peat Society', Jyväskylä, Finland, 7—9 September, 1998. ss. 97—98.

Mroueh, U.-M., Järvinen, H.-L. & Lehto, O. 1996. Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostus. TEKES. Teknologiakatsaus 47. 194 s.

Nevala, K. 1995. Öljyllä saastuneen maan puhdistaminen mikrobiologisilla menetelmillä. Fysikaalisen kemian tutkielma ja erikoistyö. Oulun yliopisto, kemian laitos. Moniste. 72 s.

Rajamäki, J. 1993. Ympäristöystävälliset öljyt metsätöissä. Metsätehon katsaus 8. 8 s.

Rajamäki, J. & Vuollet, E. 1994. Kasviöljyjen käyttö moottorisahojen teräketjun voitelussa. Metsätehon katsaus 13. 4 s.

Soikkeli, S. 1980. Ultrastructure of the mesophyll in Scots pine and Norway spruce: seasonal variation and molarity of the fixative buffer. Protoplasma 103: 241—252.

Sutinen, S., Lauhanen, R., Mäenpää, M. & Kolppanen, R. 1998. Effects of chain and hydraulic oils on the foliage structure, nutrient concentrations and growth of Scots pine and Silver birch seedlings. Manuscript. 9 s.

Takalo, S. 1995. Mäntyöljyn käyttömahdollisuudet poltto- ja voiteluaineena. Metsän tutkimuslaitoksen tiedonantoja 545. 17 s. + 3 liitettä.

Hakkuukonetyön jälki ja seurauskustannukset

Matti Sirén

1 Johdanto

Harvennusten koneellistamisaste teollisuuden ja Metsähallituksen työmailla vuonna 1997 oli 77 % koneellisten harvennusten osuuden lisäännyttyä 9 % edellisestä vuodesta (Säteri ja Örn 1998). Harvennusten työparin muodostavat myös päätehakkuisiin soveltuvat hakkuukone ja kuormatraktori. Pienten, ainoastaan harvennuksiin soveltuvien hakkuukoneiden käyttö on lisääntynyt viime vuosina. Pienet hakkuukoneet ovat kilpailukykyisiä isompien koneiden kanssa erityisesti ensiharvennuksissa. Pienten metsäkuljetuskoneiden käyttö sen sijaan on vähäistä. Pieni kuormakoko ja suhteellisen pitkät kuljetusmatkat nostavat niiden kustannukset liian suuriksi.

Metsänomistajat tiedostavat korjuujäljen merkityksen. Matilaisen (1995) mukaan hyvä korjuujälki on metsänomistajien mielestä tärkein tulevaisuuden puunkorjuukoneelle asetettavista vaatimuksista. Suositukset ajouravälistä muuttuivat 1990-luvun taitteessa ja sallivat koneellisen hakkuun vaatiman 20 m uravälin (Metsänhoitosuositukset 1989). Muutos lisäsi metsänomistajien huolta harvennusten korjuujäljestä entisestään. Osasyynä huoleen olivat huonot kokemukset koneellisten harvennusten alkutaipaleelta. Kun miestyöhakkuussa ja sen jälkeisessä metsäkuljetuksessa vaurioprosentti, vauriopuiden osuus jäävän puuston runkoluvusta, oli tyypillisesti alle kaksi, konehakkuuleimikoissa todettiin 1980-luvun alussa yli 10 % vaurio-osuuksia (Sirén 1982, Fröding 1983). Pohjoismaissa todetut vauriomäärät ovat kuitenkin olleet kohtuullisia verrattuna vauriopuiden osuuksiin erilaisia runkomenetelmiä käytettäessä. Pohjois-Amerikassa yli 20 % vaurio-osuuksia jäävän puuston runkoluvusta ovat todenneet Ostrofsky ym. (1986) ja Nichols ym. (1994). Meadows (1993) totesi lehtipuumetsikön harvennuksessa vaurioituneen peräti 62 % jäävästä puustosta.

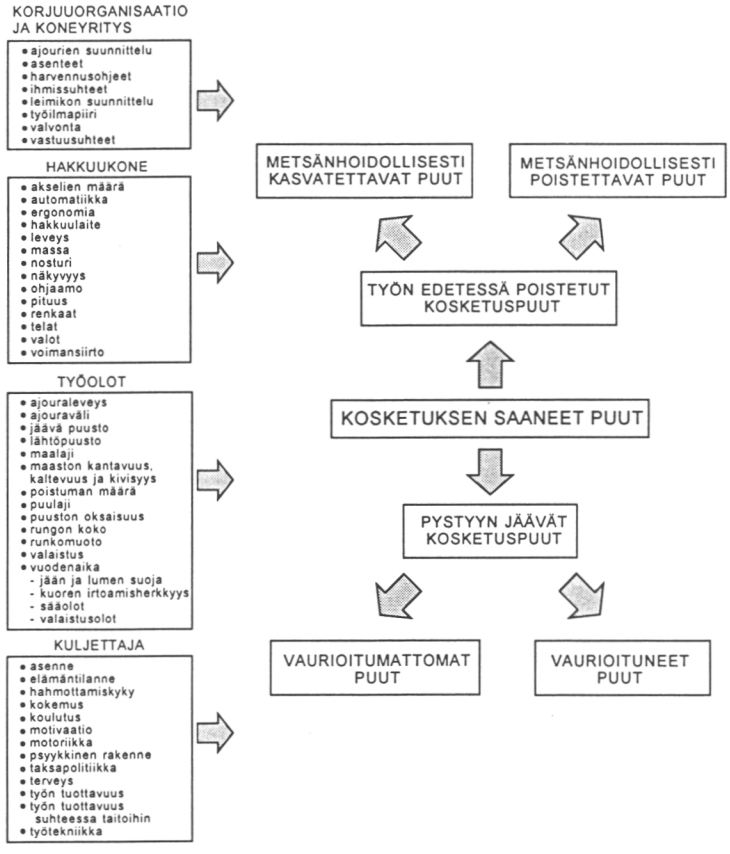
Korjuujäljen tutkimus on ollut laaja-alaista. Vuosina 1991—1997 korjuujälkeä tutkittiin 12 Euroopan maassa yhteensä 28 tutkimuslaitoksessa maaperä- ja puustovaurioiden ollessa yleisin tutkimuskohde (Spinelli 1995). Spinelli (1996) löysi bibliografiaansa yli 2500 viitettä vuoden 1980 jälkeisistä korjuujälkitutkimuksista. Puutteellisesti tutkituksi Spinelli (1996) näki korjuujäljen taloudellisten vaikutusten aihepiirin.

Korjuujälkeä on tutkittu jälkikäteen tehtävin mittauksin. Inventoinneissa on yleisimmin käytetty Björhedenin ja Frödingin (1986) esittämää, ympyräkoealoihin perustuvaa mittaustapaa. Myös Pilkerton ym. (1996) totesivat linjoilta mitattavat ympyräkoealat parhaaksi tavaksi tutkia puustovaurioita. Jälkikäteen tehty korjuujälkitutkimus jättää kuitenkin avoimia kysymyksiä. Tutkimusleimikoista tiedetään korjuukone, koneyrittäjä ja korjuuaika. Sen sijaan tieto kuljettajan työtavasta, vaurioiden syistä ja aiheuttajista jää arvailujen varaan. Syyt konehakkuuleimikoissa todetuille puustovauriomäärien suurille vaihteluille ovat jääneet selvittämättä.

Inventointitulokset ovat antaneet kuvan eri menetelmien korjuujälkitasoista, mutta työkalut tulosten laajempaan yleistettävyyteen ja korjuujäljen ennustamiseen ovat puuttuneet.

2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteeksi asetettiin ajouralta toimivan yksiotehakkuukoneen työskentelyn kokonaisvaltainen tarkastelu. Yhdistämällä työn tuottavuuden, korjuujäljen ja niihin vaikuttavien tekijöiden tutkimus haettiin tietoa työolojen ja kuljettajan työskentelytavan vaikutuksista työtulokseen. Tutkimuksessa selvitettiin erityisesti puustovaurioiden määrään ja laatuun vaikuttavia tekijöitä pyrkien samalla luomaan menetelmät puustovaurioiden ennustamiseen ja korjuujäljen taloudellisten vaikutusten arviointiin. Puustovaurioiden syntymekanismi ja siihen mahdollisesti vaikuttavat tekijät esitetään kuvassa 1.



Kuva 1. Puustovaurioiden määrään vaikuttavat tekijät hakkuukonetyössä.

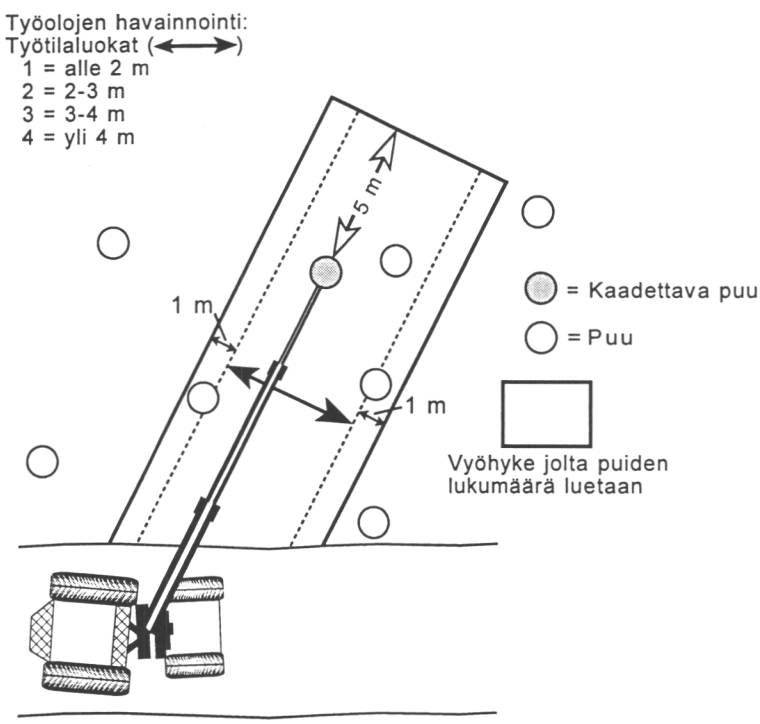
3 Tutkimusmenetelmä ja -aineisto

3.1 Kuljettajien kuvaus

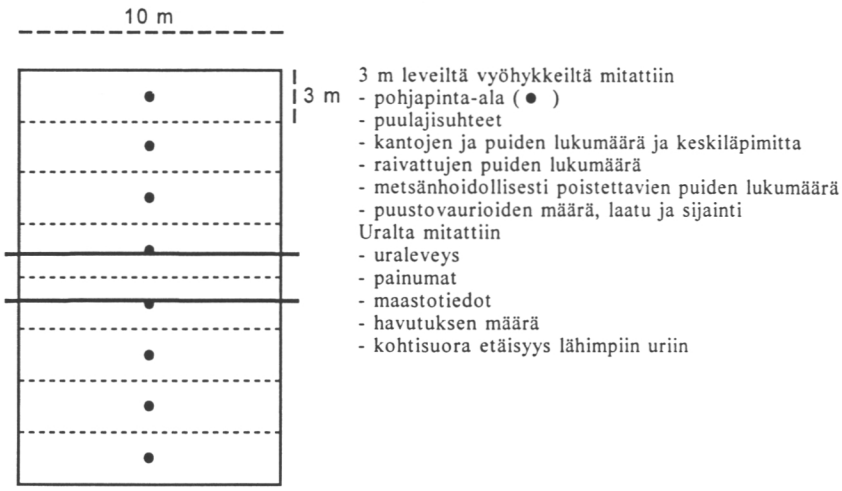
Metsätyötieteellisen tutkimuksen perusongelma on työntekijän suuri vaikutus työtulokseen. Hakkuukonetyössä kuljettajan vaikutus näkyy niin työn tuottavuudessa kuin työjäljessäkin. Kuljettajia voidaan kuvata eri tavoin. Harstela (1975) käytti testisarjoja työntekijän fyysisten ja psyykkisten ominaisuuksien kuvaamiseen. Käytännön työssä toimivia ihmisiä tutkittaessa testisarjojen käytöllä saattaa olla rajoituksensa. Kiireiset koneyrittäjät eivät aina suhtaudu myönteisesti testaamiseen. Työn tuottavuustaso antaa käytännönläheisen mahdollisuuden kuljettajan kuvaamiseen, jos työolot ja tutkittava kone vakioidaan. Työn tuottavuutta ja työskentelytapaa käytettiin kuvaamaan kuljettajia käsillä olevassa tutkimuksessa.

3.2 Työntutkimusmenetelmä

Työntutkimuksen ensisijaisena tarkoituksena oli puustovaurioiden syntymekanismin selvittäminen. Puustovaurioiden tutkimus tapahtui työn suoritushetkellä, ja puukohtaiset työolot määritettiin mahdollisimman tarkasti. Työn tuottavuuden, puukohtaisten työolojen ja kosketusten tutkimus perustui kolmen työntutkijan samanaikaiseen työskentelyyn. Yksi työntutkijoista keräsi *hakkuutyön tuottavuutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä* kuvaavat tiedot. Toinen työntutkija seurasi *työoloja.* Työtila ja puiden lukumäärä työalueella määritettiin kuvassa 2 esitetyllä tavalla.



Kuva 2. Tutkimuksessa käytetty menetelmä työtilan ja työalueella olevien puiden lukumäärän/ha määrittämiseksi.



Kuva 3. Jälki-inventoinnin koeala. Ajoura sijaitsee keskellä koealaa.

Kolmas työntutkija seurasi pystypuihin syntyviä *kosketuksia*. Kosketustiedot merkittiin lomakkeelle, jolle kirjattiin myöhemmin kosketuspuiden jälkimittaustiedot. Kosketuksiksi luettiin puiden runkoihin tai juurenniskoihin kohdistuneet kosketukset. Ainespuumittaa täyttämättömiin puihin samoin kuin urapuihin syntyneitä kosketuksia ei rekisteröity. Kosketuspuihin kiinnitettiin numerolaput, ja tutkimusjakson päätyttyä kosketuspuista mitattiin mahdollisesti syntyneet vauriot.

3.3 Jälki-inventointi

Jälki-inventointi tehtiin hakkuun jälkeen ennen metsäkuljetusta, joten tuloksiin ei sisälly metsäkuljetuksen aiheuttamia puusto- ja maaperävaurioita. Suorakaiteen muotoiset koealat sijoitettiin urille 30 m tai 40 m välein leimikon koosta riippuen. Koealan rakenne ja siltä tehtävät mittaukset esitetään kuvassa 3.

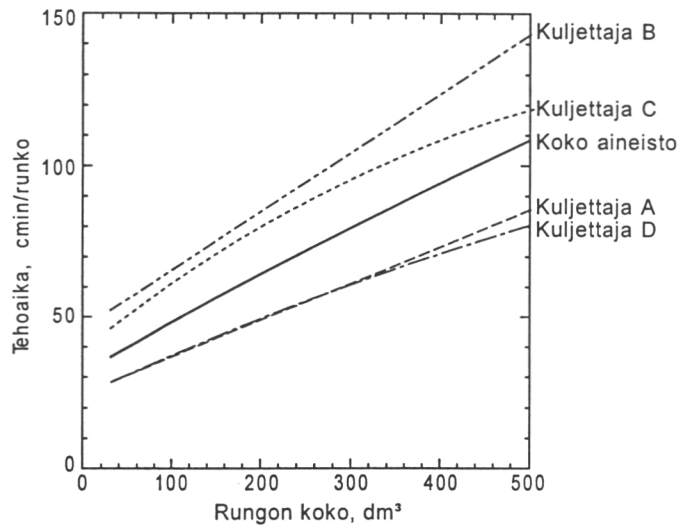
3.4 Tutkimusaineisto

Tutkimusaineistoa kerättiin neljältä kuljettajalta. Hakkuukoneena oli keskikokoinen yksiotehakkuukone. Tutkimusaineistoa kerättiin 15 työmaalta yhteensä 8192 runkoa, 1085 m^3. Aineistosta 586 m^3 hakattiin talvella, 288 m^3 keväällä tai syksyllä ja 211 m^3 kesällä. Tutkimusleimikoissa lähtöpuusto oli keskimäärin 1169 runkoa/ha ja jäävä puusto 634 runkoa/ha. Kuusen osuus tutkimusleimikoiden puustosta oli 70 %. Tutkimusleimikot sijaitsivat helpoissa maastoissa.

4 Tutkimustulokset

4.1 Työn tuottavuus

Tuottavuuden selvittäminen ei ollut tutkimuksen päätavoite; tuottavuutta seurattiin tuottavuuden ja korjuujäljen välisten yhteyksien löytämiseksi ja kuljettajien kuvaamiseksi. Kuljettajien tuottavuustasojen suora vertailu ei ole mahdollista työolojen erilaisuuden vuoksi. Kuljettajan suuri vaikutus työn tuottavuuteen näkyy kuvassa 4, jossa esitetään kuusirungon koon vaikutus runkokohtaiseen tehoaikaan.



Kuva 4. Kuusirungon koon vaikutus runkokohtaiseen tehoajanmenekkiin.

Hakkuukone käsittelee huomattavan osan puista uran päällä, jolloin uralle ja reunapuiden juurenniskoille saadaan havumatto. Havumatto suojaa maaperää ja juuristoja myös metsäkuljetuksessa. Uran sivulta otettujen puiden tuonti käsiteltäväksi uran päälle, jolloin uralle saadaan lisää havutusta, ei vaikuttanut oleellisesti hakkuutyön ajanmenekkiin.

4.2 Puustovaurioiden määrä ja laatu

Puustovauriokuvan kehitys esitetään taulukoissa 1 ja 2. Tutkimusaineiston 8192 rungosta 1579 rungon käsittely aiheutti kosketuksen pystypuuhun. Kosketuksista 95 % luokiteltiin lieviksi. Kosketuksista vajaa kolmannes johti vaurioon. Syntyneistä vaurioista lähes 90 % oli pintavaurioita, joissa kuori on irronnut, mutta itse puuaines on säilynyt vaurioitumattomana. Vaurioiden keskikoko oli 54 cm^2.

Kosketuksen saaneet, työn edetessä poistetut puut luokiteltiin metsänhoidollisiin luokkiin. Poistetuista kosketuspuista lähes 90 % kuului metsänhoidollisesti poistettavaan jaksoon. Jos puuhun syntyy selvästi näkyvä vaurio työpisteellä työskentelyn alkuvaiheessa, vauriopuulle saattaa olla useita korvaavia, kasvatettavia puita. Tällöin vauriopuu voidaan poistaa puuston tilajärjestystä heikentämättä.

Taulukko 1. Pystypuihin syntyneet kosketukset. Työsykli käsittää yhden puun käsittelyn työvaiheet.

Kuljettaja	Käsiteltyjä runkoja	Työsyklit, joissa kosketus		Työsyklit, joissa kosketus 2 puuhun	
		kpl	%	kpl	%
A	1664	269	16,2	9	0,5
B	2911	740	25,4	75	2,6
C	465	112	24,1	11	2,4
D	3152	458	14,5	25	0,8
Kaikki	8192	1579	19,3	120	1,5

Taulukko 2. Vaurioiden synty kosketuksista.

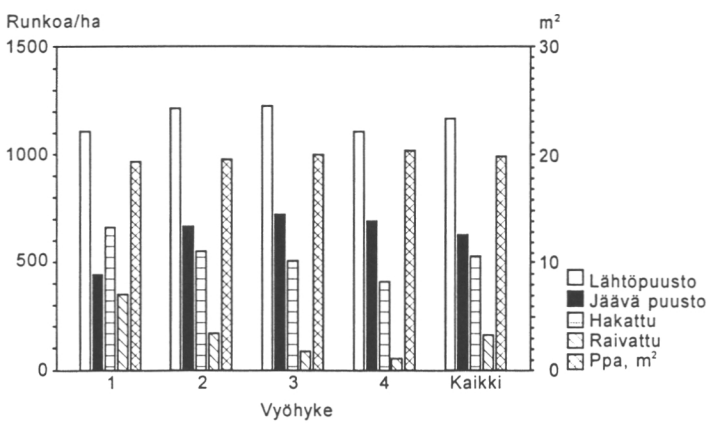
Kuljettaja	Koske-tuspuita	Poistetut kosketuspuut		Vaurio-puita		Vaurioiden laatu	
		Poistettavat	Kasvatettavat			Pinta	Syvä
				kpl	%	%	
A	278	83	6	45	23,8	69	31
B	815	242	39	181	33,9	86	14
C	123	30	9	38	45,2	95	5
D	483	194	19	41	15,2	95	5
Kaikki	1699	549	73	304	28,2	86	14

Kaadettava puu aiheutti 68 % kosketuksista ja 65 % vaurioista. Toinen merkittävä vaurioiden aiheuttaja oli karsinta-katkontavaihe, jossa syntyi yli 20 % vaurioista. Työntutkimuksen perusteella laskettiin vaurio-osuudet tutkimusleimikoille. Keskimääräinen vaurioprosentti, vauriopuiden osuus jäävän puuston runkoluvusta, oli 3,4 kuljettajakohtaisten keskiarvojen ollessa 1,4 — 6,6. Kuljettaja vaikutti keskeisesti puustovaurioiden määrään hakkuukonetyössä. Mielenkiintoinen, ei tosin yllättävä tulos, oli korkean työn tuottavuuden ja hyvän korjuujäljen selkeä yhteys. Taitava kuljettaja pääsee hyvään tuottavuuteen korjuujäljen siitä kärsimättä.

4.3 Jälki-inventoinnin tulokset

Eri etäisyydellä urasta sijaitsevat mittausvyöhykkeet antoivat kuvan harvennuksen onnistumisesta. Jäävän puuston ja poistuman määrä ja rakenne (kuva 5) olivat ohjeiden mukaiset paitsi yhdellä kuljettajalla, jonka tekemä harvennus keskittyi voimakkaasti uran läheisyyteen. Kaikki tutkimuskuljettajat tekivät selvästi alaharvennusta.

Keskimääräinen ajouraväli tutkimusleimikoissa oli 19,8 m, ajouraleveys 4,8 m (mittaustapa SLU-menetelmä, Björheden ja Fröding 1986) ja painuman syvyys vajaa sentti. Puustovaurioiden määrä ja laatu inventoitiin myös jälkikäteen. Jälkimittaus antoi hieman korkeammat vauriopuiden osuudet kuin työntutkimus. Keskimääräinen vauriopuiden osuus koko aineistossa oli 4,6 % kuljettajakohtaisen keskiarvon vaihdellessa välillä 1,1—9,1 %. Erityisesti sulan maan aikana korjatuissa leimikoissa osa juurenniskavaurioista jäi työntutkimuksessa huomaamatta.



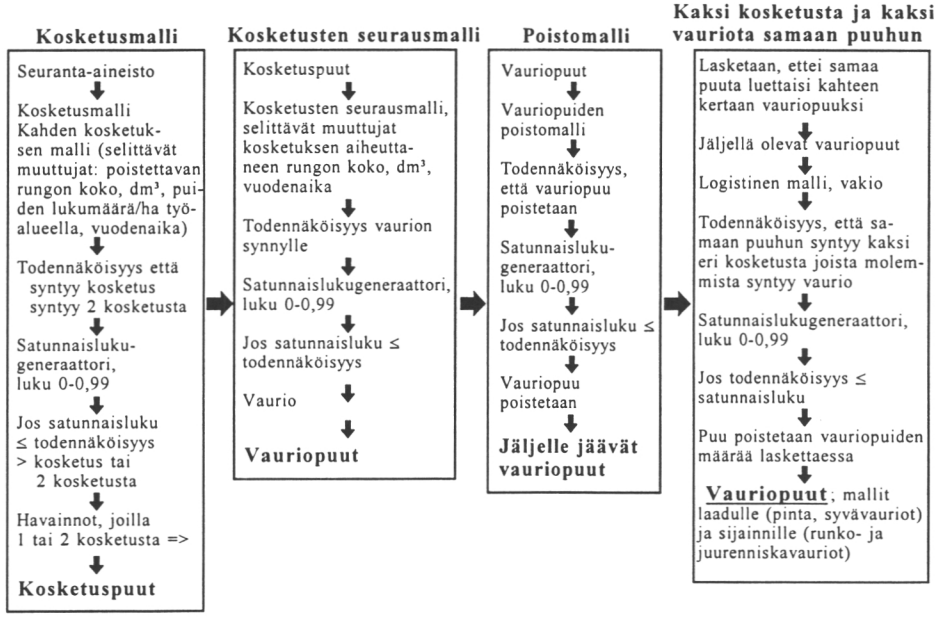
Kuva 5. Lähtöpuusto, jäävä, hakattu ja raivattu puusto sekä pohjapinta-ala (ppa) eri vyöhykkeillä. Vyöhykkeiden etäisyydet uran keskeltä: vyöhyke 1: 0—3 m, vyöhyke 2: 3—6 m, vyöhyke 3: 6—9 m, vyöhyke 4: 9—12 m.

4.4 Puustovaurioiden määrän ennustaminen

Puustovaurioiden määrän ennustamiseksi on tunnettava pystypuihin osuvien kosketusten määrä eri työoloissa ja kosketusten määrään vaikuttavat tekijät. Toisaalta on tunnettava kosketusten seuraukset ja seurauksiin vaikuttavat tekijät. Puustovaurioiden ennustemalli koostuu kahdesta pääosasta, *kosketusmallista* ja *kosketusten seurausmallista*. Kosketusmallilla kuvataan kosketusten määrää ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Kosketusten seurausmalli kuvaa kosketusten seurauksia. Koska kuljettaja poistaa työskentelyn yhteydessä kosketuksen saaneita puita, joista osa on vaurioituneita, tarvitaan poistomalli ennustamaan poistettavien kosketuspuiden määrää. Lisäksi tarvitaan kahden kosketuksen ja kahden vaurion malli eliminoimaan tapaukset, joissa samaan puuhun on syntynyt kosketus eri työsykleillä, ja molemmista kosketuksista on seurannut vaurio. Näin vältytään saman puun laskemisesta kahteen kertaan vauriopuuksi.

Yhdistämällä edelliset mallit saadaan puustovaurioiden ennustemalli, johon liittyvät lisäksi vaurion laatua ja sijaintia ennustavat mallit. Malli on rakennettu Excel-taulukkolaskentaohjelmistolle. Mallin syöttötietoina ovat käsiteltävän rungon koko, dm^3, runkoluku/ha työalueella ja hakkuun vuodenaika. Kaaviokuva puustovaurioiden ennustamisesta esitetään kuvassa 6.

Tutkimusaineiston perusteella laadittu kosketusmalli esitetään taulukossa 3 ja kosketusten seurausmalli taulukossa 4. Kosketusten seurausmallin aineiston muodostavat kaikki pystyyn jääneet kosketuspuut, yhteensä 1049 puuta. Kosketusten seurausten katsottiin olevan kuljettajasta riippumattomia.



Kuva 6. Kaaviokuva puustovaurioiden ennustamisesta.

Taulukko 3. Ennustemalli sille, että työsyklillä syntyy (1) tai ei synny (0) kosketus. Perustasona kuljettaja D.

$$\text{logit}(p) = a + bx_1 + cx_2 + d_1k_1 + d_2k_2 + d_3k_3 \quad (1)$$

missä
x_1 = käsiteltävän rungon koko, dm^3.
x_2 = puiden lukumäärä, kpl/ha työalueella.
k_1 = valemuuttuja, =1, jos kuljettaja = A, muulloin 0.
k_2 = valemuuttuja, =1, jos kuljettaja = B, muulloin 0.
k_3 = valemuuttuja, =1, jos kuljettaja = C, muulloin 0.

a = vakio
b, c,…,d_3 = muuttujien kertoimet

Havaintoja	Vastemuuttujan jakauma		N		
7973	1		1548		
	0		6425		
Kerroin	Kertoimen estimaatti	Keskivirhe	Waldin testisuure	p-arvo	Ristitulo-suhde
a	-2,921	0,0997	858,475	0,0001	
b	0,003	0,0002	259,250	0,0001	1,003
c	0,001	0,0001	112,645	0,0001	1,001
d_1	-0,008	0,0882	0,007	0,9313	0,992
d_2	0,615	0,0692	79,021	0,0001	1,850
d_3	0,495	0,1267	15,246	0,0001	1,640
	Yhteensopivuuden testaus				
	Deviance	Df	p-arvo		
	4548,3	4331	0,0106		

Taulukoissa 3 ja 4 esitettävä ristitulosuhde kuvaa vedonlyöntisuhteen, $\frac{\pi(x)}{1-\pi(x)}$, muutosta muuttujan arvon lisääntyessä yhden yksikön. Ristitulosuhde riippuu pelkästään muuttujan kertoimesta. Esimerkiksi käsiteltävän rungon koon kasvaessa 1 dm^3:n vedonlyöntisuhde kasvaa $e^{0.003}$-kertaiseksi eli 1,003-kertaiseksi. Vastaavasti rungon koon kasvaessa 100 dm^3 vedonlyöntisuhde muuttuu $1{,}003^{100}$ eli 1,35-kertaiseksi.

Käsiteltävän rungon koko, dm^3, puiden lukumäärä/ha työalueella ja kuljettaja olivat keskeiset selittäjät kosketuksen synnylle. Valemuuttujista kuljettajien B ja C kertoimet poikkesivat selvästi perustasona olevan kuljettajan D kertoimesta. Sen sijaan kuljettajan A kerroin ei poikennut perustasosta.

Kosketuksen aiheuttaneen rungon koko oli tärkein vaurion synnyn selittäjä. Myös vuodenaika vaikutti kosketusten seurauksiin. Kesällä vaurion synnyn vedonlyöntisuhde oli 1,7-kertainen muihin vuodenaikoihin verrattuna. Käsiteltävän rungon koon 100 dm^3:n kasvu lisäsi vaurion synnyn vedonlyöntisuhdetta 19 %.

Taulukko 4. Ennustemalli sille, että kosketuksesta syntyy (1) tai ei synny (0) vaurio. Perustaso muu vuodenaika kuin kesä.

$$\text{logit}(p) = a + bx_1 + cv \quad (2)$$

missä
x_1 = käsiteltävän rungon koko, dm^3.
v = valemuuttuja, = 1, jos korjuuaika = kesä, muulloin 0.

a = vakio
b, c = muuttujien kertoimet

Havaintoja	Vastemuuttujan jakauma		N		
1049	1		285		
	0		764		
Kerroin	Kertoimen estimaatti	Keskivirhe	Waldin testisuure	p-arvo	Ristitulo-suhde
a	-1,496	0,1242	145,154	0,0001	
b	0,002	0,0004	21,236	0,0001	1,002
c	0,562	0,1617	12,072	0,0005	1,754
	Yhteensopivuuden testaus				
	Deviance	Df	p-arvo		
	196,6	149	0,0055		

4.5 Korjuujäljen seurauskustannukset

Tutkimuksessa todetun korjuujäljen seurauskustannuksia tarkasteltiin Kokon ja Sirénin (1996) esittämällä laskentaohjelmalla. Laskentaohjelma ottaa huomioon puustovaurioiden aiheuttamat kasvu- ja laatutappiot sekä ajoura-aukon ja urapainumien aiheuttamat menetykset. Harvennusvoimakkuuden vaikutuksia ohjelmalla ei voida ennustaa.

Esimerkkilaskelmassa etelä-suomalainen MT-kuusikko harvennettiin kiertoaikana kahdesti MELA-mallien (Hynynen 1996) mukaan. Korjuujäljen seurausvaikutukset laskettiin tutkimuksessa todetun keskimääräisen korjuujäljen mukaisesti. Vauriopuiden osuudeksi annettiin 4,6 %, josta runkovaurioita oli 80 % ja juurenniskavaurioita 20 %. Vaurioiden kokojakaumana käytettiin tutkimuksessa todettua jakaumaa, ajouraväliksi annettiin 19,8 m, uraleveydeksi 4,8 m ja keskimääräiseksi raiteen syvyydeksi 1,0 cm. Esimerkkilaskelmaan lisättiin metsäkuljetuksen vauriot. Metsäkuljetuksessa vauriopuiden osuudeksi arvioitiin 1 %, mikä vastaa Sirénin (1981) ja Lillebergin (1984) toteamaa tasoa. Kuusitukille annettiin hinnaksi 220 mk/m^3, kuusikuitupuulle 130 mk/m^3 ja mäntykuitupuulle 100 mk/m^3. Lahoutuneesta kuusesta oletettiin saatavan mäntykuitupuun hinta.

Edellä esitetyllä korjuujäljellä Kokon ja Sirénin (1996) esittämä laskentamalli antoi taulukossa 5 esitetyt seurausvaikutukset kiertoaikana. Nykyarvot laskettiin 3 % :n korolla. Korjuussa käytettiin samaa ajouraverkkoa sekä 1. että 2. harvennuksessa, joten ajourien (ajoura-aukon) kustannukset kohdistettiin 1. harvennukselle. Ajourien kustannuksia ei jaoteltu erikseen hakkuuvaiheelle ja metsäkuljetukselle, vaan ne ilmoitetaan yhteisenä molemmille työvaiheille. Sen sijaan raiteenmuodostuksen ja puustovaurioiden seuraukset otettiin huomioon erikseen hakkuuvaiheelle ja metsäkuljetukselle.

Taulukko 5. Korjuuvaurioiden seurausvaikutukset (m^3/ha ja mk/ha) tutkimuksessa todetun keskimääräisen korjuujäljen mukaisesti. Metsäkuljetuksessa vauriopuiden osuudeksi on annettu 1 %. Seurauskustannusten nykyarvot on laskettu 3 %:n korolla.

	Hakkuu	Metsä-kuljetus	Yhteensä	Hakkuu	Metsä-kuljetus	Yhteensä
	Tappiot m^3/ha			Tappioiden nykyarvo, mk/ha		
Kasvutappiot						
Ajourat			10,80			711,58
Urapainumat	0,34	1,00	1,34	25,61	76,83	102,44
Puustovauriot	0,51	0,21	0,72	39,55	16,52	56,07
Laatutappiot						
Lahoutuminen	3,43	1,78	5,21	136,84	150,96	287,80
Yhteensä			18,07			1157,89

Kiertoajan kokonaistappioiden nykyarvoksi saatiin 1157,89 mk/ha. Tätä voitaneen pitää siedettävänä suhteessa harvennuksesta saataviin hyötyihin. Tappioiden jakautumista tarkasteltaessa huomio kiinnittyy ajourien (ajoura-aukon) yli 60 % osuuteen kokonaistappioista. Kun ajoura-aukon aiheuttamiin menetyksiin lisätään urapainumien vaikutukset, ajourat kattavat noin 70 % kokonaistappioista. Menetysten loppuosa koostuu puustovaurioiden aiheuttamista kasvu- ja laatutappioista. Lahoutuminen aiheuttaa neljänneksen tappioista kasvutappioiden osuuden ollessa noin 5 % menetysten kokonaismäärästä.

5 Tulosten tarkastelu

Tutkimuksessa käytetty työntutkimusmenetelmä osoittautui toimivaksi. Juurenniskoihin kohdistuneiden kosketusten havaitseminen oli sulan maan aikana vaikeaa. Tämän vuoksi osa juurenniskavaurioista jäi työntutkimuksessa rekisteröimättä. Jälkimittausmenetelmä oli verraten työläs, mutta vyöhykkeittäinen mittaus antoi luotettavaa tietoa poistuman ja jäävän puuston määrästä, laadusta ja jakautumisesta leimikoilla.

Keskeinen tutkimustulos oli kuljettajan suuri vaikutus sekä työn tuottavuuteen että korjuujälkeen. Tutkimusaineistossa työn tuottavuudella ja hyvällä korjuujäljellä oli selvä positiivinen korrelaatio. Tutkimuksessa todetut keskimääräiset puustovaurioiden osuudet olivat lähellä laaja-aineistoisissa inventoinneissa todettua tasoa (Fröding 1992, Hartikainen 1996).

Hakkuukonetyössä syntyneet kosketukset olivat pääosin kaadettavan puun aiheuttamia. Jälkikäteen tehtävissä inventoinneissa vaurion syy ja aiheuttaja joudutaan arvioimaan. Fröding (1992) arvioi hakkuukonetyön vaurioista 90 % syntyvän puita käsitellessä ja vain 10 % kaatovaiheessa. Tapahtuma-aikaisen seurannan tulos poikkesi tästä tuloksesta.

Tapahtuma-aikaista vauriotutkimusta ovat tehneet Nilsson (1985), Sirén (1990) ja Athanassiadis (1997). Nilsson (1985) seurasi metsätraktorin kuormausajossa syntyviä kosketuksia ja niistä syntyviä vaurioita. Puuston määrä työalueella vaikutti kosketusten määrään. Lähes 80 % kosketuksista aiheutti kuormattava taakka. Tutkimuksessa rekisteröitiin 195 kosketusta, joista 16 % johti vaurioon.

Sirén (1990) seurasi käsillä olevan tutkimuksen tavoin kosketuksia ja niistä syntyviä vaurioita vertaillessaan pieniä hakkuukoneita ensiharvennuskuusikossa. Poistettavat puut oli leimattu etukäteen. Leimattuihin puihin kohdistuneita kosketuksia ei rekisteröity. Kaksiotehakkuukoneella kosketuksen sisältäneiden työsyklien osuus oli 13,8 %, yksiotehakkuukoneella vastaavasti 1,1 %. Tutkimuksessa rekisteröidyistä 74 kosketuksesta 42 % johti vaurioon. Tutkimus tehtiin talvella. Käsiteltävä puu ja kuormain olivat yleisimmät vaurion aiheuttajat.

Athanassiadis (1997) seurasi vaurioiden syntyä tapahtuma-aikaisesti. Hakkuukoneena oli maataloustraktori varustettuna yksiotehakkuulaitteella. Kaksi kolmasosaa vaurioista syntyi puuta kaadettaessa ja käsiteltäessä, vajaa viidennes hakkuulaitteen viennissä puulle siirtymisten osuuden ollessa vajaa kymmenes vaurioista. Yli 90 % vaurioista oli runkovaurioita, ja 65 % vaurioista oli pinta-alaltaan alle 50 cm^2.

Tutkimusaineistossa jäävän puuston ja poistuman määrä, laatu ja jakautuminen olivat keskimäärin hyväksyttävät lukuun ottamatta yhden kuljettajan harvennustulosta. Tämä kuljettaja harvensi voimakkaasti uran reunavyöhykkeitä pyrkien tällä tavoin lisäämään työn tuottavuutta. Tämän tyyppinen työtapa ei ole hyväksyttävä. Ajourat oli sijoitettu oikeaoppisesti verraten vähäpuustoisiin kohtiin. Keskimääräinen ajouraväli oli hieman alle sallitun alarajan ja urat olivat suhteellisen leveitä. Hakkuukoneen raiteenmuodostus oli vähäistä. Hakkuukoneiden vähäisen raiteenmuodostuksen ovat todenneet myös Karlson ja Myhrman (1990a, 1990b). Hakkuun jäljiltä urilla oli verraten runsas havutus. Havutuksen vaikutuksen maaperävaurioiden vähentäjänä ovat todenneet Fries (1974), Brunberg ja Nilsson (1988) ja Mcmahon ja Evanson (1994).

Tutkimuksessa esitettiin logistisia regressiomalleja kuvaamaan pystypuihin syntyviä kosketuksia, kosketuksista syntyviä vaurioita ja niihin vaikuttavia tekijöitä. Metsätyötieteellisessä tutkimuksessa logistisia malleja on Suomessa käytetty vähän. Puuteknologisessa tutkimuksessa logistisia malleja on esittänyt Uusitalo (1994). Metsäekonomistisessa tutkimuksessa logistista regressiota on käytetty huomattavasti enemmän. Logistisia malleja ovat esittäneet mm. Kuuluvainen ym. (1983), Ollikainen ja Salonen (1986), Ovaskainen ym. (1994), Hänninen ja Viitala (1994), Pesonen ym. (1995), Karppinen (1995) ja Ripatti (1996).

Kosketuksen seurausmallissa näkyi selvästi vuodenajan vaikutus kosketuksen seurauksiin. Todennäköisyys vaurion synnylle kosketuksesta oli kesällä yli 1,5-kertainen muihin vuodenaikoihin verrattuna. Wästerlundin (1986) mukaan männyn ja kuusen juurten kuoren irrottamiseen tarvittava voima oli kesällä 40 N/cm^2 ja syksyllä 60 — 80 N/cm^2. Nämä tutkimustulokset tukevat toisiaan.

Pohjois-Amerikassa puustovaurioiden määrät ovat yleensä olleet suurempia kuin Pohjoismaissa. Tällöin yksittäisen puun vaurioitumisen todennäköisyyden ennustaminen on perusteltua. Logistisia malleja puustovaurioiden ennustamiseen ovat käyttäneet Ostrofsky ym (1986), Cline ym. (1991), Bragg ym. (1994) ja Nichols ym. (1994). Ostrofsky ym. (1986) ennustivat puustovaurioiden määrää lehtipuumetsiköiden harvennuksessa kaato-kasauskonetta ja pihtijuontokonetta käytettäessä. Vaurioitumista selittivät harvennuskäsittely, puun etäisyys juontourasta, puulaji ja puun läpimitta. Vaurioitumisriski oli pienin kaukana juontourista sijaitsevilla pienillä puilla.

Bragg ym. (1994) esittivät vauriomallin, joka toimii yhdessä korjuutyön tuottavuutta ennustavan mallin kanssa. Yksittäisen puun vaurioitumista selittivät mallissa

korjuumenetelmä, harvennuskäsittely, lähtöpuuston pohjapinta-ala, puulaji, läpimitta ja etäisyys juontourasta. Braggin ym. (1994) malli ja käsillä olevassa tutkimuksessa esitetty puustovaurioiden ennustamismalli ovat samantyyppisiä rakenteeltaan. Braggin ym. (1994) mallin samoin kuin muiden Pohjois-Amerikassa esitettyjen vauriomallien aineistona ovat jälkikäteen kerätyt korjuujälkitiedot. Käsillä olevassa tutkimuksessa esitetty puustovaurioiden ennustamismalli pohjautuu tapahtuma-aikaiseen tietoon ja koko puustovaurioprosessin kuvaamiseen. Tavaralajimenetelmän ja runkomenetelmän vauriokuvat poikkeavat myös olennaisesti toisistaan.

Kokon ja Sirénin (1986) korjuuvaurioiden laskentamalli antoi tutkimuksessa todetun korjuujälkitason seurauskustannuksiksi kiertoaikana 1158 mk. Ajourien ja urapainumien osuus kokonaismenetyksistä oli 70 %. Menetykset ovat siedettäviä suhteessa harvennuksista saataviin hyötyihin. Ruotsissa Olsson (1984) on esittänyt korjuuvaurioiden seurausten laskentamallin, jonka rakenne ja tulokset ovat lähellä Kokon ja Sirénin (1996) esittämän mallin tasoa.

Tutkimuksessa rakennettu puustovaurioiden ennustamismalli, korjuuvaurioiden laskentamalli, työn tuottavuus- ja kustannusmallit sekä niinikään Metsäntutkimuslaitoksessa kehitetty puuston kehityksen simulointimalli (Hynynen ja Ojansuu 1996) antavat tulevaisuudessa mahdollisuuden tarkastella puun tuottamisen ja korjuun taloutta kokonaisvaltaisesti. Kokonaisvaltainen näkökulma on tärkeää eri korjuumenetelmien edullisuutta vertailtaessa.

Kirjallisuus

Athanassiadis, D. 1997. Residual stand damage following cut-to-length harvesting operations with a farm tractor in two conifer stands. Silva Fennica 31(4):461—467.

Björheden, R. & Fröding, A. 1986. Ny rutin för praktisk gallringsuppföljning. A new routine for checking the biological quality of thinning in practice. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsteknik. Uppsatser och Resultat 48. 14 s.

Bragg, W., Ostrofsky, W., & Hoffman, B. 1994. Residual tree damage estimates from partial cutting simulation. Forest Products Journal 44(7/8): 19—22.

Brunberg, T. & Nilsson, N. 1988. FMG 0470 Lillebror, beståndsgående engreppsskördare för klena gallringar. Skogsarbeten, Resultat 13. 4 s.

Cline, M.L., Hoffman, B.F., Cyr, M. & Bragg, W. 1991. Stand damage following whole-tree partial cutting in northern forests. Northern Journal of Applied Forestry 8:72—76.

Fries, J. 1974. Thinning — why and how? Thinning in the forestry of the future. Reprint of the papers from the international conference at Elmia 19.

Fröding, A. 1983. Skador och stickvägar vid delmekaniserad gallring. Summary: Status of remaining stand after partly mechanized thinning. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsteknik. Rapport 152. 34 s.

Fröding, A. 1992. Gallringsskador — En studie av 403 bestånd i Sverige 1988. Summary: Thinning damage — A study of 403 stands in Sweden in 1988. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsteknik. Rapport 193. 45 s.

Harstela, P. 1975. Työajan menekkiin ja työntekijän kuormittumiseen vaikuttavat tekijät eräissä metsätyömenetelmissä. Teoreettinen ja empiirinen analyysi. Summary: Factors affecting the consumption of working time and the strain on the worker in some forest work methods. A theoretical and empirical analysis. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 87. 130 s.

Hartikainen, S. 1996. Harvennushakkuiden korjuujälki. Tulokset koneellisista harvennuksista 1996. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Moniste.

Hynynen, J. 1996. Puuston kehityksen ennustaminen MELA-järjestelmässä. Julkaisussa: Hynynen, J. & Ojansuu, R. (toim.). Puuston kehityksen ennustaminen — MELA ja vaihto-

ehtoja. Tutkimusseminaari Vantaalla 1996. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 612: 21—37.

Hynynen, J. & Ojansuu, R. 1996. Puuston kehityksen ennustaminen — MELA ja vaihtoehtoja. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 612. 116 s.

Hänninen, H. & Viitala, E-J. 1994. Metsänomistuksen rakennemuutos ja metsätalouden edistämistoiminta. Julkaisussa: Ovaskainen, V. & Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484:75—103.

Karlsson, L. & Myhrman, D. 1990a. Spårdjupsprov, engreppsskördare. Skogsarbeten, Resultat 22. 4 s.

Karlsson, L. & Myhrman, D. 1990b. Spårdjupsprov, skotare. Skogsarbeten, Resultat 22. 4 s.

Karppinen, H. 1995. Metsänomistajien arvot ja metsätaloudellinen toiminta. Abstract: Forest values, landowner objectives and forestry behaviour of nonindustrial forest owners. Helsingin yliopisto. Kansantaloudellisen metsäekonomian lisensiaatti tutkielma. 139 s.

Kokko, P. & Sirén, M. 1996. Harvennuspuun korjuujälki, korjuujäljen seurausvaikutukset ja niiden arviointi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 592. 70 s.

Kuuluvainen, J., Loikkanen, H. A. & Salo, J. 1983. Yksityismetsänomistajien puuntarjontakäyttäytymisestä. Summary: The timber supply behaviour of the private nonindustrial forest owners in Finland. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 112. 100 s.

Lilleberg, R. 1984. Kasvatushakkuiden korjuujälki. Summary: The state of harvested thinning stands. Metsätehon tiedotus 388. 16 s.

Matilainen, J. 1995. Tulevaisuuden puunkorjuukoneen suunnitteluvaatimukset. Oulun yliopisto. Prosessitekniikan osasto. Työtieteen jaos. Hanke 93314. Loppuraportti työsuojelurahastolle. 102 s.

Meadows, J.S. 1993. Logging damage to residual trees following partial cutting in a green ash-sugarberry stand in the Mississippi delta. In: Gillespie, A.R., Parker, G.R., Pope, P.E. & Rink, G. (eds.). Proceedings of the 9th central hardwood forest conference. March 8—10. West Lafayette, IN. Gen. Tech. Rep. NC—161. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station:248—260.

Metsänhoitosuositukset 1989. Keskusmetsälautakunta Tapio. 55 s.

McMahon, S. & Evanson, T. 1994. The effect of slash cover in reducing soil compaction resulting from vehicle passage. LIRO Logging Industry Research Organization Report. Vol. 19 (1). 8 s.

Nichols, M.T., Lemin Jr.,R.C. & Ostrofsky, W.D. 1994. The impact of two harvesting systems on residual stems in a partially cut stand of northern hardwoods. Canadian Journal of Forest Research. 24:350—357.

Nilsson, N. 1985. Skador vid kranarbete i gallring. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsteknik. Stencil 25. 35 s.

Ollikainen, M. & Salonen, H. 1986. The selling frequency of forest owners: A sequential binary analysis. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 238. 33 s.

Olsson, P. 1984. Beräkning av tillväxt- och kvalitetsnedsättning orsakad av skador i gallring. Skogsarbeten, Stencil. 16 s.

Ostrofsky, W.D., Seymour, R.S. & Lemin, jr., R.C. 1986. Damage to northern hardwoods from thinning using whole-tree harvesting technology. Canadian Journal of Forest Research 16:1238—1244.

Ovaskainen, V., Hänninen, E. & Hänninen, H. 1994. Metsänhoidollinen aktiivisuus yksityistiloilla. Julkaisussa: Ovaskainen, V. & Kuuluvainen, J. (toim.). Yksityismetsänomistuksen rakennemuutos ja metsien käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 484:60—74.

Pesonen, M., Räsänen, P. & Kettunen, A. 1995. Modelling non-industrial private forest landowners´ strategic decision making by using logistic regression and neural networks: Case of predicting the choice of forest taxation basis. Silva Fennica 29(2):171—186.

Pilkerton, S.J., Han, H.-S. & Kellogg, L.D. 1996. Quantifying residual stand damage in partial harvest operations. In: Blinn, C.H.& Thompson, M.A. (eds.). Planning and implementing

forest operations to achieve sustainable forest. Proceedings of papers presented at the Joint meeting of the Council of Forest Engineering and International Union of Forest Research Organisations. Marguette, Michigan, USA. July 29 — August 1, 1996:62—72.

Ripatti, P. 1996. Factors affecting partitioning of private forest holdings in Finland. A logit analysis. Acta Forestalia Fennica 252. 84 s.

Sirén, M. 1981. Puuston vaurioituminen harvennuspuun korjuussa. Summary: Stand damage in thinning operations. Folia Forestalia 474. 23 s.

Sirén, M. 1982. Puuston vaurioituminen harvennuspuun korjuussa kuormainprosessorilla. Summary: Stand damage in thinning operations with a grapple loader processor. Folia Forestalia 528. 16 s.

Sirén, M. 1990. Pienet hakkuukoneet varhaisissa harvennushakkuissa. NSR-tutkimus. Summary: Small multi-function machines in early thinning operations. A joint Nordic NSR-study. Folia Forestalia 743. 29 s.

Spinelli, R. 1995. Ongoing research on the environmental consequences of forest harvesting in 14 European countries: how it matches the needs of the forester. In: Kellogg, L. & Milota, G. (eds.). The way ahead with harvesting and transportation technology. Proceedings of IUFRO P3.07 meeting in Tampere, August 6—12, 1995:163—170.

Spinelli, R. 1996. The environmental consequences of harvesting operations: A bibliography. A report from Concerted Action "Cost-Effective Early Thinnings" (AIR2-CT93-1538). Publisher: Ministry of Environment and Energy. Danish Forest and Landscape Research Institute. 193 s.

Säteri, L. & Örn, J. 1998. Puunkorjuun ja puutavaran kaukokuljetuksen kustannukset vuonna 1997. Summary: Timber harvesting and long-distance timber transportation costs in 1997. Metsätehon katsaus 1. 4 s.

Uusitalo, J. 1994. Sahatavaran laadun ennustaminen mäntytukkirungoista. Summary: Predicting lumber quality of pine stems. Helsingin yliopiston metsävarojen käytön laitoksen julkaisuja 3. 53 s.

Wästerlund, I. 1986. The strength of bark on Scots pine and Norway spruce trees. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsteknik. Rapport 167. 100 s.



ISBN 951-40-1694-7
ISSN 0358-4283
Hakapaino 1999