

Metsätehon raportti 184
14.3.2005

Rajoitettu jakelu

Energia-alan Keskusliitto FINERGY
Metsäliitto Osuuskunta
Metsäteollisuus ry
Stora Enso Oyj
UPM-Kymmene Oyj
Vapo Timber Oy

**Tuhkalannoituksen vaikutus
kasvillisuuden ja maaperän
raskasmetalli- ja ravinnepitoisuuksiin**

Mikael Pihlström
Pekka Rummukainen
Ahti Mäkinen
Tiina Tulonen
Lauri Arvola

Tuhkalannoituksen vaikutus kasvillisuuden ja maaperän raskasmetalli- ja ravinnepitoisuuksiin

Mikael Pihlström

Pekka Rummukainen

Ahti Mäkinen

Tiina Tulonen

Lauri Arvola

Metsätehon raportti 184

14.3.2005

Rajoitettu jakelu:

Energia-alan Keskusliitto FINERGY, Metsäliitto Osuuskunta, Metsäteollisuus ry, Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj, Vapo Timber Oy

Asiasanat: tuhkalannoitus, raskasmetallit, ravinteet

© Metsäteho Oy

Helsinki 2005

SISÄLLYS

TIIVISTELMÄ	4
1 JOHDANTO	5
2 TUTKIMUSALUE	6
2.1 Alueen kuvaus ja kasvuolosuhteet	6
2.2 Sääolosuhteet 1997–2001	6
2.3 Maankäytön historia.....	6
3 AINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT	7
3.1 Näytealat	7
3.2 Kasvillisuus.....	7
3.3 Maa- ja kasvinäytteet	7
3.4 Tuhkan ominaisuudet.....	9
4 TULOKSET	11
4.1 Tuhkalannoituksen vaikutus maan/turpeen alkuainekoostumukseen	11
4.1.1 Tuhkalannoitus kangasmailla	11
4.1.2 Tuhkalannoitus turvemailla	12
4.2 Maa- ja turvenäytteiden kemialliset analyysit 1997-2002	12
4.2.1 Maaperän happamuus	12
4.2.2 Maaperän pääravinteet.....	13
4.2.3 Maaperän raskasmetallit	17
4.3 Kasvien raskasmetallipitoisuudet.....	23
5 TULOSTEN TARKASTELU	26
5.1 Ravinteet ja raskasmetallit maaperässä.....	26
5.1.1 Mitä vaihtuvat raskasmetallipitoisuudet kuvaavat?.....	27
5.1.2 Tuhkan raskasmetallien liukoisuus pitkällä aikavälillä.....	30
5.2 Kasvillisuuden raskasmetallikertymät	31
5.3 Marjat, sienet ja eläimet	32
5.4 Tuhkan sisältämän kadmiumin biosaatavuus ja mahdollinen biohaitallisuus	33
5.4.1 Biosaatavuus.....	33
5.5 Mihin tuhakalannoitusta voi verrata?.....	37
5.5.1 Metsäpalot	37
5.5.2 Puun korjuu ja maanmuokkaus.....	38
5.5.3 Typpilannoitus, PK-lannoitus.....	38
5.5.4 Maantieteelliset erot	39
6 LÄHTÖKOHTIA EKOLOGISESTI KESTÄVÄLLE TUHKALANNOITUKSELLE	40
7 YHTEENVETO	43
KIRJALLISUUS	44

TIIVISTELMÄ

Evon kahden pienen ruskeavetisen järven valuma-alueille (11 - 19 % pinta-alasta) levitettiin itsekovettunutta tuhkaa keskimäärin 6 400 kg hehtaarille. Tässä raportissa käsitellään muutoksia kasvillisuuden ja maaperän ravinne- sekä raskasmetallipitoisuuksissa viiden vuoden ajalta tuhkallevityksen jälkeen. Tavoitteena oli raskasmetallien liikkuvuuden selvittäminen koko ekosysteemissä metsistä Nimettömän ja Tavilammen järviin. Raportissa esitetyt tulokset liittyvät siten läheisesti vesistövaikutuksia käsittelevään aiemmin julkaistuun raporttiin (Tulonen ym. 2003). Tuhkalannoituksen jälkeen pintamaan tai pintaturpeen pH nousi keskimäärin 1,5 yksikköä päätyen viiden vuoden jälkeen pH-tasolle 6,0–6,5. Kangasmailla keskimäärin 13 ja turvemailla 31 alkuaineen kokonaispitoisuudet (44 tutkitusta) nousivat lannoituksen jälkeen. Kalsiumin ja magnesiumin vaihtuvat pitoisuudet nousivat 4-5-kertaisiksi, kaliumin noin kaksinkertaisiksi lannoitetuilla näytealoilla.

Raskasmetalleista kadmiumin vaihtuvat pitoisuudet nousivat eniten, ja ne olivat viiden vuoden jälkeen 2-5 kertaa korkeammalla tasolla lannoitetuilla aloilla kuin vertailualoilla. Turvemailla myös sinkki-, alumiini- ja rautapitoisuudet nousivat selvästi. Kivennäismailla ainoastaan kadmiumpitoisuudet nousivat selvästi – vaihtuvat lyijypitoisuudet sen sijaan laskivat. Analyyseissa käytetty ammoniumasetaattiuutto saattaa kuvata raskasmetallien potentiaalista liikkuvuutta pitkällä aikavälillä, josta ei ole toistaiseksi empiiristä tietoa. Monissa kasveissa todettiin lievästi kohonneita kadmiumpitoisuuksia. Mustikan lehdissä ja koivun oksissa erot kontrolliin olivat tilastollisesti merkitseviä. Eri kasveilla esiintyi vaihtelua kadmiumin taustapitoisuudessa ja myös sen vaihtelussa lannoituksen tai sääolosuhteiden seurauksena. Kasveihin ja sieniin tarkastelujaksolla kulkeutunut kadmium on todennäköisesti peräisin maan/turpeen omasta varannosta, jonka tasapainotilaan tuhka vaikuttaa äkillisesti ja voimakkaasti (neutralointi, ionivahvuudet ym.).

Tämän ja muiden tutkimusten perusteella kadmiumin biosaatavuus lisääntyy, useimmiten ohimenevästi, ensimmäisen viiden vuoden jaksolla tuhkallevityksen jälkeen. Lievästi kohonneita kadmiumpitoisuuksia on todettu kasveissa, sienissä, eläimissä, maavedessä ja huuhtoumissa. Evolla vaikutukset eivät raskasmetallien osalta ulottuneet puroihin ja järviin tarkastelujaksolla 1998–2002 (Tulonen ym. 2003).

Monet muut metsätalouden toimenpiteet kuin tuhkalannoitus vaikuttavat lyhyellä aikavälillä samassa tai suuremmassa määrin raskasmetallien liikkuvuuteen ja huuhtoutumiseen. Merkittävää on se, että tuhkalannoitus lisää kadmiumin kokonaisvarantoa, toisin kuin muut metsänhoitotoimenpiteet – paitsi puunkorjuu, jossa puuraaka-aineen mukaan joutuu myös kadmiumia. Pitkällä aikavälillä tuhkan sisältämän kadmiumin biosaatavuudessa voi tapahtua muutoksia, mistä on olemassa viitteitä yli 20 vuotta vanhoilla kokeilla. Riittävän kattavat ja luotettavat pitkäaikaistutkimukset kuitenkin puuttuvat. Siksi perussääntönä tulisi olla, etteivät metsänhoitotoimenpiteet lisääisi metsäekosysteemin kadmiumin tai muiden haitta-aineiden varantoa pitkällä aikavälillä.

1 JOHDANTO

Tutkimus on osa Metsäteho Oy:n koordinoimaa laajaa biotuhkan metsäkäyttöä ja sen ympäristövaikutuksia koskevaa hanketta, joka toteutettiin vuosina 1997–2003. Hankekokonaisuudessa Lammin biologinen asema vastasi tuhkalannoituksen vesistövaikutusten selvityksestä. Kohteina olivat kaksi Evolla sijaitsevaa pientä ruskeavetistä järveä: Nimetön ja Tavilampi. Talvella 1998 levitettiin itsekovettunutta tuhkaa 11–19 % valuma-alueiden pinta-alasta keskimäärin 6400 kg hehtaarille (Tulonen ym. 2003). Keskeiset näytteet otettiin käynnistettiin vuotta ennen tuhkan levitystä alkutilanteen selvittämiseksi.

Tässä raportissa käsitellään muutoksia kasvillisuuden ja maaperän ravinne- sekä raskasmetallipitoisuuksissa tuhkallevityksen jälkeen. Tavoitteena oli etenkin raskasmetallien liikkuvuuden selvittäminen, ei pelkästään valuma-alueiden metsä- ja suometsäaloilla, vaan koko ketjussa metsistä Nimettömän ja Tavilammen järviin. Raportissa esitetyt tulokset liittyvät siten läheisesti vesistövaikutuksia käsittelevään aiemmin julkaistuun raporttiin (Tulonen ym. 2003).

Luonnonvarojen kestävä käytön kannalta tuhkan palauttaminen ekosysteemi-kiertoon on hyvä tavoite. Käytettäessä puuston kasvua selvästi lisääviä tuhkamääriä (5–10 t/ha) alun perin suuremmalta metsäpinta-alalta peräisin olevat ravinteet ja raskasmetallit kasautuvat paikallisesti. Haittavaikutuksia voidaan säädellä ensisijaisesti muuttamalla annoksen suuruutta, jossain määrin myös muuttamalla tuhkan liukoisuutta esikäsitteilyllä (Korpilahti 2003).

Järjestelmällinen tuhkan palautus luontoon voi vaikuttaa merkittävästi metsien ekologiaan ja siksi sen ympäristövaikutuksia on arvioitava kokonaisvaltaisesti. Tästä syystä raportissa on pohdittu tuhkan metsäkäytön vaikutuksia laaja-alaisesti. Hyvät edellytykset tuhkalannoituksen vaikutusten arvioinnille antavat mm. Metsäntutkimuslaitoksen (Metla) Muhoksen tutkimusaseman monipuoliset kenttäkokeet, joista osa on perustettu jo 50 vuotta sitten (Moi- lanen & Issakainen 2000 ja 2003) sekä ruotsalainen tuhkakierätyksen YVA-raportti, jossa arvioidaan seikkaperäisesti siihen asti kertyneitä koetu- loksia (Egnell ym. 1998). Puutuhkien kemiallinen koostumus vaihtelee kuitenkin huomattavasti (Korpilahti 2004), mikä osaltaan vaikeuttaa ympäris- tövaikutusten arvioimista. Suometsien ekologiasta ja metsänlannoituksesta yhteensä on runsaasti perustietoa (Kaunisto & Paavilainen 1988, Paavilai- nen & Päivänen 1995, Saarlammi & Mälkönen 2001, Silfverberg 1996, 1998).

2 TUTKIMUSALUE

2.1 Alueen kuvaus ja kasvuolosuhteet

Tutkimusalue sijaitsee Lammin kunnan pohjoisosassa Evon metsäalueella (61° 14' N ja 25° 12' E). Tutkittava alue muodostuu kahdesta erillisestä valuma-alueesta: *Nimettömän järven valuma-alueesta* (151,7 metriä m.p.y), *pinta-ala 34 ha*, ja *Tavilammen valuma-alueesta* (157,7 m m.p.y.), *pinta-ala 11 ha* (kuva 1). Evon metsäalue kuuluu eteläboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen. Ilmasto on lievästi mantereinen. Kasvukauden pituus on keskimäärin 165 vrk (1931–1960) ja tehollinen lämpösumma 1150°C (Suomen Atlas 1960).

2.2 Sääolosuhteet 1997–2001

Sadanta vaihteli varsin paljon tutkimusjakson aikana (1997-2002). Kasvukauden 1997 sadanta vastasi parhaiten pitkäaikaista keskiarvoa, kesäkuukaudet vuonna 1998 olivat poikkeuksellisen sateisia. Nimettömän puroissa virtaamat vuonna 1998 olivat kaksinkertaisia edelliseen vuoteen verrattuna. Vuosina 1999–2002 esiintyi paljon vaihtelua: toisina kuukausina satoi paljon, toisina erittäin vähän. Keskimäärin kasvukauden sadanta oli kuitenkin verrattavissa kasvukauteen 1997 (vrt. Tulonen ym. 1999, 2003).

2.3 Maankäytön historia

Nimettömän valuma-alueella tehtiin lannoitus vuonna 1972 (typeä 5 000, kalsiumia 24 ja magnesiumia 12 kg/ha; pohjoiselle osavaluma-alueelle (Tkg 10, kuva 1) lisäksi kaliumia noin 27 ja fosforia 140 kg/ha). Valtaosaltaan mustikkatyypin metsän (runkotilavuus 200–300 m³/ha) päätehakkuu tehtiin talvella 1981/82, lukuun ottamatta järveä ympäröiviä turvemaita. Hakkuualue kulotettiin 1983, mutta kulon kontrollointi ei onnistunut täysin (Ruuhijärvi ym. 1985). Voimakkaimmin palanneille alueille syntyi kulon jälkeen metsäkastikan ja maitohorsman dominoimaa aluskasvillisuutta ja varsin harvaa taimikkoa. Nimettömän turvekankaat on ojitettu ilmeisesti 1960-luvulla sekä ojat kunnostettu kerran sen jälkeen.

3 AINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT

3.1 Näytealat

Evon Nimettömän ja Tavilammen alueille perustettiin ja merkittiin maastoon 18 kpl yhden aarin kokoisia näytealoja kasvillisuuden muutosten seurantaan alkukesästä 1997 (kuva 1), joista tähän tutkimukseen on valittu 12 näytealaa jättämällä reunimmaiset vertailualat pois. Kasvi- ja maanäytteet on otettu varsinaisen näytealan ulkopuolelta, jottei kasvillisuuden seuranta häiriintyisi (kuva 2).

Nimettömän näytealoista kuusi (CT1, VT2, MT3–MT6) paikannettiin kolututkimusten mukaisesti paikkoihin (Vuorinen 1984). Nimettömän uusista näytealoista kaksi sijoitettiin kontrolliturvemaalle (TKg7 ja TKg8), yksi lannoitettavalle kangasmaalle (MT9) ja yksi lannoitusturvemaalle (TKg10). Tavilammen näytealoista neljä sijoitettiin lannoitettavalle turvemaalle (RhK1, RhK2, MrK3 ja MK4), yksi lannoitettavalle kangasmaalle (MT6) ja kolme kontrollia kangasmaalle: MT5, MT7 ja MT8 (kuva 1).

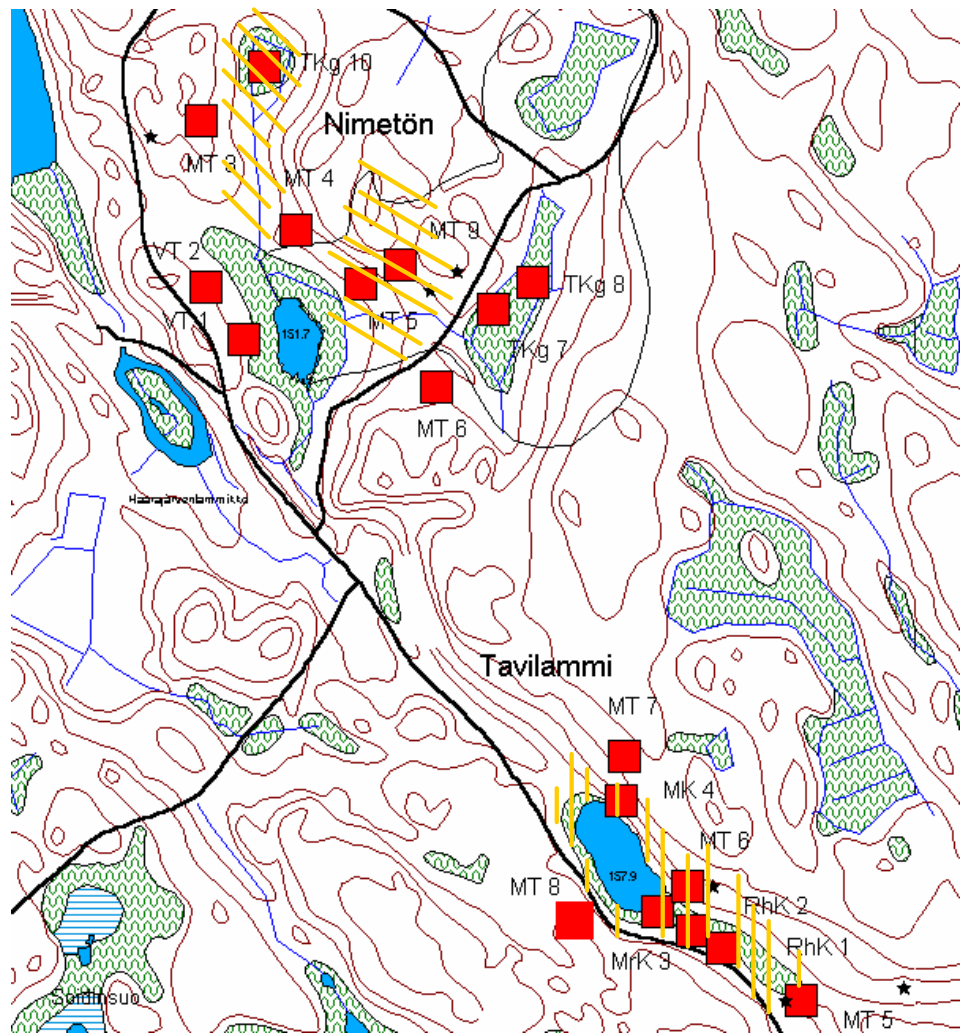
3.2 Kasvillisuus

Kasvillisuuden perustilanteen inventointi sekä seikkaperäinen seuranta 1997–2002 (vrt. kuva 2) on raportoitu erikseen (Rummukainen ym. 2004).

3.3 Maa- ja kasvinäytteet

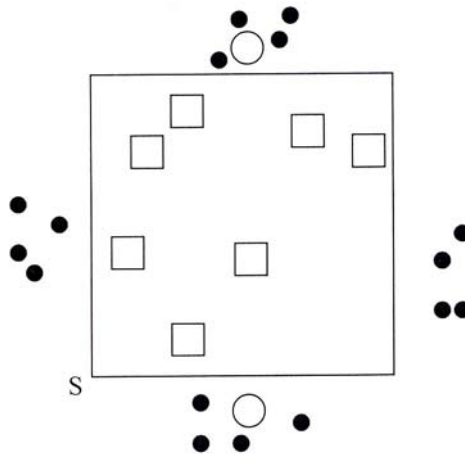
Valuma-alueilta kerättiin biomassanäytteitä kuuden kasvillisuusnäytealan ulkopuolelta siten, että kolme kohdetta sijaitsi suunnitelluilla lannoitusalueilla ja kolme vertailukohdetta niiden ulkopuolella. Nimettömän alueella kyseiset biomassanäytealat sijoitettiin puhtaisiin maitohorsmakasvustoihin, Tavilammella puhtaisiin mustikkakasvustoihin.

Biomassa kerättiin talteen neljältä puukehikolla rajatulta 25 x 25 cm alalta. Kehikon sisälle juurtuneet kasvit leikattiin saksilla yksi cm maa- tai sammalpinnan yläpuolelta. Kahden pienruudun näytteet yhdistettiin maastossa, joten jokaiselta aluskasvillisuuden biomassanäytealalta on kaksi rinnakkaisnäytettä. Nimettömän kyseisten näytealojen ympäristöstä kerättiin haavan ja koivunlehtiä sekä männyn neulasia talvella, Tavilammelta pihlajanlehtiä sekä kuusen neulasia talvella noin 2–3 metrisistä puutaimista. Haavan kontrollinäytteet (Evo kontr.) otettiin 7 km tutkimusalueesta etelään.



Kuva 1. Näytealojen sijainti ja metsä- tai suotyyppi Evon Nimetön ja Tavilammen tutkimusalueilla. Tuhkalevityslohkot on merkitty keltaisella. Tähdet osoittavat biomassanäytealojen sijainnit. Metsä- ja suotyyppit: MT= mustikkatyyppi, VT= puolukka-
 tyyppi, RhK= ruohokorpi, Mrk=muurainkorpi, MK= mustikka-
 korpi, TKG= turvekangas.

Humuksesta otettiin näytteitä välittömästi 12 näytealan ulkopuolelta 250 ml:n terässylinterillä 16 kohdasta pääilmansuunnista (kuva 2). Sammalet ja pintakarike poistettiin ennen sylinterin painamista pintamaahan tai pintaturpeeseen. Humusnäytteissä (0–6 cm) ei ollut selvärajaisia poistettavia kivennäismaan kerroksia, mutta osa näytteistä oli hehkutushäviön perusteella sekoittuneita. Selviä tuhkakasaumia vältettiin näytteenotossa. Kivennäismaan B-horisontista kaivettiin näytettä varten kaksi 30–40 cm syvää kuoppaa näytealan pohjois- ja eteläsivun tuntumassa 5 metrin kohdalla (kuva 2). Kustakin kuopasta otettiin kaksi 250 ml:n näytettä terässylinterillä kuopan seinämästä 25–30 cm:n syvyydeltä.



Kuva 2. Näytealat (10 x10 m). S = näytealan satunnaistettu kulma. Myös kasvillisuusruudut (1 x 1 m) satunnaistettiin. Maanäytteet on kerätty 12 näytealan ulkoreunoilta. Mustat ympyrät = humusosanäytteet, valkoiset ympyrät = kivennäismaan näytekuopat. Kasvinäytteet on kerätty kuuden näytealan ulkopuolelta kvantitatiivisesti biomassanäytteinä (aluskasvillisuus) tai ei-kvantitatiivisesti kenttä- ja pensaskerroksesta (puut, lisänäytteet 2000 – 2002).

Laboratoriossa osanäytteet yhdistettiin. Punnituksen jälkeen kokoomamaanäytteet seulottiin 2 mm seulalla tai pilkottiin (turvenäytteet). Hienomaasta tai turpeesta tehtiin viisi näytesarjaa:

- 30 ml maata uutettiin 50 ml tislattua vettä pH:n ja johtoluvun määrittystä varten.
- 5 g maata uutettiin 100 ml ammoniumasetaattiliuosta (pH 4,65) vaihtuvien pitoisuuksien määrittämiseen AAS-laitteella suodatuksen jälkeen (Ekologian laboratoriot Helsingissä).
- kolmas näytesarja on kuivattu 3 vrk 50 °C:ssa näytteen vesipitoisuuden ja orgaanisen aineen määrän selvittämiseksi (hehikutushäviö, 3 h 450 °C).
- totaalmäärityksiä varten 0,5 g kuivaa maata tai kasvia märkäpoltettiin 10 ml typpihappoa (p.a. 65 %) mikroaaltouunissa tai Tecator-märkäpolttolaitteella. Suodatuksen jälkeen happouutosta määritettiin raskasmetallipitoisuudet AAS-laitteella liekki- tai grafiittiuunimenetelmällä, vertailunäytteitä myös ICP-MS laitteella.

3.4 Tuhkan ominaisuudet

Metsäteho on teettänyt alkuaineanalyysijä tuhkaprojektissa käytetyistä tuhista ja tuhkalajeista eri määrittämenetelmillä (Korpilahti 2003, 2004). Evolla käytettiin Äänekosken itsekovettunutta tuhkaa (vuodelta 1998), jonka keskimääräiset alkuainepitoisuudet perustuvat kahdeksan tuhkaerän analyysiin typpihappouutolla (Korpilahti 2004, taulukko 1).

TAULUKKO 1 Tuhkan alkuainekoostumus (Korpilahti 2004) sekä alkuaineiden annokset kun tuhkaa, jonka kosteus oli 25 %, on lisätty keskimäärin 6400 kg/ha Evon kokeissa.

		Keskiarvo	Keskihajonta		Lisäys/ha
Al	g/kg	15,4	1,0	kg/ha	74
Ca	g/kg	327	15	kg/ha	1570
Fe	g/kg	7,2	0,4	kg/ha	35
K	g/kg	17	2,2	kg/ha	82
Mg	g/kg	14	0,8	kg/ha	67
Mn	g/kg	6,3	384	kg/ha	30
Na	g/kg	7,1	0,7	kg/ha	34
P	g/kg	7,9	507	kg/ha	38
S	g/kg	10,7	1137	kg/ha	51
As	mg/kg	< 10		g/ha	
B	mg/kg	185	14	g/ha	888
Ba	mg/kg	1209	97	g/ha	5803
Cd	mg/kg	8,9	0,7	g/ha	43
Co	mg/kg	37	2,2	g/ha	178
Cr	mg/kg	39	4,2	g/ha	187
Cu	mg/kg	143	9,2	g/ha	686
Ni	mg/kg	44	3,1	g/ha	211
Pb	mg/kg	14	3,9	g/ha	67
Sr	mg/kg	784	60	g/ha	3763
Zn	mg/kg	1580	111	g/ha	7584

Typpihappouutto oli raskasmetallien osalta yleensä tehokkaampi kuin suolatai sitruunahappouutto, paitsi alumiinilla ja raudalla, jossa suolahappouutto oli tehokkain. Kadmiumilla näiden vahvojen uuttojen ero oli vain 1 mg/kg luokkaa, eli 10–15 %. Vesiuutto ei juuri lainkaan irrottanut raskasmetalleja tuhkasta, mutta ammoniumasetaatti (pH 4,65) uutti huomattavia määriä magnesiumia, kadmiumia ja kalsiumia: 52, 55 ja 63 % typpihappouuton määristä (Korpilahti 2004).

Muissa tutkimuksissa on todettu, että etikkahappo (1 M HAc), laimea 1 M typpihappo (Nihlgård 1997) sekä AL-liuos (0,1 M ammoniumlaktaatti + 0,4 etikkahappo) ja ammoniumasetaatti-EDTA (Eriksson 1993) uuttavat 60–70 % kadmiumista, mutta vähemmän sinkkiä ja paljon vähemmän kuparia ja lyijyä verrattuna typpihappouuttoon. Pelkkä EDTA-liuos katsottiin olevan huono vaihtoehto (Nihlgård 1997). Näiden osittaisuuttojen ongelmana on, että alun perin realistiseksi säädetyn liuoksen pH:n noustessa tuhkan vaikutuksesta voimakkaasti uutto aliarvioi esim. alumiinin liukoisuutta (Eriksson 1993, Korpilahti 2004). Kuvaako väkevä typpihappouutto kaikissa olosuhteissa tuhkan tai maaperän kokonaispitoisuuksia? Metsätehon raportin (Korpilahti 2004) mukaan tuhkan kaliumin, raudan ja alumiinin osalta vastaus on ei, muiden aineiden osalta kyllä. Nihlgård (1997) totesi litiumtetraboraatti-hajotuksella huomattavia määriä Al, V (n. 35 %), P (20 %) Cr, Pb, Fe (n. 15 %) typpihappouuton jäännöksestä. Emäskationeilla (K, Mg, Ca), sinkillä ja kuparilla prosenttiosuus oli 5–10 %, kadmiumilla vain 1,4 %. Erikssonin (1993) mukaan vastaavat jäännösprosentit olivat Al ja Fe 30–40 %, Cu ja Pb 20–30 %, sinkki ja emäskationit 5–10 %, mutta Cd 25 %. On selvää, että

tuloksiin vaikuttaa suuresti tuhkan alkuperä ja koostumus. Maa- ja kalionäytteistä on vastaavasti vaikeata uuttaa kaikkea alumiinia, kromia, nikkeliä ja joskus myös kalsiumia kuningasvedellä. Muissa keskeisissä raskasmetalleissa poikkeama oli < 10 % (Niskavaara 1995).

4 TULOKSET

4.1 Tuhkalannoituksen vaikutus maan/turpeen alkuainekoostumukseen

Evolla käytetystä tuhkasta ja valituista Evon maanäytteistä tehtiin ICP-MS menetelmällä niin sanottu skannausajo, joka antaa läpileikkauksen tuhkalisäyksen kokonaisvaikutuksesta maaperän kemiaan, myös sellaisten alkuaineiden osalta, joita harvemmin tutkitaan. Tämän lisäksi kymmenen yleistä ravinnetta ja/tai raskasmetallia on tutkittu tarkemmin AAS-menetelmällä: näytealakohtaisesti ja vuosittain (luku 4.2) Skannauksella saatiin luotettavat semikvantitatiiviset tulokset 44 alkuaineelle. Haitallisten aineiden direktiivin (76/464/EEC) ensimmäisellä (Cd) tai toisella listalla (muut) olevat metallit on alleviivattu.

4.1.1 Tuhkalannoitus kangasmailla

Kahdenkymmenen alkuaineen osalta totaalipitoisuudet tuhkassa olivat selvästi suurempia kuin keskimäärin tutkimusalueen humuskerroksessa. Näistä 11 oli ravinteita tai hivenravinteita, joista osa sattaa olla haitallisia suurina pitoisuuksina (oikeanpuoleinen lokero). Loput 9 olivat raskasmetalleja ilman tunnettua ravinnevaikutusta (vasemman puoleinen lokero). Tuhkalevityksen jälkeen 13:ssa kyseisistä alkuaineista (lihavointi) todettiin kohonneita pitoisuuksia lannoitettujen näytealojen humusnäytteissä:

Al, Ag, Cd, Br, Sr, Zr, Pd, Ba, Bi,

Ca, K, Mg, Mn, Na, B, Co, Cu,
Zn, Mo, Ni

Vertailun vuoksi mainittakoon, että 28 alkuaineella on todettu kohonneita pitoisuuksia Riihimäen kuormitetuilla alueilla: teollisuusympäristössä ja taa-jamassa (Pihlström ym. 2003). Viisi alkuainetta (lokero alla), joiden pitoisuudet olivat Evon tuhka-aloilla korkeampia kuin kuormitetulla alueella, havainnollistavat samalla tuhkan ympäristövaikutusten kannalta keskeisen kysymyksen: voiko runsas neutraaloiva kalkkilisäys tehdä vaarattomaksi varsin korkeankin kadmiumpitoisuuden?

Ca, Zn, Sr, Mo, Cd

4.1.2 Tuhkalannoitus turvemaille

Noin 34 alkuaineen kohdalla (44 tutkitusta) tuhka sisälsi selvästi korkeampia totaalipitoisuuksia kuin soiden ja suometsien pintaturve. Näistä peräti 31:ssä (lihavointi) todettiin kohonneita pitoisuuksia Evon näytealojen pintaturpeessa lannoituksen jälkeen:

As, Al, Ag, Ba, Bi, Br, Cd, Cr, Cs,
Fe, Ga, La, Li, Sr, Zr, Pd, , Sc, Ti,
Y, V, , Rb, Th, U

Ca, K, Mg, Mn, Na, B, Cu,
Zn, Mo, Co

4.2 Maa- ja turvenäytteiden kemialliset analyysit 1997-2002

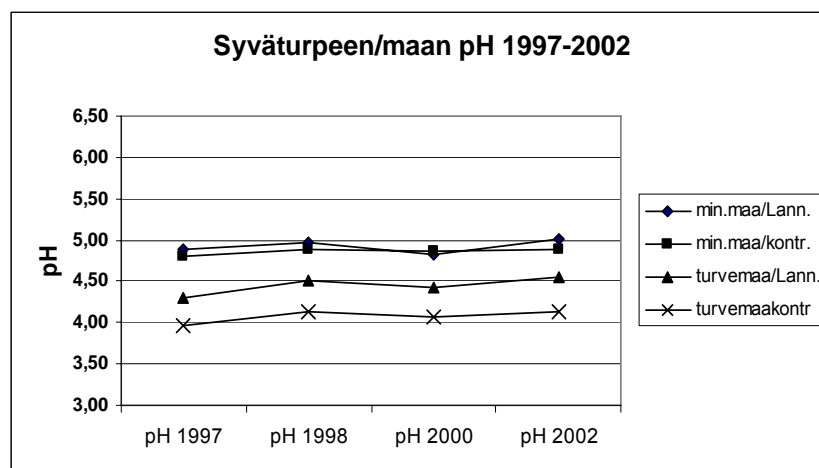
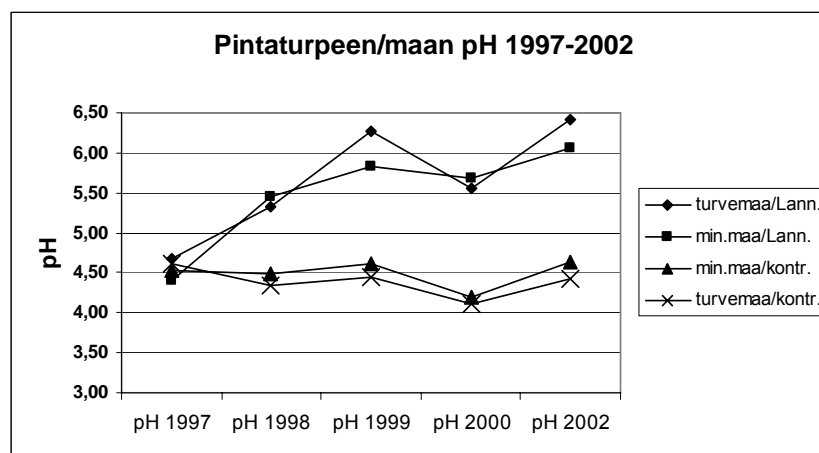
4.2.1 Maaperän happamuus

Ensimmäisenä kasvukautena, jo noin 5 kuukautta tuhkalievityksen jälkeen, pintakerroksen happamuus oli vähentynyt keskimäärin yhden pH-yksikön lannoitetuilla näytealoilla. Seuraavaan vuoden kesäkuun loppuun mennessä (17 kk) pH oli noussut keskimäärin 1.5 yksikköä, turvemaille hieman enemmän. Seuraavina vuosina pH vaihteli enemmän turvemaille, mutta pysyi kaikilla lannoitusaloilla 5.5–6.5 tasolla (kuva 3). Vertailualoilla esiintyi vain pientä vaihtelua 1997–2002, kuten myös syvemmillä maassa/turpeessa (25 cm) lannoitetuillakin näytealoilla. Turvemaiden syvänäytteissä on lievä nousu vuodesta 1997 vuoteen 1998, mikä saattoi johtua runsaista sateista kesällä 1998.

Käytettäessä itsekovettunutta tuhkaa pH-muutos näyttäisi olevan nopea. Lisäksi Nimettömän ja Tavilammen kasvillisuudessa todettiin paljon näkyviä syöpymisvaurioita ensimmäisinä seurantavuosina (Rummukainen ym. 2004). Kuten aiemminkin on todettu (Egnell ym. 1998) ero käsittelemättömän pölytuhkan ja itsekovettuneen tuhkan välillä on tässä suhteessa pieni, ottaen huomioon, että itsekovettumisprosessi kuitenkin muuttaa tuhkan rakennetta ja mineraalikoostumusta huomattavasti. Kovettumisen seurauksena mineraalien lukumäärä vähenee ja uusia mineraaleja, kuten ettringiittiä ja kipsiä, muodostuu (Holmberg 2003, Korpilahti 2003).

Ennen tuhkalievitystä, kesällä 1997, humuskerroksen $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ kangasmaan näytealoilla vaihteli 4,0–5,0 (mediaani 4,4). Taso oli korkeampi kuin esim. Evon yhdennetyn seurannan alueella 1990-luvun alussa (3,9–4,1, Integrated monitoring 1995) tai Etelä-Suomessa keskimäärin (mediaani 4,2, Tamminen & Starr 1990). Ero johtunee Nimettömän alueella vuonna 1972 suoritetusta lannoituksesta ja 1980-luvulla suoritetusta kulotuksesta. Ennen kulotusta mineraalimaakerroksen $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ oli 3,8–4,0, kulotuksen jälkeen 4,6–5,0 (Vuorinen 1984).

Pintaturpeen $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ vaihteli ennen tuhkalievitystä 3,7–5,4. Ainoastaan Tavilammen muurain- ja mustikkakorvet vastaavat esim. Valkea-Kotisen turvemaiden tai yleisimmin kohtalaisen karujen suotyypin vertailulukuja (Integrated monitoring 1995). Tavilammen ruohokorvet ja Nimettömän aikaisemmin keinolannoitettu muuttuma (TKg10) edustavat selkeästi korkeampaa ravinteisuustasoa (pH 5,1–5,4).

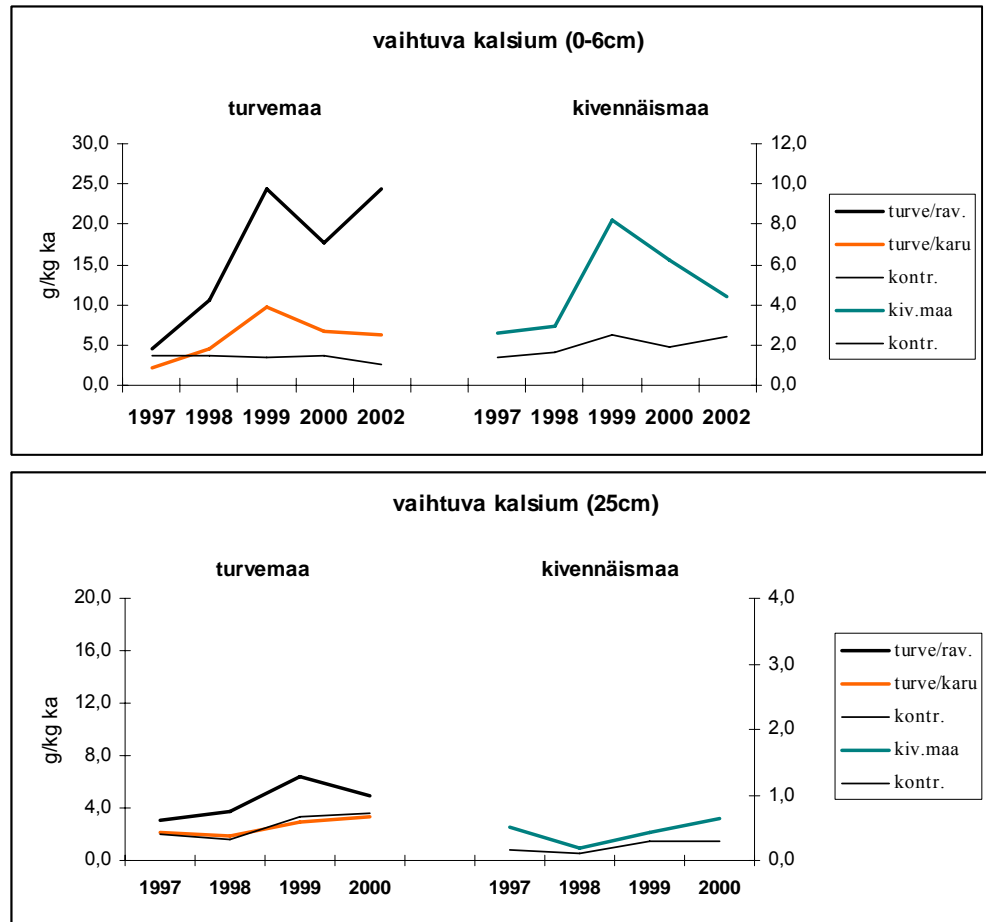


Kuva 3. Happamuuden ($\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$) muutos lannoitetuilla ja vertailualoilla 1997-2002.

4.2.2 Maaperän pääravinteet

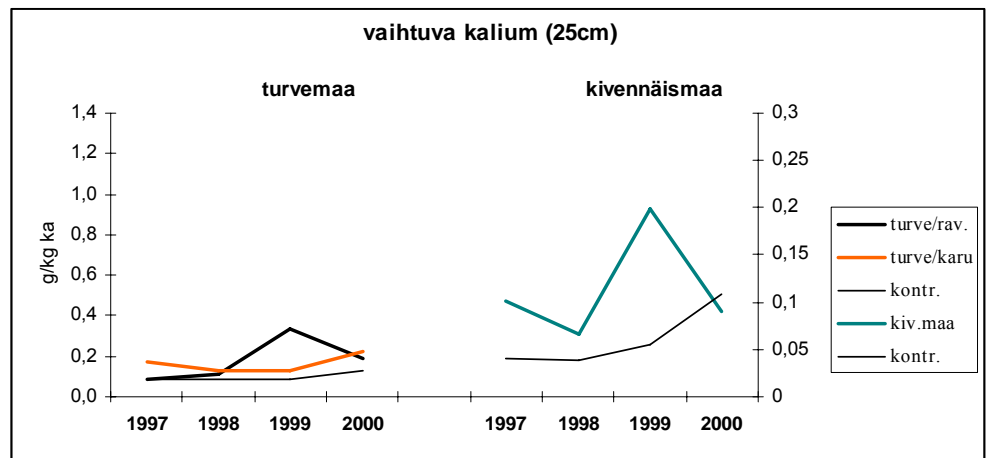
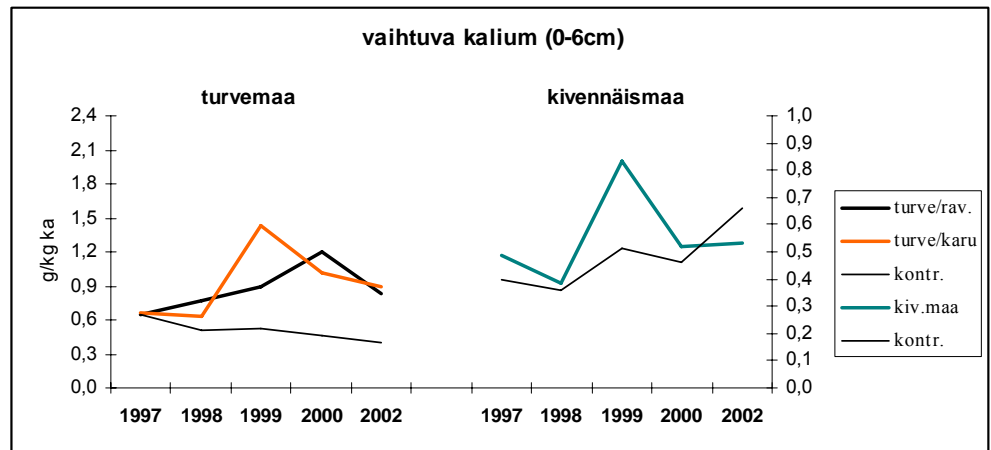
Ympäristövaikutusten kannalta aineiden totaalimääriin sisältyvät *liikkuvat tai helppoliukoiset fraktiot* ovat erityisen tärkeitä. Tämän vuoksi seuraavassa keskitytään pääosin ravinteiden ja raskasmetallien ns. *vaihtuviin pitoisuuksiin* maassa ammonium-asetattiutolla ($\text{pH } 4,65$) mitattuna. Vaihtuvan tai helppoliukoisen fraktion ajatellaan sisältävän sekä vesiliukoiset, että ionivaihdon kautta maahiukkasista vapautuvat ravinteet. Täytyy myös huomioida, että luonnossa kasvien juuret, mykorritsat ja orgaaniset hapot vaikuttavat voimakkaasti aineiden liukoisuuteen.

Vertailtavuuden vuoksi kaikki pitoisuudet on laskettu kuiva-ainetta (ka) kohti. Tämä korostaa kevyemmän turpeen muutoksia verrattuna humuksen tai kivennäismaan vastaaviin muutoksiin. Siksi kuvissa 4-10 on käytetty eri asteikkoja eri näytetyypeille, jotta visuaalinen vaikutelma olisi mahdollisimman lähellä tiheydellä korjattuja pitoisuuksia (tilavuuspaino). Tämä on ekologisesti realistisempi esitystapa, sillä kasvien juuret kasvavat tiettyssä tilavuudessa ja myös lannoitteet vaikuttavat ajan myötä tiettyssä tilavuudessa. Kuvien asteikkoja varten on käytetty seuraavia tilavuuspainosuhteita: pintaturve=1, syväturve= 1,5, humus= 2,5, mineraalimaa= 9.



Kuva 4. Vaihtuvat kalsiumpitoisuudet eri syvyyksissä turve- maan (vas.) ja kangasmaan näytealoilla 1997-2002. Tuhkalevi- tys talvella 1998.

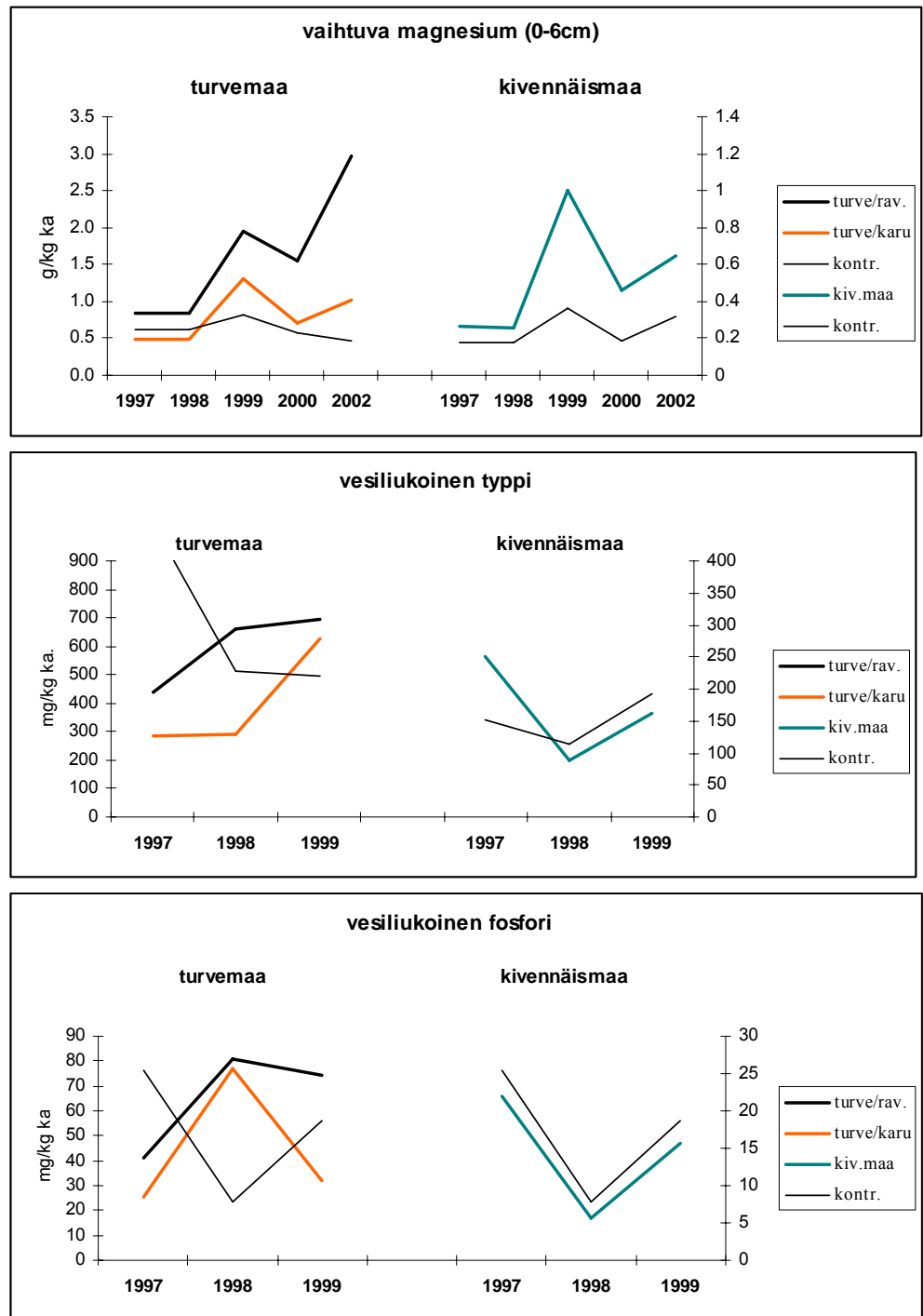
Emäsravinteiden pitoisuudet turpeen pintakerroksessa nousivat selvästi lannoitetuilla näytealoilla kesään 1999 mennessä, jonka jälkeen ne pysyivät selvästi vertailualoja korkeammalla tasolla seurannan aikana. Vaihtuvan kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat 4-5 kertaa, vaihtuvan kaliumin 1,5–2 kertaa korkeampia tuhkalevityksen jälkeen (kuvat 4-6). On mielenkiintoista, että viljavien ruohokorpien ja Nimettömän aiemmin keinolannoitetun turvekankaan vaihtuvat kalsium- ja magnesiumpitoisuudet kasvavat ajan myötä paljon suuremmiksi kuin karuimmilla suotyypeillä ja kangasmailla. Vertailunäytealoilla muutokset pitoisuuksissa (1997–2002) näyttävät pieniltä, mutta niissäkin on tietty vuositrendi, joka luultavasti liittyy sääoloihin, koska vastaavat muutokset näkyvät osittain myös lannoitetuilla aloilla, dominoivan lannoitusvaikutuksen varjossa.



Kuva 5. Vaihtuvat kaliumpitoisuudet eri syvyyksissä turvemajaan (vas.) ja kangasmaan näytealoilla 1997-2002. Tuhkalevitys talvella 1998.

Syvemmillä turpeessa tai kivennäismaassa pitoisuudet ja erot vertailualoihin nähden ovat pienempiä. Täytyy kuitenkin huomioida, että syvänäytteet ovat pistokokeita. Pieni pitoisuuden muutos 25 cm syvyydessä ei sulje pois mahdollisuutta, että huomattavia määriä ravinteita tai raskasmetalleja olisi siirtynyt pintakerroksesta alaspäin, kuten maastossa tehdyt liukoisuuskokeet osoittivat ravinteiden osalta (Nieminen 2003).

Piiraisen & Domischin (2004) ojitetuilla soilla tehdyssä tutkimuksessa syväprofiili tutkittiin 5-10 cm välein. Turvenäytteiden alkuainepitoisuudet lannoitetuilla näytealoilla pienenevät tasaisesti alaspäin mentäessä.



Kuva 6. Pintaturpeen ja humuksen (0-6 cm) vaihtuva magnesium (g/ kg) 1997-2002 sekä vesiliukoinen typpi ja fosfori (mg/kg) 1997-1999. Tuhkalevitys talvella 1998.

Vertailunäytealoilla vesiliukoisen typen ja fosforin pitoisuudet pienenevät poikkeuksellisen sateisena kesänä 1998, mutta palasivat takaisin 1997 tasolle vuonna 1999. Lannoitetuilla kangasmailla muutokset olivat samanlaiset, mutta lannoitetuilla turvemaidilla typpi- ja fosforipitoisuudet nousivat koko jaksolla 1998–1999 (kuva 6). Myös syvänäytteissä (25 cm) todettiin samanlainen suuntaus: kangasmailla lasku vuonna 1998, turvemaidilla nousu 1998–1999 (Pihlström ym. 2000). Samalla ajanjaksolla kokonaisfosforipitoisuudet

Nimettömän turvemaan purossa ja Tavilammen järvessä nousivat hieman osana tasaisesti nousevaa trendiä 1998–2002. Johtuen pitkistä kuivista jaksoista (2001-2002), ainemääräksi laskettuna muutos järvien fosforikuormituksessa oli vähäinen (Tulonen ym. 2003).

Lannoitetuilla näytealoilla suurimmat muutokset maan/turpeen vaihtuvissa ravinne-pitoisuuksissa näkyivät viipeellä, mikä saattaisi periaatteessa johtua tuhkan hidas-liukoisuudesta. Kokonaispitoisuuksissa oli kuitenkin sama suunta; kalsium- ja kaliumpitoisuudet nousivat selvästi vasta kesällä 1999. Kokonaispitoisuuksissa tuhkan aiheuttama nettolisäys pitäisi periaatteessa näkyä heti tuhkallevityksen jälkeisenä kesänä. Havaittu viive johtuu todennäköisesti siitä, että pintakariketta ja sammalta poistettiin ennen pintamaan näytteenottoa ja huomattava osa talvella levitetystä tuhkasta ei vielä saavuttanut humuskerrosta alkukesällä 1998. Kesällä 1999 tuhka oli jo suuremmassa määrin karissut ja liuennut (nopeat alkuaineet) varsinaiseen pintahumukseen.

4.2.3 Maaperän raskasmetallit

4.2.3.1 Kokonaispitoisuudet

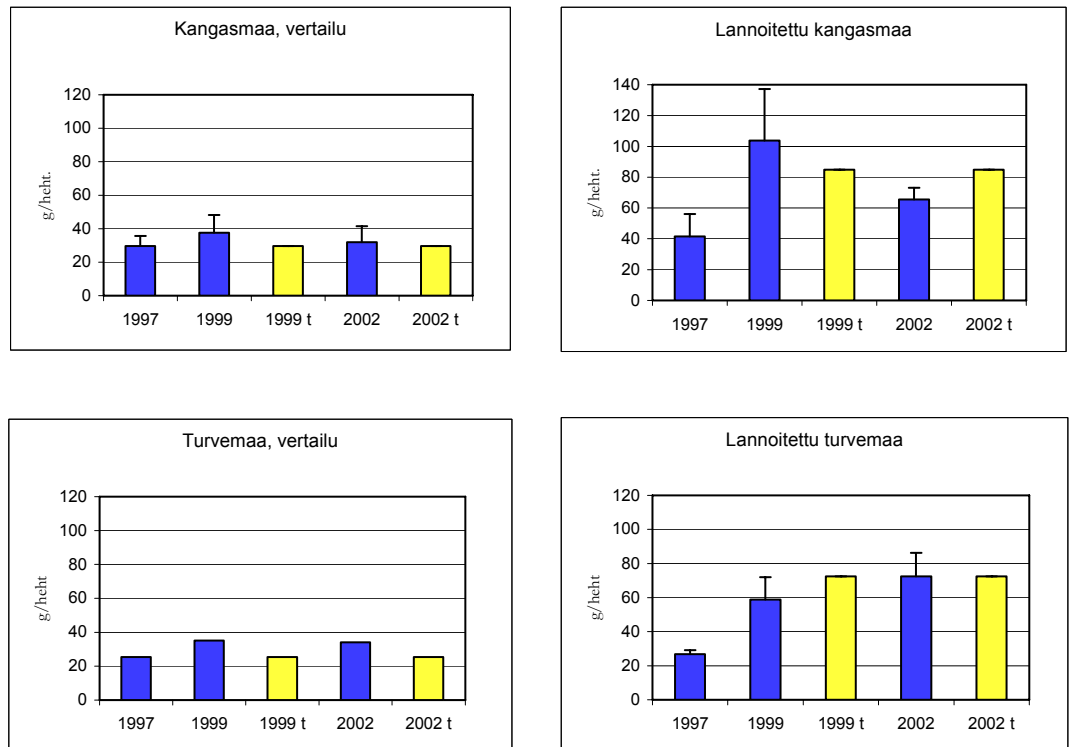
Näytealoilta on analysoitu kadmiumin, lyijyn, kromin, nikkelin ja kuparin kokonais-pitoisuudet maasta ja pintaturpeesta (taulukko 2 ja kuva 7). Kupari- ja kadmiumpitoisuudet nousivat merkitsevästi, nikkelpitoisuudet lähes merkitsevästi kahtena ensimmäisenä vuotena lannoituksen jälkeen (Pihlström ym. 2000). Koska raskasmetallien liikkuvat ja biosaatavat fraktiot ovat tässä yhteydessä tärkeämpiä kuin kokonaismäärät, niitä tarkastellaan jäljempänä erikseen.

TAULUKKO 2 Humus- ja pintaturvenäytteiden kokonaiskadmiumin pitoisuudet ($\mu\text{g/g ka}$) näytealoilla 1997-2002.

Kategoria	Näyteala	Tyyppi	1997	1999	2002
Kangasmaa /vertailu	Nimetön 3	MT	0,21	0,28	0,27
	TaviLampi 5	MT	0,32	0,30	0,30
	TaviLampi 8	MT	0,37	0,33	0,31
Kangasmaa /lannoitettu	Nimetön 5	MT	0,40	0,94	0,43
	Nimetön 9	MT	0,40	1,25	0,56
	Tavilampi 6	MT	0,35	0,56	0,70
Turvemaa /vertailu	Nimetön 7	TKg	0,52	0,72	0,70
Turvemaa /lannoitettu	Nimetön 10	TKg	0,57	1,80	1,96
	Tavilampi 1	RhK	0,70	1,35	2,00
	TaviLampi 2	RhK	0,60	1,48	1,42
	TaviLampi 3	MrK	0,50	0,65	1,80
	TaviLampi 4	MkK	0,60	0,99	0,77

Perusedellytys on, että maaperän seuranta-analyysillä pystytään, vaikkakin viipeellä, määrittämään oikeata suuruusluokkaa olevia pitoisuuksia ottaen huomioon tuhkan sisältämät ainemäärät. Mikäli analyysiherkkyys ei riitä tähän tai tuhkaa on levitetty epätasaisesti tutkimusalueelle, ympäristövaikutusten arviointi on epävarmalla pohjalla.

Maanäytteistä (1997–2002) analysoitu kokonaiskadmium, ainemääräksi muutettuna, vastaa hyvin pintakerroksen laskennallista varantoa, kun mukaan luetaan tuhkan aiheuttama kadmiumin lisäys (kuva 7). Poikkeuksena ovat kangasmaan näytealat, joilla analysoitiin ensin teoreettisiin arvoihin nähden 25 % ”liikaa” ja jakson loppupuolella 25 % ”liian vähän” kadmiumia. Tämä saattoi johtua Nimettömän kahden MT-näytealan kulon jälkeen (2.3.) huonosti kehittyneestä humuskerroksesta. Sen takia tasalaatuisen näytteen ottaminen oli vaikeata kivisillä rinteillä. Kadmium on myös saattanut viiden vuoden aikana kulkeutua alaspäin maaprofilissa. Vuosina 2000 (MT 5) ja 2002 (MT 9) todettiin muutama vertailutasoa korkeampia kadmiumpitoisuus kyseisten näytealojen syvänäytteistä (25 cm). Kokonaisuutena ottaen kangasmaiden syvänäytteissä ei ole nousevaa trendiä (vrt. kuva 8). Myös normaalin humuskerroksen, Tavilammen, näytealalla MT6 kadmiumpitoisuudet olivat laskennallista arvoa pienempiä. Eräänä syynä on ehkä yleisesti omaksuttu käytäntö välttää selvästi erottuvia tuhkakeskittymiä näytteiden otossa. Turvemaan tuhka-aloilla laskennalliset ja analyysihin perustuvat kadmiumvarannot käyvät sen sijaan varsin hyvin yhteen (kuva 7).



Kuva 7. Pintakerroksen (0-6 cm) keskimääräinen kadmiumvaranto (g/hehtaari ka) ennen ja jälkeen lannoituksen sekä erikseen vertailualueilla (vasemmalla). Vaaleat pylväät, joissa on t-kirjain vuosiluvun perässä, osoittavat teoreettista varantoa, mikä on saatu laskemalla sekä alkuperäisen että lisätyn kadmiumin ainemäärä tilavuusyksikköä kohden.

On kuitenkin korostettava kadmiumpitoisuuden hajontaa rinnakkaisnäytteissä ja rinnakkaisnäytealoilla. Esimerkiksi vertailualoilla todettiin seurannassa korkeampia ainemääriä kuin voitiin olettaa vuoden 1997 tason perusteella (kuva 7). Tämä johtunee kadmiumpitoisuuksien pienimittakaavaisista vaihteluista näytealojen sisällä, sillä viidessä vuodessa laskeuman kautta tuleva kadmium ei vaikuta paljoakaan maan taseeseen.

4.2.3.2 Vaihtuvat pitoisuudet

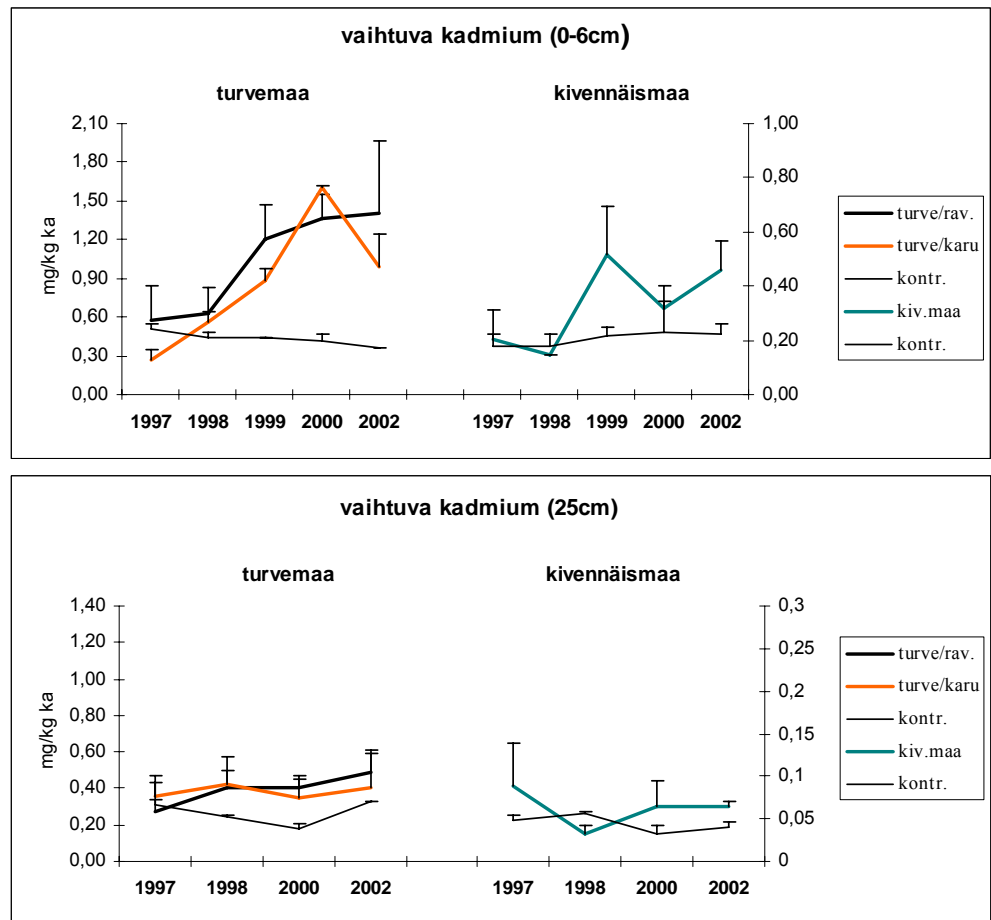
Kuvista 8-10 ilmenee, että tuhkallevitys aiheutti suuria muutoksia raskasmetallien vaihtuvissa pitoisuuksissa. Muutokset olivat erilaisia maan laadusta ja kasvupaikasta riippuen. Ainoastaan niissä tapauksissa missä kontrolli- ja lannoitusalojen pitoisuudet olivat keskenään vertailukelpoisia ennen lannoitusta (vuonna 1997), voitiin laskea havaitun muutoksen tilastollinen merkisyys (taulukko 3).

Ravinteikkailla suonäytealoilla (ruohokorvet) ja aikaisemmin lannoitetulla turvekankaalla kadmium-, sinkki-, rauta- ja alumiinipitoisuudet nousivat selvimmin. Varsinkin rauta- ja alumiinipitoisuudet nousivat korkealle verrattuna karumpiin suonäytealoihin. Turpeen rakenne ja vedenpidätyskyky (vesiprosentti n. 90 %) oli näillä rehevillä kasvupaikoilla erilainen kuin karuilla suotyypeillä ja turvekankailla (vesiprosentti n. 80 %). Eri suo- ja turvetyyppien välillä on aikaisemminkin todettu huomattavia eroja mm. fosforin pidätyksessä (Saukkonen & Kenttämies 1995).

Karuimmilla, muurain- ja mustikkakorpea edustavilla näytealoilla, vaihtuva kadmiumpitoisuus nousi selvästi (1998-2002), sinkkipitoisuus lievemmin, mutta rauta- ja alumiinipitoisuudet olivat samalla tasolla kuin kontrollinäytealoilla (turvekankaita).

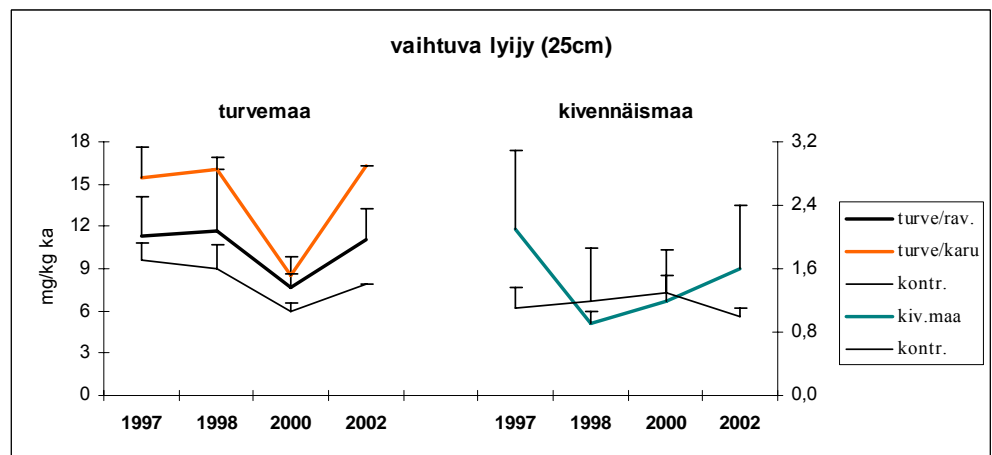
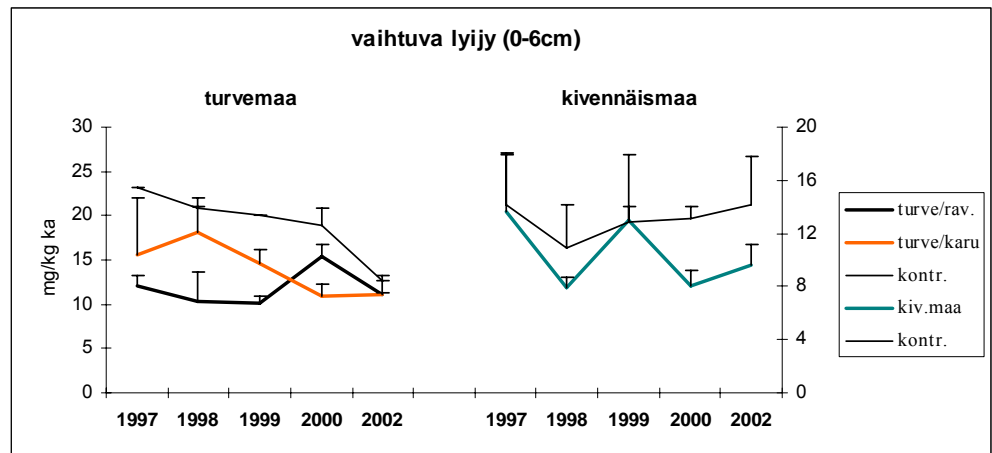
TAULUKKO 3 Lannoitettujen näytealojen (n=8) raskasmetallipitoisuuksien muutokset 1997-2002 verrattuna kontrolliin (ANOVA),
*** =p<0.001, ** = p<0.01, * = p<0.5, ND = ei voitu testata.

	Turvemaat	Kangasmaat
Alumiini	**	ND
Kadmium	***	***
Lyijy	ND	*
Rauta	ND	ND
Sinkki	**	—



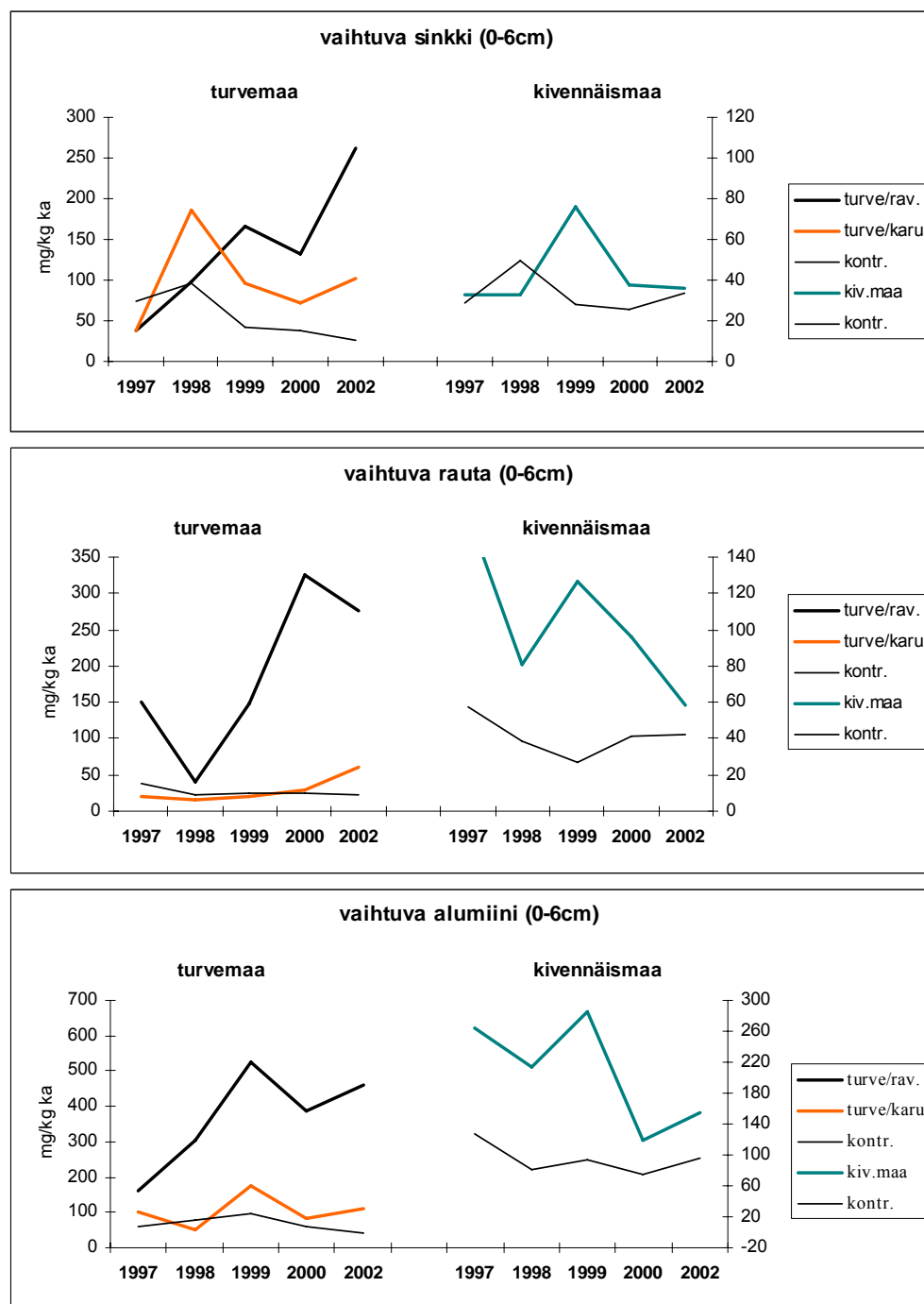
Kuva 8. Pintaturpeen ja pintahumuksen (0-6 cm) vaihtuva kadmiumpitoisuus (keskiarvo + keskivirhe) eri näytealoilla vuosina 1997-2002. Huom. erilaiset asteikot.

Tuhkalevityksen jälkeen liikkuva tai vaihtuva kadmium ja sinkki ovat todennäköisesti peräisin humuksen tai turpeen omasta varastosta. Sen sijaan liikkuva kupari, kromi ja lyijy ovat ilmeisesti suuremmissa määrin peräisin tuhkasta (Lodenius & Autio 1987, Eriksson, J. 1998). Tuhkan aiheuttama pH:n nousu, ns. suolavaikutus, kilpailu kationivaihtopaikoista sekä erilaisten kompleksien muodostuminen johtavat maan/turpeen alkuperäisten metallien, etenkin heikkojen kilpailijoiden kuten kadmiumin (Kepanen 2001), syrjäytymiseen ja vapautumiseen, vaikka itse tuhkasta ei olisi vielä vapautunut raskasmetalleja. Syvemmillä maassa tai turpeessa muutokset olivat pinta-kerrokseen verrattuna vähäisiä; turveilla oli tosin havaittavissa keskimäärin 0,1 µg /g kadmiumpitoisuuden nousu eli noin 30 % lisäys lähtötasoon verrattuna (kuva 8).



Kuva 9. Pintaturpeen ja humuskerroksen (0-6 cm) vaihtuva lyijypitoisuus (keski-arvo + keskivirhe) eri näytealoilla vuosina 1997-2002. Huom. erilaiset asteikot.

Lyijypitoisuudet poikkeavat eniten muista tutkituista raskasmetalleista (kuva 9). Lannoituksen jälkeen vaihtuva lyijypitoisuus pieneni selvästi kangasmailla ja lievästi turvemailed. Lyijypitoisuudet laskivat kuitenkin kaikista eniten turvemään vertailunäytealoilla. Syynä saattaisi olla lyijyn taustalaskeman nopea lasku kyseisellä ajanjaksolla. Mutta kun kangasmaan vertailualueilla vastaavaa laskua ei todettu, kysymyksessä voi olla muutos maanoksen kehityskulussa 40 vuotta sitten ojitetuilla turvekankaalla. Tulokset viittaavat siihen, että kangasmailla ja karuilla soilla tuhka aiheuttaa lyijyn sitoutumista tiukemmin humukseen ja turpeeseen. Lannoitetulla kangasmaalla myös rauta ja alumiini näyttäisivät sitoutuvan tiukemmin humukseen tarkastelujaksolla. Ainoastaan vaihtuva kadmiumpitoisuus pysyi tarkastelujakson loppuun asti selvästi vertailua korkeammalla tasolla kaikilla kasvupaikoilla.



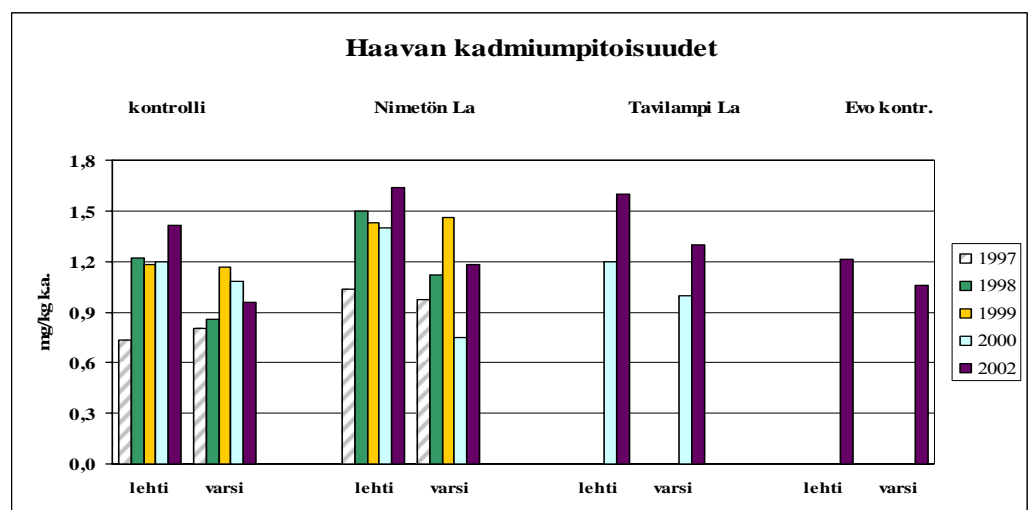
Kuva 10. Pintaturpeen ja humuskerroksen (0-6 cm) vaihtuvat sinkki-, rauta- ja alumiinipitoisuudet näytealoilla 1997-2002.

4.3 Kasvien raskasmetallipitoisuudet

Tutkittaviksi valittiin lajeja, joiden oletettiin keräävän raskasmetalleja suhteellisen tehokkaasti (esim. Nuorteva ym. 1986), koska tavoitteena oli seurata raskasmetallien määrällistä kulkeutumista kasvillisuuteen. Tutkitut kasvit olivat valuma-alueiden aluskasvillisuuden ja pensaskerroksen valtalajeja. Taulukosta 4 ilmenee, että kasvilajien välillä oli huomattavia eroja kadmiumkertymissä.

Luontaisesti eniten kadmiumia keräävällä haavalla kadmiumpitoisuuden vuotuinen vaihtelu oli suuri. Lehtien ja oksien kadmiumpitoisuudet kohosivat selvästi runsassateisen kesän 1998 jälkeen sekä vertailu- että tuhkanäytealoilla (kuva 11). Vaihtelu ei ollut sattumanvaraista hajontaa (esim. analyysitasossa), sillä lehdissä vuonna 1998 mitatut kohonneet pitoisuudet näkyivät viipeellä versojen kohonneina pitoisuuksina vielä vuonna 1999, vaikka uusien lehtien kadmiumpitoisuudet olivat jo laskeneet. Vuonna 2002 lehtien pitoisuudet nousivat uudestaan. Korkeimmat haavan kadmiumpitoisuudet todettiin lannoitetuilla alueilla, mutta ne olivat vertailua korkeammat jo ennen tuhkallevitystä, joten tämän aineiston perusteella ei saada varmennusta tuhkan vaikutukselle.

Pihlajan kadmiumpitoisuudet olivat 1/5 - 1/10 haavan pitoisuuksista. Tavilammen lannoitetulla kangasmaalla (MT6) pihlajan kadmiumpitoisuus ei muuttunut jakson 1997–2002 aikana (taulukko 4). Mustikan varsissa ja lehdissä tuhkan vaikutus näkyy lievästi kohonneina kadmiumpitoisuuksina; lehdissä ero on tilastollisesti merkitsevä (taulukko 4). Harvapuustoista taimikkoa edustavalla näytealalla (Ni MT5) myös maitohorsman versoissa mitattiin kahtena vuotena selvä kadmiumpitoisuuden nousu varsissa. Se nosti lannoitetun alueen viiden vuoden keskiarvon noin kaksinkertaiseksi. Suuren vuosihajonnan takia erot vertailunäytteisiin nähden eivät kuitenkaan ole tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 11. Haavan (*Populus tremula*) kadmiumpitoisuudet 1997-2002. Vertailualueet reunoilla, lannoitusalueet (La) keskellä kuvaa.

TAULUKKO 4 Tutkittujen kasvilajien kadmiumpitoisuuksia 1997-2002, mg/kg (ka). L=lannoitettu. Vertailua tai lähtötilannetta (=1997) korkeammat pitoisuudet on lihavoitu (* = p<0,05, o = p<0,10).

a) vuotuinen seuranta

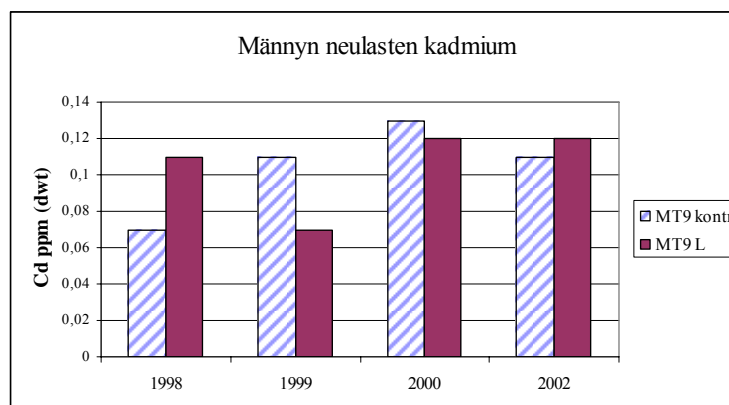
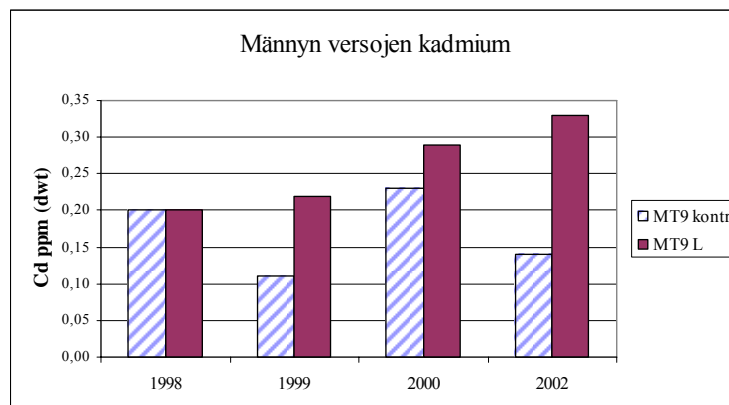
<i>Pihlaja</i>	<i>n.ala</i>		1997	1998	1999	2000	2002	ka	kh
<i>Tavi/vertailu</i>	7	<i>lehti</i>	0,12	0,20	0,06	0,07	0,10	0,11	0,050
<i>Tavi/vertailu</i>	7	<i>varsi</i>	0,25	0,25	0,10	0,14	0,12	0,17	0,06
<i>Tavi/vertailu</i>	5	<i>lehti</i>	0,06	0,12	0,05	0,09	0,07	0,08	0,02
<i>Tavi/vertailu</i>	5	<i>varsi</i>	0,12	0,18	0,21	0,07	0,08	0,13	0,05
<i>Tavi/lannoitettu</i>	6L	<i>lehti</i>	0,10	0,07	0,08	0,06	0,08	0,08	0,01
<i>Tavi/lannoitettu</i>	6L	<i>varsi</i>	0,14	0,12	0,19	0,14	0,15	0,15	0,02
<i>Mustikka</i>			1997	1998	1999	2000	2002	ka	kh
<i>Tavi/vertailu</i>	7	<i>lehti</i>	0,05	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04	0,007
<i>Tavi/vertailu</i>	7	<i>varsi</i>	0,07	0,11	0,11	0,09	0,13	0,10	0,02
<i>Tavi/vertailu</i>	5	<i>lehti</i>	0,05	0,04	0,05	0,05	0,08	0,05	0,01
<i>Tavi/vertailu</i>	5	<i>varsi</i>	0,15	0,11	0,07	0,10	0,11	0,11	0,03
<i>Tavi/lannoitettu</i>	6L	<i>lehti</i>	0,03	0,11	0,08	0,06	0,09	0,07*	0,03
<i>Tavi/lannoitettu</i>	6L	<i>varsi</i>	0,08	0,13	0,19	0,11	0,11	0,13	0,03
<i>Maitohorsma</i>			1997	1998	1999	2000	2002	ka	kh
<i>Nim./vertailu</i>	3	<i>lehti</i>	0,02	0,06	0,11	0,03	0,06	0,06	0,04
<i>Nim./vertailu</i>	3	<i>varsi</i>	0,02	0,05	0,04	0,09	0,02	0,04	0,03
<i>Nim./vertailu</i>	9	<i>lehti</i>	0,02	0,09	0,04	0,01		0,04	0,04
<i>Nim./vertailu</i>	9	<i>varsi</i>	0,03	0,05	0,03	0,04		0,04	0,01
<i>Nim./lannoitettu</i>	5L	<i>lehti</i>	0,03	0,03	0,27	0,05	0,11	0,10	0,10
<i>Nim./lannoitettu</i>	5L	<i>varsi</i>	0,02	0,06	0,20	0,02	0,04	0,07	0,08

b) vuosina 2000 ja 2002

Laji	Vertailu	Lannoitettu
<i>Koivu 2000-2002</i>		
	<i>lehti</i>	0,45
	<i>varsi</i>	0,40
		0,45 °
<i>Paju 2002</i>		
	<i>lehti</i>	0,65
	<i>varsi</i>	1,25
		1,35
		2,8
<i>Kielo 2002</i>		
		0,33
<i>Sananjalka 2000 & 2002</i>		0,24
	<i>lehti</i>	0,02
	<i>varsi</i>	0,01
		0,02
<i>Metsäkastikka 2002</i>		0,02
<i>Seinäsammal 2002</i>		0,20
		0,16

Hieskoivulla oksien kadmiumpitoisuus oli suuntaa osoittavasti ($p = 0,10$) korkeampi tuhka-alueilla. Myös koivun lehdissä pitoisuudet nousivat hie-man. Selvin pitoisuuden nousu todettiin kuitenkin pajulla (taulukko 4), joka yleensä kerää kadmiumia tehokkaasti (vrt. Egnell ym. 1998, Moilanen & Issakainen 2003). Myös metsäkastikan kadmiumpitoisuuden nousu on huomionarvoinen seikka, sillä metsäkastikka on Nimettömän alarinteiden valtakasveja. Pajun, metsähorsman, kielon ym. lajien osalta aineisto on liian pieni tilastollista testausta varten. Seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) indikoi lähinnä kolmen edeltävän vuoden laskeuman alkuaineita (Pihlström ym. 2003), joten vuonna 2002 lannoitetulta alueelta kerätyn sammalnäytteen taustatasoa edustava kadmiumpitoisuus oli looginen tulos.

Evon melko pienessä aineistossa kadmiumpitoisuudet männyn versoissa nousivat selvästi vuosina 1998-2002, mutta männyn neulasissa vaihtelu oli samaa suuruusluokkaa kuin vertailualoilla (kuva 12). Tavilammen korpi-kuusikoissa ei todettu kohonneita kadmiumpitoisuuksia kuusen neulasissa vuosilta 1998-2002.



Kuva 12. Männyn neulasten ja versojen kadmiumpitoisuudet Nimettömän MT9 näytealalla.

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Ravinteet ja raskasmetallit maaperässä

Koska puutuhka sisältää eri alkuaineita konsentroituna pitoisuuksina, monien alkuaineiden kokonaispitoisuudet maassa ja turpeessa kohoavat tuhka-levityksen jälkeen. Kalsium-, mangaani-, magnesium-, kalium-, kupari-, molybdeeni- ja sinkkipitoisuudet kohoavat yleensä selvimmin (Moilanen & Issakainen 2003, Piirainen & Domisch 2004). Tässä tutkimuksessa todettiin kohonneita kokonaispitoisuuksia 13 alkuaineella kangasmaiden humuskerroksessa ja 31 alkuaineella turvemaiden pintakerroksessa. Tällä perusteella tuhkan käyttö suometsissä aiheuttaa selvästi suuremman muutoksen kasvualustan kemiallisessa koostumuksessa verrattuna kangasmetsiin.

Niemisen (2003) liukoisuuskokeiden perusteella kahden vuoden kuluessa tuhkalisäyksestä n. 20 % kalsiumista, n. 30–40 % magnesiumista ja yli 80 % kaliumista, natriumista ja rikistä saattoi kulkeutua pois lannoitetun turvemaan 0-10 cm pintakerroksesta. Vastaavasti Pelson, Utajärven ja Taavetin turvemaan kokeiden pohjavesissä ja valumavesissä kalium- ja kalsiumpitoisuudet nousivat 2-15 kertaisiksi kahden vuoden sisällä levityksestä (myös magnesiumipitoisuudet nousivat), jonka jälkeen ne laskivat, saavuttamatta vertailutasoa viidessä vuodessa (Piirainen & Domisch 2004). Lisätystä kaliumista laskettiin 5-20 %, riippuen näytealan rahkaisuudesta ja puuston määrästä, huuhtoutuneen ekosysteemistä viiden vuoden aikana (Piirainen & Domisch 2004). Muhoksen suokokeissa männyn neulasten kalsium-, boori-, fosfori-, kalium-, kadmium-, alumiinipitoisuudet nousivat 1-3 vuoden kuluessa (Moilanen & Issakainen 2003).

Evolla todettiin kohonneita ravinnepitoisuuksia vuosina 1998–1999 Nimettömän turvemaalta, mutta ei kivennäismaalta tulevassa purossa. Noin 11 % Nimettömän valuma-alueen pinta-alasta oli käsitelty tuhkalla. Turvekan-kaalta laskevassa purossa kaliumipitoisuudet nousivat noin kolminkertaisiksi jo kasvukaudella 1998; kalsiumpitoisuuksissa ei todettu selvää muutosta vertailupuroon verrattuna (Tulonen ym. 1999, 2003). Tätä taustaa vasten tämän tutkimuksen tulos, että kaliumin vaihtuva fraktio maassa tai turpeessa lannoituksen jälkeen nousee lievemmin kuin esim. kalsiumin ja laskee seuraavina vuosina, on looginen. Liuennut kalium huuhtoutuu nopeammin pintakerroksesta ja kalium on myös kalsiumia tai magnesiumia heikompi kilpailija maahiukkasten vaihtopaikoista. Kalsiumin ja magnesiumin vaihtuva fraktio on suurempi, sillä vuosittain toistetuissa näytteistä mitataan pääosin samaa varantoa, joka luonnossa vapautuu pidemmän ajan kuluessa. Koska kalsium ja magnesium kuitenkin alusta lähtien jossain määrin huuhtoutuvat tai kulkeutuvat kasveihin (ainakin kalsium), alati nouseva trendi viljavilla turvemaan näytealoilla viittaa myös liukoisuuden lisääntymiseen.

Mitatuilla kokonaispitoisuuksilla on usein taipumus nousta asteittain ensimmäisten viiden vuoden aikana, kuten Evon turvemailla on todettu kadmiumin kohdalla ja kangasmailla kalsiumin kohdalla (Perkiömäki ym. 2003), vaikka tuhka-levitys on tapahtunut yhdellä kerralla. Mahdolliset syyt ovat:

- tuhkan vertikaalinen leviäminen (vrt. s.17) on odotettua hitaampi
- tuhka leviää myös horisontaalisesti, jolloin maanäytteiden edustavuus nimenomaan tuhkavaikutuksen osoittajana lisääntyy ajan myötä.
- tuhka vaikuttaa jollakin tavalla kokonaismääriin; ehkä rapautumiseen tai jonkun vaikealiukoisen fraktion vapautumiseen maasta tai tuhkasta.

Useimpien raskasmetallien liukoisuus maassa lisääntyy pH:n alentuessa (Stevenson & Cole 1999). Maan happamoitumisen eräänä seurauksena onkin raskasmetallien liukeneminen maaveteen ja huuhtoutuminen ekosysteemistä. Maan tai turpeen happamuutta vähentävät toimenpiteet (kalkitus, kullotus, lehtipuiden suosiminen, tuhkalannoitus) ovat omiaan torjumaan raskasmetallien liukenemistä. Tulosten valossa näyttää siltä, että käsitys, jonka mukaan *kaikki* maaperän ja tuhkan raskasmetallit sitoutuvat pitkäksi aikaa tiukasti maahan nousevan pH:n myötä ei pitäne täysin paikkaansa. Evon näytealoilla varsinkin kadmiumin ja sinkin vaihtuvat pitoisuudet nousivat selvästi lannoituksen jälkeen, ollen viiden vuoden jälkeen 2-4 kertaa korkeampia kuin ennen tuhkan lisäystä.

Tuhka-annoksilla 2-7 t/ha (Cd-pitoisuus 5-15 mg/kg), kadmiumin vaihtuvat pitoisuudet kenttäkokeissa ovat yleensä kohonneet, vaikka muutos ei aina ole ollut tilastollisesti merkitsevä (Bramryd & Fransman 1995, Eriksson, H. 1998, Egnell ym. 1998 - useita kokeita, Arvidsson & Lundkvist 2003). Ainoastaan yhdessä epäselvässä tapauksessa ilmoitettiin laskeneista pitoisuuksista (Egnell ym. 1998) ja toisessa tapauksessa analyysierkkyyys ei ilmeisesti riittänyt vaihtuvien pitoisuuksien toteamiseksi (Perkiömäki ym. 2003). Tällöin on käytetty erilaisia uuttomenetelmiä: 0,05 M EDTA, 1M ammoniumkloridi, 0,5 M barium-kloridi, 1M KCl, 1M ammoniumasetaatti (pH 7.0). Kangasmailla kadmiumipitoisuudet ovat yleensä kohonneet 20–50 %, tässä tutkimuksessa n. 80 %.

5.1.1 Mitä vaihtuvat raskasmetallipitoisuudet kuvaavat?

Ammoniumasetaattiuutto kuvaa ilmeisesti maksimaalista liukoisuutta, joka on keinotekoisesti aiheutettu äkillistä suolavaikutusta jäljitellen. Evolla vuodesta 1999 korkeina pysyneet kadmiumipitoisuudet eivät tarkoita, että maavedessä on jatkuvasti kohonneita pitoisuuksia. Koska kyseiset metallit eivät ole suuressa määrin huuhtoutuneet pois pintakerroksesta, vuosittain analysoidaan samaa varantoa, kuten kalsiumin kohdalla (s.26). Kun maa/turvenäyte seulotaan tai homogenisoidaan, tuhka sekoittuu ja laimenee enemmän kuin luonnossa, missä tuhka on keskittynyt tiettyyn kerrokseen. Sekoittuminen aliarvioi korkean pH:n antamaa suojavaikutusta tuhkerokosen välittömässä läheisyydessä, mutta lisää suojavaikutusta muualla näytteessä, verrattuna todellisuuteen. Erikssonin (Eriksson, H. 1998) mukaan vaihtuvan kadmiumin pitoisuus nousi kuitenkin tuhkerokosen lähellä, missä pH on korkein (s.28).

Erilaisilla uutoilla saatuja vaihtuvia pitoisuuksia ei voi muuttaa ekosysteemin todelliseksi ainevirroiksi. Ainevirtoja tulisi mitata suoraan luonnosta: maavedestä, huuhtoumista, kasveista ja eläimistä. On kyseenalaista voidaanko osittaisuutoilla lainkaan kuvata tuhkan liukoisuutta lyhyellä aikavälillä.

lillä. Tähän on ehdotettu laimeata etikkahappouuttoa (Nihlgård 1997). Ositaisuudet antavat sen sijaan viitteitä pidemmän aikavälin mekanismeista.

Niemisen (2003) rapautumis- ja ainejäämäkokeiden perusteella mitattavia määriä kadmiumia, kuparia tai rautaa ei poistunut pintaturpeesta (0-10 cm) kahden ensimmäisen vuoden aikana. Varsinkin nikkelin ja lyijyn, mutta myös mangaanin, raudan, kadmiumin ja fosforin pitoisuudet maastosta kerättyissä rakeissa olivat ennallaan 3-5 vuoden jälkeen, mutta rakeiden kalium-, natrium-, rikki- ja booripitoisuudet olivat laskeneet selvästi. Tekijän mukaan rakeiden pinta on saattanut rapautua maassa ja niiden massa siten pienentyä, mutta tätä kautta vapautunut kupari ja mahdollisesti vapautunut kadmium, rauta sekä suurin osa mm. fosforista on saatu talteen pintakerroksen ainejäämäkokeissa. Elektronimikroskoopilla on todettu, että kuusimet-sän mykorritsarihmastot kasvavat rakeiden sisään vapauttaen ainakin fosforia ja kaliumia (Mahmood ym. 2002).

Niemisen (2003) tutkimuksessa kaikilla tuhkalaaduilla pintaturpeen kadmiumpitoisuus laskee ensimmäisellä näytteenottokerralla lannoituksen jälkeen (kuvien perusteella). Koeasetelman mukaan tämä tarkoittaa, että kadmium olisi poistunut 0-10 cm kerroksesta. On vaikea ymmärtää, miten pitoisuudet voivat nousta seuraavilla näytteenottokerroilla kuin vaakatason pintakuljetus on estetty muovirenkailla. Menetelmällisestä hajonnasta johtuen voi olla vaikeata todentaa esim. 10–20 %:n suuruusluokkaa olevia todellisia muutoksia hivenaineiden pitoisuuksissa. Ainejäämäkokeet eivät ole ristiriidassa sen kanssa, että huomattava osa pintakerroksen totaalikadmiumista (tuhkan + turpeen) saattaa olla vaihtuvaa fraktiota. Sen sijaan ne ovat, mikäli tulokset yleistetään, jossain määrin ristiriidassa kasveissa (Muhos, Evo), sienissä (Evo) sekä maavedessä (alempana) ja syvällä turpeessa todettujen kohonneiden kadmiumpitoisuuksien kanssa (s.20). Se, että kadmium – mahdollinen massahäviökin huomioiden – ei näytä vielä liunneen tuhka-sta, ei ole ristiriidassa maaperän kadmiumin (tuhkan + turpeen) biosaatavuuden lisääntymisen kanssa (vrt. alempana).

Erikssonin (Eriksson, J. 1998) kokeessa tuhka asennettiin humuskerroksen sisään hienosilmäisissä nailonpusseissa. Itsekovettuvan tuhkan hienon jakeen (0-1,9 mm) massa väheni 30 % ja karkeamman jakeen (1,9-5 mm) 10 % viittä vuotta vastaavan kastelun jälkeen. Hienommasta jakeesta huuhtoutui myös selvästi enemmän Ca, Mg, Cu, Ni, mutta ei P, Cd ja Zn verrattuna karkeaan tuhkaan. Kun otetaan huomioon massahäviö, niin 10–30 % kadmiumannoksesta saattoi kulkeutua tuhkerroksesta, vaikka tuhkan kadmiumpitoisuus oli lähes muuttumaton kokeen aikana. Humuksen vaihtuva kadmium- ja sinkkipitoisuus (0.25 M BaCl₂) kohosivat heti tuhkan alapuolella (0-1 cm), mutta laskivat alempana humuskerroksessa (1-2,5 cm), vaikka pH oli kohonnut nimenomaan ylimmässä humuskerroksessa. Lyijyllä tulos oli päinvastainen: vaihtuva pitoisuus oli pienempi heti tuhkan alapuolella ja nousi selvästi siitä alaspäin. Huuhtoumissa todettiin ensimmäisen “vuoden” aikana suuria kadmium- ja mm. kalsiumpitoisuuksia tuhka+humus-kolumneista, mutta ei tuhka+hiekka -kolumneista. Tämä viittaa siihen, että kyseiset aineet olivat peräisin humuksesta (Eriksson J.1998), mikä selittäisi sitä, miksi tuhkan kadmiumpitoisuus voi olla lähes muuttumaton (Nieminen

2003) samanaikaisesti kuin mm. kasveissa todetaan nousevia kadmiumpitoisuuksia. Koe poikkeaa muista selostetuista kokeista ja analyyseistä siinä, että maaperä–tuhka -systeemin kerroksellisuus säilytettiin, mikä on varsin tärkeätä tuhkalannoituksen luonnossa havaittujen vaikutusten ymmärtämiseksi.

Kangasmaiden maavedessä 20–50 cm syvyydeltä on usein, mutta ei aina (Ring ym. 1999, vain 2 t tuhkaa/ha), todettu kohonneita kadmiumpitoisuuksia (Egnell ym. 1998, Ring 1998, Perkiömäki ym. 2003). Muista raskasmetalleista on myös analysoitu kohonneita pitoisuuksia maavedestä: V, Ni, Cu, Al, Zn. Korkeimmat lyhytaikaiset kadmiumpitoisuudet (1–2 µg/l, Egnell ym. 1998, 1,5–2,3 µg/l Perkiömäki ym. 2003) ovat noin 20 kertaa normaalitasoa korkeampia. Mikäli vaikutus ulottuu vesistöihin, pitoisuudet ovat vesieliöstölle haitallisella tasolla, vaikka lyhytkestoisina ne eivät ehkä aiheuta todellista suurta vaaraa. Maavesi on yleensä analysoitu 3–5 kertaa vuodessa 2–3 vuotta peräkkäin – selvästi kohonneet kadmiumpitoisuudet rajoittuvat yleensä muutamiin analyysiajankohtiin. Viidelle vuodelle tasattuna raskasmetallien kuljetus (ainemäärät) jäävät varsin pieniksi, ehkä kromia lukuun ottamatta (Piirainen & Domisch 2004). Suokokeissa havaittiin vuosien viipeellä hieman kohonneita kadmium- ja nikkelpitoisuuksia sekä valumattä pohjavesissä (Piirainen & Domisch 2004).

Evolla toinen tutkimusryhmä totesi vaihtuvien kadmiumfraktion päinvastoin pienentyneen tuhkalannoituksen jälkeen (Kepanen 2001). Turvenäytteet otettiin kuitenkin 15–20 cm syvyydeltä ja kangasmaan pintanäytteissä sekä kokonaiskadmiumin että orgaanisen aineen pitoisuudet olivat korkeampia vertailualueella kuin lannoitetulla alueella. Tämän vuoksi tutkimukset eivät ole vertailukelpoisia. Tutkimuksessa käytetty kaliumnitraattiuutto (KNO_3) saattaa kuvata pelkkää kationivaihtoa paremmin kuin ammoniumasettaattiuutto, tai ammoniumkloridiuutto, jolla saatiin kyseisessä tutkimuksessa ainakin kaksinkertaiset pitoisuudet KNO_3 -uuttoon verrattuna. Ammoniumkloridin arveltiin kompleksoineen kadmiumia (Kepanen 2001). Koska tuhka vapautuu nopeasti paljon klorideja, ammoniumkloridiuutto on relevantti menetelmä (myös helppoliukoisen fosforin osoittajana. Nieminen 2003).

Kepasen (2001) mukaan suurin fraktio, vaikealiukoisen jäännöksen lisäksi, oli NaOH-uuttuva fraktio turvenäytteissä ja alumiini/rauta-sitoutunut fraktio maanäytteissä. Myös ruukkukokeissa turpeen suurin helppoliukoinen fraktio tuhkalisäyksen jälkeen oli NaOH-uuttuvaa, joka tässä tapauksessa kuvanee heikkojen metallikompleksien esiintymistä pikemmin kuin orgaaniseen aineeseen sitoutuneiden metallien vapautumista, johon uuttua yleensä käytetään (H. Hartikainen, tiedonanto). Helppoliukoiset fraktiot eivät kuitenkaan kasvaneet verrattuna kontroleihin, joten erotuksella saatu vaikealiukoinen (typpihapolla uuttuva) jäännös kasvoi keskimäärin 0,1 → 0,6 µg/g (Kepanen 2001). Lukuun ottamatta turvenäytteiden kuivatusta ennen uuttua, koekasetelma vastaa tämän tutkimuksen kenttäkokeita. Tässä tutkimuksessa nimenomaan helppoliukoinen fraktio kasvoi selvästi turvemaidilla.

Syy todettuihin eroihin lienee ammoniumasetaatin ja vastaavien uuttoliuosten kyky irrottaa suurin osa tuhkan kadmiumista korkeallakin pH-alueella (s. 10). Kepasen (2001) käyttämä uuttosekvenssi näyttäisi kuvaavan realistisesti alkuvuosia, jolloin tuhkasta ei vielä ole liennut kadmiumia, lyijyä, rautaa tai fosforia (vrt. Nieminen 2003). Toisaalta se ei selitä sitä, miksi eräiden kasvien ja sienten kadmiumpitoisuus saattaa kenttäkokeissa nousta samalla aikajaksolla. Ammoniumasetaattiuutto ei selvästikään kuvaa tätä alkuvaihetta määrällisesti kadmiumin osalta. Lyhytaikaisissa kokeissa saatuja tuloksia ei kuitenkaan tulisi painottaa liikaa. Muutoinhan tuhkan fosforin liukenemattomuudesta täytyisi vetää johtopäätös, ettei tuhkalannoitus tuota puuston kasvua, mikä on kuitenkin empiirisesti todettu vanhoilla kokeilla (Moilanen & Issakainen 2003).

5.1.2 Tuhkan raskasmetallien liukoisuus pitkällä aikavälillä

Tuhkan sisältämän kadmiumin käyttäytymisestä pitkällä aikavälillä voidaan esittää vain hypoteeseja. Ratkaisevia kysymyksiä ovat (a) kuinka kauan tuhkakeros pystyy luonnossa ylläpitämään tarpeeksi korkeata pH:ta? (b) kuinka ehjänä tuhkakeros pysyy? ja (c) liunneen orgaanisen aineksen (DOC) käyttäytyminen. Tuhkan sisältämä runsas kalsium, rauta ja alumiini saattavat aiheuttaa kadmiumin ns. spesifistä sitoutumista rauta- ja mangaanioksideihin tai kadmiumin saostumista vaikealiukoisina karbonaateina, sulfaatteina tai fosfaatteina (Stevenson & Cole 1999). Yli 50 vuotta vanhalla Leppiniemen tuhkakokeella turpeen pintakerroksessa on edelleen korkeampi pH, silmin erottuva tuhkakeros ja eräät alkuaineet ovat edelleen konsentroituneina 0-10 cm turvekerrokseen (Moilanen ym. 2002). Kadmiumin alkuperäiset tai nykyiset määrät Leppiniemen kokeella eivät ole tiedossa. Kyseiset mekanismit ja havainnot, eräät oivaltavat kokeet (Kepanen 2001, Nieminen 2003) sekä mm. sienten alhaiset kadmiumpitoisuudet vanhoilla tuhka-aloilla puoltavat hypoteesia, jonka mukaan haitallisimmat raskasmetallit saattavat olla liikkumattomia tuhkassa hyvin pitkään.

Useilla uuttomenetelmillä todetut korkeat vaihtuvat pitoisuudet, eräät dynaamiset liukoisuuskokeet (Eriksson 1993, Zhan ym. 1996, Larsson & Westling 1998) sekä koivun, vaivaiskoivun ja pajujen nousevat kadmiumpitoisuudet yli 20 vuotta vanhoilla metsäkokeilla (Moilanen & Issakainen 2003) viittaavat vaihtoehtoiseen hypoteesiin, jonka mukaan kadmium kuuluu ”toisen rintaman” aineisiin, joiden liukoisuus lisääntyy 20-50 vuoden jälkeen, kun tuhkan neutralointikyky suhteessa luontaiseen happotuohtantoon heikkenee. Ensimmäisessä rintamassa helppoliukoiset kalium, natrium, boori ja rikki liukenevat neutraloinnista riippumatta kuten tuhkaprojektin eri tutkimuksissa on selkeästi osoitettu. Kolmannen rintaman aineet, esimerkiksi lyijy ja rauta ovat vaikealiukoisia pitkään koska kasvualustan pH:n täytyy alentua lähes lähtötasolle ennen kuin niiden liukoisuus selvästi lisääntyy – kadmiumin ja sinkin liukoisuus lisääntyy jo pH-tasolla 6.0-6.5 (Zhan ym. 1996). Ehjän tuhkakeros sisällä pH saattaa toisaalta säilyä emäksisenä pitkään (Steenari ym. 1998), mutta edellä kerrotun perusteella tuhka ja/tai sen alkuaineet liikkuvat ja orgaanisella aineksella (DOC) saattaa tässä suhteessa olla suuri merkitys kuljetusmekanismina. On mahdollista, että noin 20 vuotta lannoituksesta hieskoivuun ja vaivaiskoivuun kulkeutunut kadmium on uudestaan peräisin maaperän omista kadmiumvarannoista, jos muiden aineiden, lähinnä tuhkan makroravinteiden, lisääntynyt liukoisuus syrjäyttää heikommat kilpailijat vaihtopaikoista ja komplekseista. Tästä ei kuitenkaan ole olemassa havaintoja.

5.2 Kasvillisuuden raskasmetallikertymät

Evolla kasvien kadmiumpitoisuudessa todetuista muutoksista 75 % olivat korkeampia ja 25 % alhaisempia kuin vertailualueella. Muhoksella osuudet olivat taulukkotiedon perusteella noin 50-50 % (Moilanen & Issakainen 2003). Koivun, pajun ja männyn osalta tulokset olivat yhteneväisiä molemmissa tutkimuksissa; aluskasvillisuuden lajien osalta todettiin enemmän vaihtelua ja sienissä trendit olivat päinvastaisia (s. 32). Kerran tai kahdesti tutkituissa lajeissa ei kuitenkaan voida arvioida luontaisen vaihtelun merkitystä. Vuosien välisen vaihtelun merkitys näkyi selvästi Evolla tutkituissa haavan lehti- ja oksanäytteissä aikavälillä 1997-2002.

Nieminen (2003) huomauttaa, että sienien itiöemä tai horsma saattaavat pintakontaminoitua työntyessään tuhkakerroksen läpi. Tämä ei merkitse sitä, että kadmium on biosaatavassa muodossa (Nieminen 2003), mutta syötynä kyseisen sienen tai kasvin raskasmetallit muuttuvat faktisesti bioaktiivisiksi. Evolla horsman kohonneet kadmiumpitoisuudet (1999 ja 2002) eivät todennäköisesti johdu kontaminaatiosta, sillä juuri horsmasta ja mustikasta kerättiin varsin edustavia kokoomanäytteitä (s. 24). Evon sienten osalta on huomattava, että lannoitusalueelta kerätyn 11 eri sienilajin kokoomanäytteiden kadmiumpitoisuudet olivat kohonneet (Lodenius ym. 2002a). Kontaminaatiolle tyypillistä on pikemmin yksittäiset korkeat ”piikit”, jotka erottuvat tasaista taustaa vasten.

Evon pienessä aineistossa männyn versojen kadmiumpitoisuudessa todettiin selvä nouseva trendi vuosina 1998–2002. Jacobsonin (1998) aineistossa männyn neulasten kadmiumpitoisuudet olivat 5-7 peräkkäisenä vuotena korkeammat lannoitusaloilla (3-6 t/ha, Cd 6 mg/kg) verrattuna kontrolleihin; kahtena-kolmena ensimmäisenä vuotena ero oli tilastollisesti merkitsevä (Jacobson 1998). Pohjois-Suomen aineistossa todettiin eri tuhka-annoksilla kohonneita kadmiumpitoisuuksia neulasissa ja versoissa kaksi-viisi vuotta lannoituksen jälkeen. Sen jälkeen trendi kääntyi päinvastaiseksi 7-17 vuotta vanhoilla kokeilla (Moilanen & Issakainen 2004).

Vanhoissa ruotsalaisissa kenttäkokeissa on aiemmin todettu kohonneita kadmium-pitoisuuksia männyn ja kuusen neulasissa sekä koivun lehdissä, mutta myös keino-lannoitteet aiheuttivat yhtä suurta tai suurempaa kadmiumlisäystä neulasissa (Bramryd & Fransman 1991). Kyseiset 1970-luvun keinolannoitteet sisälsivät mm. raakafosfaattia, jonka kadmiumpitoisuutta ei tunneta. Vanhoilla tuhkalannoituskokeilla ei yleensääkään tunneta puutuhkan raskasmetallikoostumusta. Luultavasti kadmiumpitoisuus oli nykyistä selvästi pienempi sillä lentotuhkaa ei otettu talteen. Vastaavasti, käytetyt tuhka-annokset olivat usein nykyistä suurempia. Arvidsson ja Lundkvist (2002) totesivat tuhka-aloilla samaa tasoa tai kontrollia pienempiä kadmiumpitoisuuksia kuusen neulasissa kun lannoituksesta oli kulunut 5 vuotta (3 tonnia / ha, 5-10 mg Cd/kg). Evolla, Tavilammen korpikuusikoissa ei myöskään todettu kohonneita kadmiumpitoisuuksia kuusen neulasissa vuosina 1998-2002. Lyhytaikaisessa kasvihuonekokeessa todettiin kuitenkin tilastollisesti merkitsevä kadmium- ja sinkkipitoisuuden (mutta ei lyijyn – käytetty tuhka sisälsi paljon lyijyä) nousu kuusitainten juurissa (Hanna Jokinen tiedonanto).

5.3 Marjat, sienet ja eläimet

Tässä tutkimuksessa ei analysoitu marjoja. Marjojen kadmiumpitoisuudet ovat yleensä selvästi pienempiä kuin saman kasvin versoissa tai juurissa. Lannoituksen jälkeen ei ole todettu suuria muutoksia pitoisuuksissa vanhoil-lakaan koealueilla (Moilanen & Issakainen 2000, 2003, Levula ym. 2000, Egnell ym. 1998). Hillassa, jonka kadmiumpitoisuus on korkeampi kuin muissa syötävissä marjoissa, on todettu sekä kohonneita, mutta yleisemmin alentuneita pitoisuuksia 2-20 vuotta tuhkallevityksen jälkeen (Silfverberg & Issakainen 1991, Moilanen & Issakainen 2000, 2003). Mustikassa on joskus havaittu kohonneita kadmiumpitoisuuksia muutaman vuoden sisällä levityk-sestä (Nilsson 2001), mikä sopii yhteen tässä tutkimuksessa havaitun musti-kan lehtien ja varsien kohonneiden kadmiumpitoisuuksien kanssa.

Evon tuhkallevitysalueilla 11 sienilajin – eli kaikkien yhtä lukuun ottamatta – kadmiumpitoisuudet, olivat korkeampia tuhka-aloilla kuin kontrollialoilla (Lodenius ym. 2002a). Kuitenkin vain tulipunahaperon (*Russula emetica*) kohdalla ero oli tilastollisesti merkitsevä. Tässä tutkimuksessa samalta Evon alueelta kerättyjen sienien (3 lajia) kadmiumpitoisuudet olivat myös kor-keampia tuhka-aloilla, mutta näytemäärät olivat pieniä. Ruotsissa Rühling (1996) totesi tilastollisesti merkitsevän kadmiumpitoisuuden nousun pelar-goniseitikillä (*Cortinarius paleaceus*). Lisäksi monen muunkin lajin kad-miumpitoisuus oli selvästi korkeampi tuhka-aloilla (Egnell 1998 mukaan). Vanhoilla tuhka-aloilla (9 vuotta), pitoisuudet saattoivat olla kontrollia pie-nempiä (Rühling 1996), kuten useissa Pohjois-Suomen kokeissa on todettu (Moilanen & Issakainen 2000). Muhoksen uusissa kokeissa kadmiumpitoi-suudet olivat samalla tasolla tai laskivat jo lannoitusta seuraavina vuosina verrattuna kontrolleihin (Moilanen & Issakainen 2003).

Sienten raskasmetallipitoisuuksissa todetut muutokset ovat kaiken kaikkiaan pieniä verrattuna eri lajien välillä todettuihin luontaisiin eroihin (Lodenius ym. 2002a, Moilanen & Issakainen 2003). Tuhkan lisäys näyttäisi aiheutta-van joko kadmiumpitoisuuden nousun tai laskun enemmistössä tietyn kas-vupaikan lajeista. Kuten maaperäeliöstön reaktioiden kohdalla on todettu (s.36) *konteksti* ratkaisee onko muutos plus- tai miinusmerkkinen. Tämä näyttäisi pätevän sienien, eräiden kasvien, joskus maa-analyysien kohdalla. Kontekstilla tarkoitetaan tuhkan koostumuksen ja laadun, vastaanottavan kasvupaikan ominaisuuksien, ajankohdan, säätekijöiden ym. muodostama kokonaisuutta.

Evolla todettiin kadmiumpitoisuuden nousu vuonna 1999/2000 kerätyissä lieroissa sekä nuorten päästäisten munuaisissa ja maksoissa. Maksoissa muutokset olivat tilastollisesti merkitseviä (Lodenius ym. 2002b). Pitoisuu-det olivat pieniä kun verrataan vanhoihin tutkimuksiin voimakkaasti ras-kasmetallisaastuneista ympäristöistä. Myyrissä todettiin päinvastainen tren-di: kontrollialueella myyrien sisäelinten kadmiumpitoisuus oli korkeampi kuin lannoitetulla alueella. Sekä myyrien että päästäisten munuaisten koko oli merkitsevästi suurempi lannoitetulla alueella, mikä saattaa viitata fysio-logisiin haittavaikutuksiin (Lodenius ym. 2002b). Kahtena ensimmäisenä vuotena lannoituksen jälkeen kekomuurahaisten kadmiumpitoisuudessa ei todettu muutoksia (J-P. Hirvi, tiedonanto).

Evolla analysoitiin myös kalojen, pohjaeläinten sekä eläinplanktonin kadmiumpitoisuuksia 1997-2002 (Tulonen ym. 2003). Seurannan aikana ei havaittu kohonneita pitoisuuksia. Ahvenen lihan kadmiumpitoisuus alitti selvästi Suomessa eräille elintarvikkeille asetetut raja-arvot (Pasanen ym. 2001). Turvemaiden puroveden happamuus lieveni hieman, mikä saattaa vähentää raskasmetallien biosaataavuutta vedessä. Kun lannoitusala on < 20 % valuma-alueen pinta-alasta, välittömät vaikutukset järvissä olivat vähäisiä (Tulonen ym. 2003).

5.4 Tuhkan sisältämän kadmiumin biosaataavuus ja mahdollinen biohaitallisuus

5.4.1 Biosaataavuus

Tuhkalannoituksen seurauksena, vaikka tuhkan sisältämät raskasmetallit eivät itse lyhyellä aikavälillä sitä aiheuttaisi, saattaa siirtyä raskasmetalleja biologiseen kiertoon, kasveihin, eläimiin ja sieniin. Asiaa käsittelevä tutkimusaineisto on hajanainen, ja tulokset osin ristiriitaisia. Tilastollisesti merkitseviä muutoksia on melko vähän, vaikka kertyneessä aineistossa on selkeitä trendejä. Niihin kannattaa kiinnittää huomiota koska ne kertovat raskasmetallien liikkuvuutta edistävästä/vähentävästä mekanismeista eri olosuhteissa ja pitkällä aikavälillä.

Lyhyellä aikavälillä < 5 vuotta:

Suomessa todettuja kohonneita kadmiumpitoisuuksia:

- Evon sienissä (Lodenius ym. 2002a)
- lieroissa ja päästäisen munuaisissa Evolla (Lodenius ym. 2002b)
- männyn neulasissa tai versoissa (Moilanen & Issakainen 2003, tämä tutkimus)
- kuusitainten juurissa (Hanna Jokinen, tiedonanto)
- yksittäisissä kenttä- ja pensaskerroksen kasveissa (Moilanen & Issakainen 2003: noin 50 % lajeista, tämä tutkimus: noin 75 % tutkituista lajeista)
- ohimenevästi maavedessä, pohja- ja valumavesissä, s.28

Ruotsissa todettuja kohonneita kadmiumpitoisuuksia:

- sienissä (Egnell ym. 1998)
- ohimenevästi änkyrämadoissa (Lundkvist 1998)
- männyn neulasissa (Jacobson 1998)
- yksittäisissä kenttä- ja pensaskerroksen kasveissa (Egnell ym. 1998)
- ohimenevästi maavedessä, s.29

Myös päinvastaista on usein havaittu. Pitoisuudet eivät muutu tai laskevat

- sienissä (Egnell ym. 1998, Moilanen & Issakainen 2003)
- kuusen neulasissa (Arvidsson & Lundkvist 2002)
- myyrissä (Lodenius ym. 2002b).

Ottaen huomioon, että tilastollisesti merkitsevätkin muutokset ovat muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta (esim. paju, s. 24) pitoisuuksina pieniä, on syytä korostaa tilanteen suhteellista vakautta lyhyellä aikavälillä tuhkalisäyksen jälkeen.

Ruotsalaisen tuhkalannoituksen YVA-selvityksen mukaan raskasmetallien biosaataavuus lisääntyy, myös rakeistetulla tuhkalla, usein väliaikaisesti 1-2 vuotta tuhkallevityksen jälkeen (Egnell ym. 1998). Suomessa vaikutuksia on havaittu myös aikavälillä 3-5 vuotta lannoituksesta (tämä tutkimus, Moilanen & Issakainen 2003, Piirainen & Domisch 2004). Ruotsalaisissa kokeissa tuhka- ja kadmiumannokset ovat yleensä olleet pienempiä kuin Suomessa. Siellä tavoitteena on ensisijaisesti ollut tuhkan kierrätys ja kompensatiolannoitus kangasmaille. Suomalaisissa tutkimuksissa on joissakin tapauksissa käytetty käytännön lannoitusmääriin nähden ylisuuria annoksia.

Maaperän mikrobistossa ei ole biosensorimenetelmillä (luminenssi) mitattuna todettu biosaataavan kadmiumin lisäystä lukuisissa tuhka- tai tuhka + korkea Cd -käsittelyissä (Fritze ym. 2000, Perkiömäki & Fritze 2002). Tulos ei kuitenkaan ole yksiselitteinen, sillä suodatetun maaveden ja toisaalta ekologisesti realistisemmän maa/vesi -sekoituksen välillä voi olla 20-kertainen ero biosensorilla mitatussa kadmiumpitoisuudessa (Ivask ym. 2002).

Maaperäeläimistön vastetta puutuhkalle sekä puutuhkan ja muiden stressitekijöiden yhteisvaikutuksille on tutkittu intensiivisesti (s. 36), mutta maaperäeläinten kadmiumottoa ei ilmeisesti ole tutkittu Suomessa. Viimeaikaiset mikrobiologiset ja maaperäeläimistöön kohdistuvat tutkimukset ovat keskittyneet kangasmaille.

Ekosysteemin kokonaiskierron kannalta ylempänä listatut muutokset ovat usein ainemäärinä pieniä ja siten vähämerkityksisiä, lukuun ottamatta ehkä maavedestä mitattuja maksimipitoisuuksia sekä männyn neulasten ja versojen kadmiumkertymiä turvemaidella. Puuston biomassaositteiden perusteella (Finer 1989, Helmisaari ym. 2002) voidaan karkeasti arvioida maasta mäntypuustoon tuhkalannoituksen jälkeen kulkeutuneen kadmiummäärän suuruusluokka. Käytetyt puuston biomassaositteet ovat realistisia arvioita muutamien vuosien aikana karisevista neulasista ja oksista. Tässä ei oteta huomioon runkoihin, paksuihin oksiin ja kuoreen mahdollisesti kertyvää kadmiumia.

<i>Biomassa kg/ha</i>	<i>lisäys/vähennys mg/kg**</i>	<i>lisäys/vähennys mg/ha</i>
Neulaset: 2000-3000	0,03	60-90
Pienet oksat/versot: 2500*	0,1	250

* = 1/3 osa oksien biomassasta (Helmisaari ym. 2002), käytetty kuvaamaan lähinnä ohuita oksia ja versoja (oletus). Paksuimmissa oksissa kuoren/puun suhde muuttuu, mikä vaikuttaa kadmiumpitoisuuteen.

** = ero lannoitettu-kontrolli, tämä tutkimus sekä Moilanen & Issakainen 2003.

Kun summataan viisi ensimmäistä vuotta, lisäys virtaan on 1,8 g:n Cd/ha luokkaa, kun tuhkan mukana on lisätty kadmiumia metsämaahan 20–230 g/ha. Lisätyn kadmiumannoksen ja neulasten kadmiumpitoisuuden välillä ei näytä olevan korrelaatiota (Moilanen & Issakainen 2003), mikä osaltaan viittaa kadmiumin liukenemiseen maaperän omista varannoista. Vertailun vuoksi mainittakoon, että samana ajanjaksona ilmasta on laskeutunut 1,8 g Cd/ha ja valuma-alueelta on saattanut poistua 'normaalimäärä' 0,3 g Cd/ha purojen kautta (Ukonmaanaho ym. 2001). On korostettava, että laskelma kuvaa paikallista biologista kiertoa, ei huuhtoutumista ekosysteemistä.

Keskipitkällä aikavälillä, 5 - 20 vuotta

Noin 8-20 vuotta lannoituksesta on todettu alentuneita kadmiumpitoisuuksia sienissä, marjoissa, ehkä myös männyn neulasissa (alempana). Maaperässä mikrobiyhteisön rakenne on edelleen erilainen kuin vertailualueilla (Perkiömäki & Fritze 2002).

<i>Biomassa kg/ha</i>	<i>lisäys/vähennys mg/kg</i>	<i>lisäys/vähennys mg/ha</i>
Neulaset: 5000	- 0,04	- 140
Pienet oksat/versot: 4500	- 0,15	- 525

Kun summataan 12 vuoden kadmiumvirta maasta puustoon, näennäinen vähennys on 6,3 g Cd/ha. Mutta puuston neulasmassan kasvu turvemaan lannoituskohteilla luultavasti kompensoi pienempää neulaspitoisuutta (ohenemisilmiö, Moilanen & Issakainen 2003). Kun lannoitetun puuston neulasmassa kasvaa kaksinkertaiseksi kontrolliin verrattuna, kuljetetun kadmiumin ainemäärässä ei ole enää eroa ja tästä eteenpäin kadmiumvirta puustoon kasvaa, vaikka neulasista mitatut kadmiumpitoisuudet laskisivat.

Turvemailla männyn tilavuuskasvu on 7-8 vuoden jälkeen lannoituksesta kaksinkertainen ja mm. pituuskasvu 50 % suurempi viiden vuoden jälkeen (Moilanen & Issakainen 2003). Siten on mahdollista, että kadmiumvirta turvemaiden puustoon pysyy lannoitetuilla alueilla koko ajan suurempana kuin vertailualueilla. Pienempi kadmiumpitoisuus lannoitusaloilla saattaa tietysti olla hyväksi neulasia syövien eliöiden kannalta.

Pitkällä aikavälillä

Noin 20–50 vuotta lannoituksesta sienten kadmiumpitoisuudet eivät ilmeisesti ainakaan ole nousseet (Moilanen & Issakainen 2000). Hieskoivun, pajun ja vaivaiskoivun lehtien kadmiumpitoisuudet ovat sen sijaan kohonneet selvästi yli vertailutason 20 vuoden jälkeen (Moilanen & Issakainen 2003). Varsinkin koivu-mänty sekametsässä lisäys kadmiumvirtaan saattaa näillä lähtöoletuksilla olla huomattava, mutta ekstrapolointi on hyvin epävarmalla pohjalla muun muassa siksi, että

- männyn osalta puuttuu neulasanalyysijä 20 vuoden jälkeen ja ohenemisilmiö on kvantifioimatta
- koivun osalta ohenemisilmiö on kvantifioimatta ja lehtien kadmiumpitoisuus saattaa vaihdella puun aseman mukaan (alikasvos–valtapuu)
- vertailukohteena oli kitukasvuinen metsikkö.

Yli 100 vuotta tuhkallevityksestä

Tutkimusaineistoa ei ole olemassa. Metsikköä on jo ilmeisesti päätehakattu aikaisemmin. Tämä aiheuttaa todennäköisesti äkillisiä muutoksia maaperän kemiassa (vrt. luku 5.5). Vanhan kalkituskokeen perusteella neutraloiva vaikutus kivennäismaan syvemmissä kerroksissa lakkaa 100 vuoden jälkeen, mutta pintamaassa tilanne voi olla toinen (Olle Westlin, tiedonanto). On dokumentoitu, että kalkin ja tuhkan neutraloiva vaikutus ulottuu yli 50 vuoden (Bramryd & Fransman 1985, Saarsalmi ym. 2001, Moilanen & Issakainen 2003). Tuhkalla vaikutus saattaa toisaalta olla lyhytkestoisempi kuin kalkilla (Steenari ym. 1998).

Esitetyt laskelmat perustuvat yleisiin biomassatietoihin. Aikasarjat ovat aukkoisia ja lukuisia oletuksia on tehty. Tarkoituksena on lähinnä osoittaa, että käsitykseen kadmiumin täydellisestä ei-biosaatavuudessa tulee suhtautua varauksellisesti. Toistaiseksi on vaikea eritellä johtuvatko havaitut muutokset tuhkan vai kasvualustan kadmiumvarannon aktivoitumisesta. Niin kauan kun ei ole luotettavia pitkäaikaistutkimuksia, on syytä varautua siihen, että kadmiumin biosaatavuus lisääntyy 50 vuotta tuhkalannoituksen jälkeen. Seikka, että sienet eivät vanhoilla kokeilla kerää kadmiumia, mutta puut ja pensaat keräävät, on huomionarvoinen lisätutkimuksia ajatellen.

5.4.2 Biohaitallisuus

Perusteellisten maaperämikrobiologisten tutkimusten pohjalta näyttää siltä, että maaperän mikrobisto on vastustuskykyinen korkeille kadmiumpitoisuuksille. Puutuhkalla on suojaava vaikutus kun kadmiumia lisätään erittäin suurina pitoisuuksina (Fritze & Perkiömäki 1999). Lukuisissa kivennäismaan kokeissa mikrobiaktiivisuus (hengitys, kasvunopeus) lisääntyi ja mikrobiyhteisön rakenne muuttui (Fritze & Perkiömäki 1999, 2002, Perkiömäki & Fritze 2002, Perkiömäki 2004). Myös turvemaalla muutokset ovat olleet samansuuntaisia (Moilanen ym. 2002).

Änkyrämadot ovat pohjoisen havumetsien maaperän avainlajeja. Puutuhkan on joissakin tutkimuksissa todettu vähentävän änkyrämatojen runsautta tai biomassaa (Huhta ym. 1986, Haimi ym. 2000), myös suometsissä (Hotanen 1986). Tuhkallevitys saattaa myös aiheuttaa änkyrämatojen siirtymistä syvemmälle maan sisälle (Lundkvist 1998). Vaikutukset ovat yleensä ohimeneviä ja kaiken kaikkiaan änkyrämadot näyttävät sietävän stressitekijöitä, kuten tuhka ja kuivuus, myös kun nämä vaikuttavat yhdessä (Liiri ym. 2002). Tuhkan ja änkyrämatojen yhteisvaikutus voi toisaalta vaikuttaa heikentävästi moniin puuntaimien kasvuparametreista (Liiri ym. 2001).

Myös muiden maaperäeläinryhmien kohdalla tuhkalannoituksen vaikutus voi eri kokeissa olla positiivinen, negatiivinen tai olematon (Perkiömäki 2004). Konteksti (s. 32) ratkaisee yhteisö- tai lajitason reaktiot eri kokeissa. Niin maaperäeläinten kuin mikrobiston (PFLA-analyysit) kohdalla tuhka vaikuttaa selvästi lajistoon; toiset voittavat, toiset häviävät. Yleinen arvio on, että biodiversiteettivaikutukset eivät ole kovin vakavia mikäli maaperän ja kasvillisuuden keskeiset prosessit eivät häiriinny. Maaperän ravintoketjuissa saattaa olla paljon ”päällekkäisyyttä” (*functional redundancy*), niinpä yksittäiset lajit eivät välttämättä ole korvaamattomia (Setälä 2002). Lajistomuutoksia voitaisiin ehkä käyttää kriteereinä tuhka-annosten optimoinnissa; esim. lierobiomassan huomattava kasvu ja Oribatidi-punkkien häviäminen viittavat suuriin muutoksiin, jonka pitkäaikaisvaikutuksia ei tunneta.

Sienijuurten biomassassa saattaa vähentyä (Strömmer ym. 2003) tai lisääntyä (esim. Ohtonen & Tuohenmaa 1999). Kuten kalkituskokeissa on todettu, nopea pH:n muutos voit lyhyellä aikavälillä aiheuttaa mykorritsojen taantumista, jolloin puuntaimien typen saanti häiriintyy voimakkaasti (Strömmer ym. 2003). Mikrokosmos- ym. kokeissa tuhka vaikuttaa usein taimien kasvuun tai juuri/verso -suhteeseen, mutta luonnossa haittavaikutuksia ei ole todettu (Kaunisto 1987).

Suurina pitoisuuksina kadmium vaikuttaa putkilokasvien fotosynteesiin ja mm. entsyymeihin. Hiekkamaassa 2-10 mg/kg kadmiumpitoisuus aiheutti kasvun häiriintymistä eräillä kasveilla (Kim ym. 2003). Monet kasvit, kuten haapa ja paju, kuljettavat kadmiumia ja sinkkiä suurina pitoisuuksina ja lievenvät sopeutuneita siihen. Mm. Sitka-kuusi näyttäisi toisaalta olevan melko herkkä (Kim ym. 2003). Yleisistä tiedoista ei voi arvioida puutuhkan sisältämän kadmiumin haitallisuutta kasveille, sillä tuhkan kadmium on vaikealiukoisessa muodossa ja tuhkan pH:n, kalkin ym. alkuaineiden vuorovaikutuksilla on todennäköisesti huomattava suojavaikutus.

Suurin riski liittyynee kadmiumin mahdolliseen rikastumiseen ravintoketjuissa. Ihmiselle, muille nisäkkäille ja mm. kaloille kadmium on varsin toksinen ja mutageeninen aine (Pasanen ym. 2001, Voigt 2004).

5.5 Mihin tuhkalannoitusta voi verrata?

5.5.1 Metsäpalot

Metsäpalot jättävät metsämaahan koostumukseltaan samanlaista tuhkaa kuin tuhkalannoitus, mutta pienempinä määrinä. Voidaan olettaa, että luonto on sopeutunut kulon aiheuttamiin maaperämuutoksiin, joihin kuuluu todennäköisesti sinkin ja kadmiumin liikkuvuuden lisääntyminen ja huuhtoutuminen ns. suolavaikutuksen ja nitraattipulssin yhteydessä (Ring 1998, Levula ym. 2000, Tulonen ym. 1999). Kun tarkastellaan laajempia alueita, on vaikea määrittää, kuinka usein metsät paloivat luontaisesti (Johnson ym. 1998), ja ihmisen rooli metsäpalojen alkuunpanijana historiallisena aikana on ollut ratkaiseva (Wallenius ym. 2004).

5.5.2 Puun korjuu ja maanmuokkaus

Pohjoisamerikkalaisessa lehtimetsässä kokopuun korjuu *koko* valuma-alueella aiheutti puroveden kadmiumkuljetuksen 3-4 kertaistumista, ilmeisesti maaveden ionivahvuuden ja happamuuden äkkinäisistä muutoksista johtuen (Scott ym. 2001). Vaikutus kesti ainakin yli kolme vuotta. Kadmiumin poistuma puroveden mukana oli tuolloin 1/5 kokonais-laskeumasta kun se oli 1/9 ennen hakkuuta. Etelä- ja Keski-Suomen metsäisillä valuma-alueilla vastaava suhdeluku on noin 1/5 (Ukonmaanaho ym. 2001). Tasapainoton tuonti/vientisuhde (input/output) kielii ilman saasteiden laaja-alaisesta vaikutuksesta. Sen johdosta maaperän raskasmetallivarannot ovat kasvaneet suuriksi verrattuna esihistorialliseen aikaan. Lyijyllä pitoisuudet ovat kohonnet jopa 500–1000 kertaisiksi (Renberg ym. 2000). Ilmeisesti kuparin ja lyijyn liikkuvuus lisääntyy hakkuualueilla (Berthelsen & Steinnes 1995). Metyylielohopeaa huuhtoutuu huomattavia määriä hakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen (Porvari 2003). Turvemailla metyylielohopean tuotanto on korkea, mutta vanhoilta ojitusalueilta ei ole todettu ojittamattomia suurempaa metyylielohopean kuormitusta (Saukkonen & Kenttämies 1995, Porvari 2003).

Kymmenen vuotta maanmuokkauksen jälkeen todettiin kohonneita, alumiini-, mangaani- ja elohopeapitoisuuksia mustikan lehdissä. Muokkaus ei vaikuttanut kadmium-, kupari- ja rautapitoisuuksiin (Leinonen 1989). Maanmuokkaus sekoittaa happaman pintahumuksen ja mineraalimaan keskenään. Siksi raskasmetallien liikkuvuus saattaa vähetä pintakerroksessa, mutta raskasmetallivarannot lisääntyä niiden metallien osalta, joiden pitoisuudet kasvavat mentäessä alaspäin maaprofiilissa — kadmium, elohopea ja lyijy eivät kuulu niihin.

Hakkuiden yhteydessä syntyviä raskasmetallivirtoja ei voida pitää täysin luonnollisena ilmiönä kahdesta syystä: raskasmetallivarannot eivät ole luonnollisella tasolla ja nykyisen metsänhoidon aiheuttama häiriöfrekvenssi ja intensiteetti eivät ole sama kuin luontainen häiriödynamiikkaa (palot, myrskyt, tulvat). Paikallisesti hakkuu poistaa metsästä raskasmetalleja, jolloin tuhkan kierrätykseen sisältyy mahdollisuus tasata kuormituksen pitkäaikaisvaikutusta.

5.5.3 Typpilannoitus, PK-lannoitus

Typpilannoituksen jälkeen on todettu kadmium- ja alumiinipitoisuuksien kohoamista maavedessä 50 cm syvyydellä (Högbom ym. 2000). Vaikutus ei kuitenkaan ulottunut purovesiin asti (Högbom & Nohrstedt 2001). Perinteisen lannoituksen vaikutuksia raskasmetallien huuhtoutumiseen ei ole tutkittu yhtä paljon kuin ravinteiden huuhtoutumista.

Vanhoissa kokeissa NPK-, PK- ja P-lannoitus lisäsivät neulasten kadmiumpitoisuutta (Bramryd & Fransman 1995). PK-lannoitus lisäsi elohopean liikkuvuutta maakolumneissa enemmän kuin simuloitu suuri sadanta tai hapan sadanta (Matilainen ym. 2001). Myös kalkitus lisäänee raskasmetallien huuhtoutumista (Bramryd & Fransman 1991, Egnell ym. 1998). Parkman & Munthe (1998) eivät pienellä tuhkalisäyksellä todenneet kohonneita metyy-

lielohopean pitoisuuksia puroissa. Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) liikkuvuus säätelee metyylielohopean ja myös monen raskasmetallin kuljetusta vesistöihin. Nimettömän ja Tavilammen ahvenissa tai vesisiirroissa ei myöskään todettu kohonneita kokonaiselohopean pitoisuuksia tuhkalannoituksen jälkeen (Tulonen ym. 2003).

5.5.4 Maantieteelliset erot

Luontaiset erot maa- ja kallioperässä aiheuttavat suurta vaihtelua luonnon ekosysteemien raskasmetallitasoissa. Eliöihin kohdistuu näin ollen vaihtelevan suuruinen raskasmetallistressi esiintymisalueidensa sisällä. Tähän vaikuttaa myös kasvillisuus ja seudullinen happamoitumistilanne. Esimerkiksi Etelä-Hämeessä, jossa tutkimusalueemme sijaitsee, purojen sedimenteissä on selvästi enemmän kadmiumia kuin muualla Suomessa (Lahermo ym. 1996). Tämä geologinen ero heijastuu maaperään ja eliöihin siten, että kaikki raskasmetallipitoisuudet (As, Cr, Cd, Hg, Ni, Zn, V), lukuun ottamatta lyijyä, olivat keskimäärin 20 % korkeampia Lammilla verrattuna Riihimäen eteläosiin, jotka ovat olleet ilman kautta enemmän kuormittuneita (Pihlström ym. 2003). Toisaalta Evolla tilanne ei välttämättä ole samanlainen kuin Lammin kunnan rehevissä eteläosissa.

Loppupäätelmänä voidaan todeta, että monet muut metsätalouden toimenpiteet vaikuttavat lyhyellä aikavälillä suuremmassa määrin raskasmetallien liikkuvuuteen ja huuhtoutumiseen kuin tuhkalannoitus. Merkittävää on kuitenkin se, että tuhkalannoitus lisää kadmiumin kokonaisvarantoa, toisin kuin muut metsänhoitotoimenpiteet. Toisaalta puunkorjuun mukana kasvupaikalta poistuu myös raskasmetalleja. Tuhkan myötä kohonnut kadmiumvaranto on ajan myötä alttiina muille metsätalouden toimenpiteille lukuun ottamatta PK-lannoitusta, jota se korvaa. Turvemailla tulisi lisäksi huomioida mahdolliset muutokset vesitaloudessa ja siihen liittyen orgaanisen aineen (DOC) käyttäytyminen.

6 LÄHTÖKOHTIA EKOLOGISESTI KESTÄVÄLLE TUHKALANNOITUKSELLE

(a) Tuhkalannoituksen ympäristövaikutusten arvioinnissa tulee ottaa huomioon sekä muutokset raskasmetallien liikkuvuudessa (ekosysteemin virrat) että muutokset raskasmetallikertymissä (ekosysteemin varannot).

(b) Globaalisti ihminen on lisännyt biosfäärin kadmiumtasoa kaivamalla fossiilisia polttoaineita, lannoitteita ja metalleja maankuoresta (*virrat*). Tästä syystä metsä- ja peltomaahan on varastoitunut suuria määriä kadmiumia (*varannot*). Kadmium kulkeutuu maaekosysteemistä esimerkiksi happamoitumisen myötä vesistöihin ja edelleen mereen (*virrat*).

(c) Puutuhkan metsäkäyttö aiheuttaa muutoksia kadmiumvarannoissa. Ne ovat kuitenkin vähemmän vakavia kuin kohdassa (b), koska tuhkan raskasmetallit ovat pääosin peräisin metsistä ja välillisesti sellaisista päästöistä ilmaan, joista metsänhoitosektori ei ole vastuussa. Tuhkalannoitus muuttaa metsien sisäisiä ainevirtoja, jotka voivat olla mittakaavaltaan paikallisia, seudullisia (kohta i) tai tuontipuun osalta myös valtakunnallisia.

(d) Kadmium ja sinkki ovat maassa suhteellisen liikkuvia raskasmetalleja (Bergkvist ym. 1989). Tästä syystä pienet ja ohimenevät muutokset kadmiumvirroissa eivät ole kovin vakavia, koska eliöt ovat todennäköisesti sopeutuneet niihin. Samasta syystä kadmiumvarannot eivät saisi kasvaa pitkällä aikavälillä, sillä luonnonmekanismien mukaan varannon liukoisuus lisääntyy, kun esimerkiksi kasvualustan pH laskee. Kadmiumin vapautumisesta tuhkasta pitkällä aikavälillä ei ole varmaa tietoa – viitteitä on sekä raskasmetallien vaikealiukoisuudesta, että kadmiumin liukoisuuden lisääntymisestä 20–50 vuotta tuhkalannituksen jälkeen.

(e) Happamoituneilla alueilla, esim. Etelä-Ruotsissa, puutuhkan järjestelmällinen palauttaminen kivennäismaille katsotaan olevan kiireellistä, koska neutraloinnin kautta siinä vähennetään mm. kadmiumin ja alumiinin vuotoa metsämaasta ja kohennetaan vesistöjen tilaa. Samalla palautetaan kokopuun korjuun ja biomassan energiakäytön kuluttamia metsämaan ravinnevarantoja. Suomessa ei ole todettu vastaavaa happamoitumista, ennusteet ovat tässä suhteessa positiivisia (Syri ym. 2004), ja metsiin jätetään toistaiseksi enemmän hakkuutähteitä. Ekologisesti arvioiden ei ole tarvetta lannoittaa kivennäismaita, mutta pitkällä aikavälillä metsämaan ravinnetaseet täytyy säilyttää riittävinä tilanteessa, jossa ilmastonmuutos (Kuusisto ym. 1996) ja ilmaperäinen typpikyllästys (Forssius ym. 1997) tulevat vaikuttamaan yhä voimakkaammin valuma-alueilla.

(f) Perussääntönä tulee olla, ettei vastaanottavan ekosysteemiin kadmiumvaranto lisäänty pitkällä aikavälillä. Yhden puunkierron aikana lisäyksen on oltava kutakuinkin tasapainossa poistuman kanssa. Tätä arviointia varten tarvitaan tarkempia ja luotettavia tietoa puun eri osien kadmiumpitoisuuksista eri ilmastovyöhykkeillä ja eri kasvupaikoilla. Kyseisellä kriteerillä kadmiumlisäykselle muotoutuisi puulajin ja metsätyyppin mukainen raja-

arvo ja siitä johdetulla tuhka-annostuksella voitaisiin hallita muidenkin haitta-aineiden kertymistä lannoitettuihin metsiin. Koska tuhka joissakin tapauksissa sisältää korkeita lyijy- ja nikkelpitoisuuksia sekä orgaanisia ympäristömyrkkyjä (esim. PAH), niiden kertymiä tulee seurata samaa periaatetta noudattaen: pitkällä aikavälillä ei saisi tapahtua nettolisäystä. Myös nitraattitypen huuhtoutumiseen liittyvä riski tulisi selvittää (Strömmer ym. 2003).

(g) Kun otetaan huomioon se, että maaperäeliöstö herkkää kadmiumin vaikutuksille, voidaan ensimmäisessä tuhkallevityksessä harkita kertoimien käyttöä määriteltäessä kadmiumannoksen suuruutta suhteessa biomassapoistumaan (esim. 1,2-1,3 x poistuma).

(h) Ojitetuilla turvemailla tuhkallevityksen puuntuotannollinen hyöty on suurin. Fosforin huuhtoutumisriski on projektin eri tutkimuksissa todettu pieneksi. Pitkäaikaisriskiä, etenkin karuilla kasvupaikoilla, ei kuitenkaan tunneta (Tulonen ym. 2003, Piirainen & Domisch 2004). Tulevaisuudessa on mahdollista, että lannoitettu suometsä ennallistetaan tai ennallistuu, esimerkiksi kun kunnostusojitus jätetään tekemättä. Tuhkan käyttö suometsissä edellyttää, että osoitetaan suometsien kykenevän, samassa määrin kuin kivennäismaat, pidättämään ja 'puskuroimaan' mahdollista kadmiumin liikkuvuuden lisääntymistä ajan myötä tai ulkoisten muutosten seurauksena.

(i) Suometsien tämän hetkinen lannoitustarve on keskittynyt seudullisesti. Vaikutukset saattavat kumuloitua, jos laajalle valuma-alueelle syntyy paljon lannoituskohteita. Kerrannaisvaikutuksia saattaa syntyä myös silloin, kun alue on hirven, jäniksen tai petolintujen keskeistä elinpiiriä. Vesistövaikutusten arvioinnissa käytetään usein käsitellyn pinta-alan osuutta koko valuma-alueen pinta-alasta (Tulonen ym. 2003), jonka perusteella voidaan määritellä suosituksia käytännön metsätaloudelle.

Asiaan vaikuttaa myös tuhka-kohteiden lähialueiden maankäyttö: intensiivinen metsien hakkuu ja maanmuokkaus lähialueilla lisäävät alueen kokonaiskuormitusta, häiriintymättömät metsät, ns. joutomaat, suojavyöhykkeet ja suojelualueet puskuvoivat vaikutuksia ja kuormitusta. Kokonaisvaikutus on ekosysteemien kannalta tärkeämpi kuin se, mistä toiminnoista kokonaisvaikutus muodostuu. On mahdollista, että maksimaalinen tuhkan metsäkäyttö ja maksimaalinen seudullinen keskittäminen suometsiin ei vielä aiheuttamaan em. suuralueiden kumuloivia vaikutuksia. Kysymyksen ratkaisemiseksi tarvittaisiin yksityiskohtaisia seudullisia tarkasteluja.

(k) Taustatilanteen (kohta b) huomioon ottaen ihmisen kadmiumsaannissa ei nykytietämyksen valossa ole paljon liikkumavaaraa terveyshaittojen lisääntymisen kannalta. Eniten väestön kadmiumsaantiin vaikuttavat selvästi mm. kasvinviljelytuotteet ja tupakka (Pasanen ym. 2001). Metsästäjiin ja keräilijöihin laajamittaisella tuhkalannoituksella saattaisi olla vaikutusta, jos sienien ja hillan kadmiumpitoisuus nousee (ei ole toistaiseksi todettu vanhoilla tuhkakokeilla). Vaikutus on oletettavasti pieni, sillä ahkeran sienestäjän kadmium- ja elohopeasaanti vaihtelee tällä hetkellä suuresti sen mukaan, mitä lajeja hän suosii.

Tuhkalannoituksen riskit pitkällä aikavälillä koskevat lähinnä kadmiumin, ehkä muidenkin haitta-aineiden, kertymistä luonnon ravintoketjuissa. Muutokset riippuvat ennen kaikkea tuhkan käyttäytymisestä maassa pitkällä aikavälillä. Jos suuria määriä kadmiumia liukenee maaveteen tai liikkuu liuenneen orgaaniseen aineeseen (DOC) mukana, riskit ulottuvat vesistöihin ja toisiin ravintoketjuihin. Tässä tapauksessa ratkaiseva tekijä tulee olemaan vesistöjen ja pintamaan/turpeen välissä olevien maakerrosten ja suoja-vyöhykkeiden pidätyskyky. Suometsien osalta asiaa tulisi selvittää tarkemmin (kohta h).

(l) Tuhkan palauttaminen metsään on ekologisin perustein suotavaa, varsinkin kun otetaan huomioon reaaliset vaihtoehdot talousmetsissä. Potentiaalisesti myönteisiä vaikutuksia on paljon: metsänkasvu ja ravinnevarat, mikrobiaktiivisuuden tehostuminen, metsämaan happamoitumisen ehkäiseminen, happamoituneiden järvien pH:n nousu, fosfori hitaasti liukenevassa muodossa.

Haitta-aineiden osalta täytyy, riittävän tiedon puuttuessa, kuitenkin noudattaa varovaisuusperiaatetta: vastaanottavan ekosysteemiin varannot eivät saisi lisääntyä pitkällä aikavälillä. Tämän periaatteen noudattaminen ei kuitenkaan poista niitä riskejä, jotka liittyvät mahdollisiin nopeisiin muutoksiin esim. kadmiumliukoisuudessa. On järkevämpää ja turvallisempaa sovittaa tuote ekosysteemin vaatimuksia vastaavaksi kuin päinvastoin. Tuotteen kehittäminen saattaisi olla hyödyllistä, mm. kaliumin vapautumisen optimoimiseksi, ulkoisten haitta-aineiden eliminoimiseksi jne. Eri puolilla Eurooppaa kehitellään tekniikkaa kadmiumin erottamiseksi pieneksi poistettavaksi fraktioksi, josta seurannee erotetun kadmiumin osalta kuitenkin uusi loppusijoitusongelma.

7 YHTEENVETO

Tuhkalannoituksen jälkeen pintamaan tai pintaturpeen pH nousi keskimäärin 1.5 yksikköä, päättyen viiden vuoden jälkeen pH-tasolle 6.0 - 6.5. Kokonaispitoisuudet humuksessa tai pintaturpeessa nousivat kangasmailla 13 ja turvemailed 31 alkuaineen osalta (44 tutkitusta) lannoituksen jälkeen. Ammoniumasetattiuton avulla määritetyt kalsiumin ja magnesiumin vaihtuvat pitoisuudet nousivat 4-5 -kertaisiksi, kaliumin noin kaksinkertaiseksi lannoitetuilla näytealoilla.

Raskasmetalleista kadmiumin vaihtuvat pitoisuudet nousivat eniten ollen viiden vuoden jälkeen 2-5 kertaa korkeammalla tasolla lannoitetuilla aloilla. Turvemailed myös sinkki-, alumiini- ja rautapitoisuudet nousivat selvästi. Kangasmailla ainoastaan kadmium-pitoisuudet nousivat selvästi, vaihtuvat lyijypitoisuudet päinvastoin laskivat. Raskas-metallipitoisuuksien nousu oli monessa tapauksessa suurempi ja jatkuvampi 1997–2002 ravinteikkailla verrattuna karuimpiin turvemailed näytealoihin. Käytetty ammoniumasetattiuton kuvaa ilmeisesti raskasmetallien potentiaalista liikkuvuutta pidemmällä aikavälillä.

Monissa kasveissa todettiin lievästi kohonneita kadmiumpitoisuuksia. Mustikan lehdissä ja koivun oksissa erot kontrolliin olivat tilastollisesti merkitseviä. Eri kasvien välillä erot kadmiumin taustapitoisuudessa sekä myös pitoisuuden muutoksissa lannoituksen tai sääolosuhteiden seurauksena olivat suuria. Kasveihin ja sieniin lyhyellä aikavälillä kulkeutunut kadmium on todennäköisesti peräisin maan/turpeen omasta varannosta, jonka tasapainotilaan tuhka vaikuttaa äkillisesti ja voimakkaasti (neutralointi, ionivahvuudet ym.).

Tämän ja muiden tutkimusten perusteella kadmiumin biosaatavuus lisääntyy, useimmiten ohimenevästi, ensimmäisen viiden vuoden jaksolla tuhka-levityksen jälkeen. Lievästi kohonneita kadmiumpitoisuuksia on todettu kasveissa, sienissä, eläimissä, maavedessä ja huuhtoumissa. Kuitenkin monet muut metsätalouden toimenpiteet vaikuttavat lyhyellä aikavälillä samassa tai suuremmassa määrin raskasmetallien liikkuvuuteen ja huuhtoutumiseen. Merkittävää on, että tuhkalannoitus lisää kadmiumin kokonaisvarantoa, toisin kuin muut metsänhoitotoimenpiteet – paitsi puunkorjuu.

Pitkällä aikavälillä tuhkan sisältämän kadmiumin biosaatavuudessa voi tapahtua muutoksia, mistä on olemassa viitteitä yli 20 vuotta vanhoilla kokeilla. Riittävän kattavat ja luotettavat pitkäaikaistutkimukset kuitenkin puuttuvat. Kadmium ja sinkki ovat ekosysteemikierroissa liikkuvimpia raskasmetalleja. Siksi perussääntönä tulisi olla, etteivät metsänhoitotoimenpiteet lisääisi ekosysteemin kadmiumin tai muiden haitta-aineiden varantoa pitkällä aikavälillä. Lisätietoja tarvitaan suometsien raskasmetallien pidätys- ja puskueroitokyvystä, lannoituskohteiden seudullisesta keskittymisestä ja ennen kaikkea kadmiumin todellisista vaikutuksista eliöihin.

KIRJALLISUUS

- Arvidsson H., Lundkvist H.** 2002. Needle chemistry in young Norway spruce stands after application of crushed wood ash. *Plant and Soil* 238, 159-174.
- Arvidsson H., Lundkvist H.** 2003. Effects of crushed wood ash on soil chemistry in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 176, 121 - 132.
- Bergkvist, B. Folkesson, L. Bergren, D.** 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni in temperate forest ecosystems. A literature review. *Water Air Soil Pollution*. 47 (3-4): 217-286.
- Berthelsen, B., Steinnes E.** 1995. Accumulation patterns of heavy metals in soil profiles as affected by forest clear-cutting. *Geoderma* 66 (1-2): 1-14 APR 1995
- Bramryd T., Fransman B.** 1985. Utvärdering an äldre gödslings- och kalkningsförsök med torv- och vedaska i Finland och Sverige. SNV PM 1991.
- Bramryd T., Fransman B.** 1995. Silvicultural use of wood ashes - effects on the N nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris, L*) forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1039-1044.
- Egnell, G., Nohrstedt, H-Ö., Weslien, J., Westling, O., Örlander, G.** 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. – Skogsstyrelsen. Rapport 1/ 1998.
- Eriksson, H.** 1998. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 43-55.
- Eriksson, J.** 1993. Karakterisering av vedaska. Rapport från Vattenfall Research. 1992/48.
- Eriksson, J.** 1998. Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: Studies in a column experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 23-32
- Finer, L.** 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire. *Acta Forestalia Fennica* 208.
- Forssius, M., Johannsson, M., Posch, M., Holmberg, M., Kämäri, J., Lepistö, J., Roos, J., Syri, S, & Starr, M.** 1997. Modelling the effects of climate change, acidic deposition and forest harvesting on the biogeochemistry of a boreal forested in Finland. – *Boreal environment research* 2: 129-143.
- Fritze, H., Perkiömäki, J.** 1999. Puuntuhkan vaikutus humuskerroksen mikrobistoon kangasmaalla. *Metsätalon raportti* 82.
- Fritze H., Perkimäki J., Saarela U., Katainen R., Tikka P., Yrjala K., Karp, M., Haimi, J., Romantschuk, M.** 2000. Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. *FEMS Microbiology Ecology* 32 (1): 43-51.

- Haimi J., Fritze, H., Moilanen, P.** 2000. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management* 129 (1-3): 53-61.
- Helmisaari, H.S, Makkonen, K., Kellomäki, S., Valtonen, E., Mälkönen, E.** 2002. Below- and above-ground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 165 (1-3): 317-326 JUL 15 2002
- Holmberg, S.** 2003. Sawdust combustion residues from a converted Wanderrost boiler. Earth Sciences Centre Göteborg University A82 2003.
- Hotanen, J-P.** 1986. Tuhka- ja NPK-lannoituksen lyhyen aikavälin vaikutuksista änkirimatoihin kahdella vanhalla ojitusalueella Itä-Suomessa. *Suo* 37(2) :35-43.
- Högbom, L, Nohrstedt, H-Ö.** 2000. Effect of re-application of nitrogen fertilizer on forest soil-water chemistry, with special reference to cadmium. *Skogforsk Report* 2/2000. 16 p.
- Högbom, L, Nohrstedt, H-Ö., Nordlund, S.** 2001. Nitrogen fertilization effects on stream water cadmium concentration. *Journal of Environmental Quality* 30 (1): 189-193.
- Huhta, V., Hyvönen, R., Koskenniemi, A., Vilkamaa, P., Kaasalainen, P., Sulander, M.** 1986. Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests. *Acta Forestalia Fennica* 195, 1-30.
- Integrated monitoring programme in Finland. First national report. – Ministry of Environment. Report 1 1995. 138 p
- Ivask, A., Virta, M, Kahru, A.** 2002. Construction and use of specific luminescent recombinant bacterial sensors for the assessment of bioavailable fraction of cadmium, zinc, mercury and chromium in the soil. *Soil Biology & Biochemistry* 34 (10): 1439-1447.
- Jacobson, S.** 1998. Återföring av aska på skoglig fastmark – effekter på trädens koncentration av tungmetaller. *Dskogforsk Arbetsrapport* Nr.396 :1-15.
- Johnson, E.A, Miyanishi, K, Weir, J.M.H.** 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9 (4): 603-610.
- Kaunisto, S.** 1987. Lannoituksen ja muokkauksen vaikutus männyn ja rauduskoivun istutustaimien kasvuun suonpohjilla. *Folia Forestalia* 681, 23 p.
- Kaunisto, S., Paavilainen, E.** 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 145, 39 p.
- Kepanen, A.** 2001. Kadmiumin liukoisuus puuntuhkalla lannoitetussa metsämaassa. *Ympäristönsuojelutieteen Pro Gradu. Helsingin yliopisto.* 73 s.
- Kim, C-G., Bell, J.N.B., Power, S.A.** 2003. Effect of soil cadmium on *Pinus sylvestris* L. seedlings. *Plant and Soil* 257: 443-449.
- Kuusisto, E., Kauppi, L. & Heikinheimo, P.** (toim.) 1996: Ilmastonmuutos ja Suomi. Yliopistopaino. Helsinki 1996. 265 s.

- Korpilahti, A.** 2003. Tuhkan esikäsittely metsäkäyttöä varten. Metsätehon raportti 143, 28.2.2003.
- Korpilahti, A.** 2004. Puu- ja turvetuhkan analysointi ja analyysituloksia. Metsätehon raportti 172, 16.4.2004.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T., Salminen, R.** 1996. Geochemical Atlas of Finland. Part 3. Environmental Geochemistry, Stream Waters and Sediments. Geological Survey of Finland. Espoo. 150 s.
- Larsson, P-E, & Westling, O.** 1998. Leaching of wood ash and lime products. Scandinavian Journal of Forest Research Supplement 2, 17-22
- Leinonen, K.** 1989. The influence of soil preparation on the level of aluminium, manganese, iron, copper, zinc, cadmium and mercury in *Vaccinium myrtillus*. Chemosphere 18: 1581-1587.
- Levula T., Saarsalmi, A., Rantavaara, A.** 2000. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ¹³⁷Cs concentrations in lingon-berries (*Vaccinium vitis-idaea*). Forest Ecology and Management 126, 269-279.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T., Fritze, H.** 2001. Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on birch growth and microbial activity, composition and biomass in soil with or without wood ash. Biology and Fertility of soils 34 (3): 185-195.
- Liiri, M., Haimi, J., Setälä, H.** 2002. Community composition of soil microarthropods of acid forest soil as affected by increase in soil pH due to wood ash application. Pedobiologia 46, 108-124.
- Lodenius, M. & Autio, S.** 1987. Elohopea ja kadmium maaperässä- sitoutuminen, vapautuminen ja kulkeutuminen. Ympäristö ja Terveys 1/1987 :31-36.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E.** 2002a. Cadmium in forest mushrooms after application of wood ash. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 68, 211-216.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E., Henttonen, H.** 2002b. Effect of ash application on cadmium concentration in small mammals. J. Environ. Qual. 31:188-192.
- Lundkvist, H.** 1998. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. Scandinavian Journal of Forest Research Supplement 2, 86-95.
- Mahmood, S., Finlay, R.D., Wallander, H., Erland, S.** 2002. Ectomycorrhizal colonisation of roots and ash granules in a spruce forest treated with granulated wood ash. Forest ecology and management 160 (1-3): 65-74 May 2002.
- Matilainen, T., Verta, M., Korhonen, H., Uusi-Rauva, A., Niemi, M.** 2001. Behavior of mercury in soil profiles: Impact of increased precipitation, acidity, and fertilization on mercury methylation. Water Air and Soil Pollution 125 (1-4): 105-119.
- Moilanen, M., Issakainen, J.** 2000. Tuhkalannoituksen metsävaikutukset. Metsätehon raportti 93.

- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hokkanen, T.** 2002. Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *Forest Ecology and Management* 171, 321-338.
- Moilanen, M., Issakainen, J.** 2003. Puu- ja turvetuhkien vaikutus maaperään, metsäkasvillisuuden alkuainepitoisuuksiin ja puuston kasvuun. *Metsätehon raportti* 162.
- Nieminen, M.** 2003. Ravinteiden ja raskasmetallien vapautuminen tuhkalannoitteista. *Metsätehon raportti* 155.
- Nihlgård, B.** 1997. Vedaskors näringsvärden - en test av analysmetoder. (Ramprogrammet askåterföring till skogsmark). *Lunds Universitet*. 27s
- Nilsson, T.** 2001. Wood ash application - effects on elemental turnover in a cut-over peatland and uptake in vegetation. PhD-thesis. Department of Forest Soils, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Niskavaara, H.** 1995. A comprehensive scheme of analysis for soils, sediments, humus and plant samples using ICP-AES. *Geological Survey of Finland, Special paper* 20, 167-175.
- Nuorteva, P., Autio, S., Lehtonen, J., Lepistö, A., Ojala, S., Seppänen, A., Tulisalo, E., Veide, P., Viipuri, J. & Willamo, R.** 1986: Levels of iron, aluminium, zinc, cadmium and mercury in plants growing in the surroundings of an acidified and a non-acidified lake in Espoo, Finland. – *Annales Botanici Fennici*. Vol 23(4): 325-340.
- Ohtonen, R., Tuohenmaa, H.** 1999. Tuhkalannoituksen vaikutus männyn ektomykorritsa symbioosiin kangasmaalla. *Metsätehon raportti* 84, 18 p.
- Paavilainen, E. & Päivänen, J.** 1995: Peatland forestry. Ecology and principles. – *Ecological studies* 111. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. 248 s
- Parkman, H., Munthe, J.** 1998. Wood ash and dolomite treatments of catchment areas: effects on mercury in run-off-water. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 33-42.
- Pasanen, J., Louekari, K. & Malm, J.** 2001: Cadmium in woodash used as fertilizer in forestry: risks to the environment and Human health. Ministry of Agriculture and Forestry Publications 5/2001, 80 pages. ISBN 952-453-043-0.
- Perkiömäki, J., Fritze, H.** 2002: Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology & Biochemistry* 34 (9): 1343-1353.
- Perkiömäki, J., Kiikkila, O., Moilanen, M., Issakainen, J., Tervahauta, A., Fritze, H.** 2003: Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries, and needles. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (12): 2443-2451.
- Perkiömäki, J.** 2004: Wood ash use in coniferous forest, a soil microbiological study into the potential risk of cadmium release. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 917. 2004
- Pihlström, M., Rummukainen, P., Mäkinen, A.** 2000. Tuhkalannoitusprojektin kasvillisuus- ja maaperätutkimukset Evolla 1997-1999. *Metsätehon raportti* 89.

- Pihlström, M., Hirvi, J-P., Koivisto, K., Kaarnama, E.** 2003. Raskasmetallit Riihimäen seudun metsäluonnossa, osa 2: Kertyminen metsäekosysteemin eri osiin. —Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos /SYKE, tutkimuslaboratorio. Riihimäki, 116 s.
- Piirainen, S., Domisch, M.** 2004. Tuhkalannoituksen vaikutus pohja- ja valumavesien laatuun ja ainehuuhtoumiin ojitetuilla soilla. Metsätehon raportti 168.
- Porvari, P.** 2003. Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. Doctoral thesis. Helsinki, Finnish Environment Institute. Monographs of the Boreal Environment Research ; 23. ISBN 952-11-1396-0, ISSN 1239-1875.
- Renberg, I., Brännvall, M., Bindler, R. & Emteryd, O.** 2000. Atmospheric lead pollution history during four millenia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio* Vol.26 No. 3. May 2000
- Ring, E.** 1998. Effekter av granulerad trädaska på markvattenkemin i tre försök i barrskog på fastmark. Skogforsk Arbetsrapport Nr.406.
- Ring E., Lövgren L., Nohrstedt H.O., Jansson G.** 1999. Ash fertilization in a clear-cut and in a Scots pine stand in Central Sweden . Effects on soil-water and soil chemistry coupled to laboratory leachings of six ash products. Skogforsk - The Forestry Research Institute of Sweden Report No. 2, 51 p.
- Ruuhijärvi, R., Lindholm, T. & Vasander, H.** 1985. Mustikkatyyppin metsän ravinnetalouden ja kasvillisuuden rakenteen kehitys kulotuksen jälkeen. Loppuraportti. – Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos 75s.
- Rühling, Å.** 1996. Upptag av tungmetaller i swamp och bär samt förändring i florans sammansättning efter tillförsel av aska till skogsmark. Ramprogram askåterföring, R 1996:49, Stockholm, 42 p.
- Rummukainen, P., Pihlström, M. & Mäkinen, A.** 2004: Puutuhkalannoituksen lyhytaikaiset vaikutukset kasvilajistoon. Metsätehon raportti 171, 2.4.2004.
- Saarsalmi, A., Mälkönen, E.** 2001. Forest fertilization research in Finland: a literature review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 514-535.
- Saukkonen, S. Kenttämies, K. (toim.)** 1995. Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen Ympäristö Nr. 2. Helsinki 1995.
- Scott, A.N., Likens, G., Eaton, S. & Siccamo, T.** 2001. Trace metal loss following whole-tree harvest of a northeastern deciduous forest, U.S.A. *Biogeochemistry*, 54: 197-217.
- Setälä, H.** 2002. Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in belowground food webs. *Ecological Research* 17 (2): 207-215.
- Silfverberg, K., Issakainen, J.** 1991. Tuhkalannoituksen vaikutukset metsämarjoihin. *Folia Forestalia* 769, 23 p.
- Silfverberg, K.** 1996. Nutrient status and development of tree stands and vegetation on ash-fertilized drained peatlands in Finland. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 588.

- Silfverberg, K.** 1998. The leaching of nutrients from ash- and PK-fertilised peat. *Suo* 49(4): 115-123.
- Steenari, B., Marsic, N., Karsson, L., Tomsic, A., Linsdqvist, O.** 1998. Long-term leaching of stabilized wood ash. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 3-16.
- Stevenson, F.J., & Cole, M.A.** 1999. *Cycles of soil*. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons inc. New York. 427 s.
- Strömmer, R., Jokinen, H. & Holma, A.** 2003. Tuhka- ja typpilannoitus varttuneessa OMT-kuusikossa. Sienijuuret ja typen mobilisaatio. *Metsätalon raportti* 160.
- Syri, S., Fronzek, S., Karvosenoja, N. & Forsius, M.** 2004. Sulphur and nitrogen oxides emissions in Europe and deposition in Finland during the 21st century. *Boreal Env. Res.* 9: 185–198.
- Tamminen, P. & Starr, M.** 1990. A survey of soil properties related to soil acidification in southern Finland. In: – Kauppi & al (eds.) 1990: Acidification in Finland. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 1990. 1237 pp.
- Tulonen, T. , Ollila, S. & Arvola, L.** 1999. Tuhkalannoituksen vesistövaikutukset. Loppuraportti. *Lammin biologinen aseman julkaisuja*. 25s. Helsingin yliopisto
- Tulonen, T., Arvola, L., Pihlström, M., Mäkinen, A., Rummukainen, P. Rask, M.** 2003. Tuhkalannoituksen vaikutus metsäjärvisssä. *Metsätalon raportti* 146.
- Ukonmaanaho, L, Starr, M., Mannio, J., Ruoho-Airola, T.** 2001. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. *Environmental Pollution* 114 (1): 63-75 2001
- Vuorinen, V.** 1984. Kasvillisuus ja ravinteet eteläsuomalaisessa mustikkatyypin metsässä (Lammin Evo). Pro Gradu. – Helsingin yliopisto. Kasvitieteen laitos 91s.
- Wallenius T., Kuuluvainen T. & Vanha-Majamaa, I.** 2004. Fire occurrence in relation to site type and vegetation: a fire history of a wildfire area in eastern Fennoscandia, *Can. J. For. Res.* 34
- Voigt, H-R.** 2004. Concentrations of mercury (Hg) and cadmium (Cd), and the condition of some coastal Baltic fishes. Department of Biological and Environmental Sciences. University of Helsinki (1-22).
- Zhan, G., Erich, M.S., Ohno T.** 1996. Release of trace elements from wood ash by nitric acid. *Water, Air, and Soil Pollution* 88, 297-311.