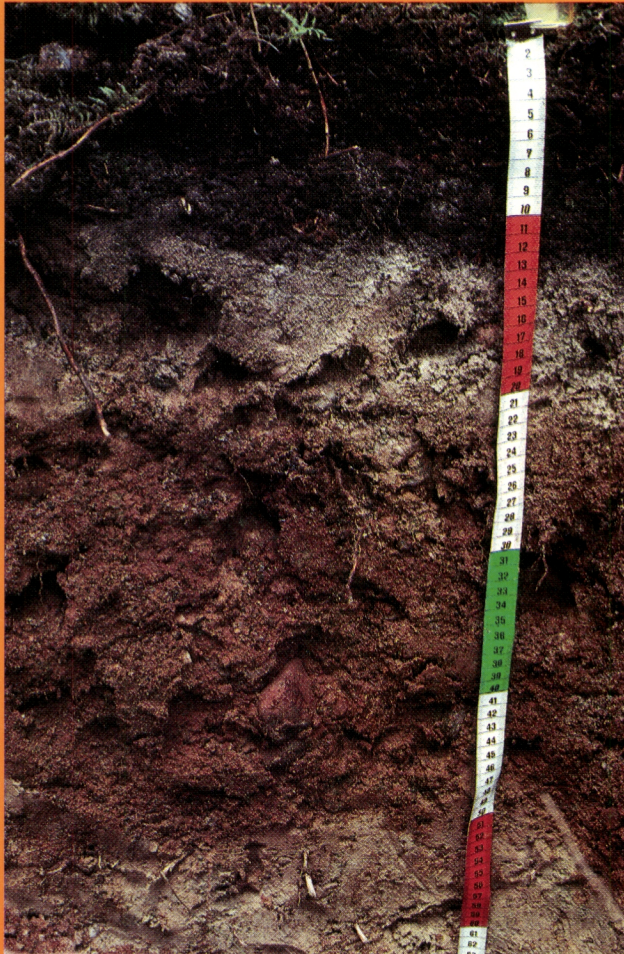


METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA

210

MAANTUTKIMUSOSASTO



PEKKA TAMMINEN JA EINO MÄLKÖNEN

KANGASMAIDEN HERKKYYS HAPPAMOITUMISELLE

VANTAA 1986

Kansikuva: Podsolimaannos
Valok. Erkki Oksanen

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 210
Maantutkimusosasto

Pekka Tamminen ja Eino Mälkönen

KANGASMAIDEN HERKKYYS HAPPAMOITUMISELLE

Vantaa 1986

ISBN 951-40-0898-7

ISSN 0358-4283

Helsinki 1986. Valtion painatuskeskus

SISÄLLYS

1.	JOHDANTO.....	5
11.	Maan happamoituminen.....	5
12.	Hypoteeseja happaman laskeuman vaikutuksista metsämaahan.....	8
13.	Maan puskurikykyyn vaikuttavia tekijöitä.....	10
2.	ERILAISTEN KASVUPAIKKOJEN HERKKYYS HAPPAMOITUMISELLE...	13
21.	Metsämaan happamoitumisherkkyyden arviointi.....	13
22.	Humuksen määrä metsätyypeittäin.....	14
23.	Kivennäismaan raekoostumus metsätyypeittäin.....	15
24.	Emäskationien määrä metsätyypeittäin.....	16
25.	Hapon neutralointikyky metsämailla.....	17
3.	HAPPAMOITUMISELLE HERKÄT ALUEET.....	22
	KIRJALLISUUTTA.....	24

ALKUSANAT

Tämä artikkeli liittyy esitarkasteluna Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusprojektiin "Ilman epäpuhtauksien vaikutus metsiin". Kasvupaikkojen alueellista tarkastelua varten metsänarvioimisen tutkimusosasto luovutti ystävällisesti käytettäväksemme valtakunnan metsien inventoinnin (VMI7) metsätyyppi-tiedoston. Maanäytteistä tehtyihin määrityksiin saatiin rahoitusta Happamoitusprojektista.

Käsikirjoituksen ovat lukeneet professorit Kullervo Kuusela ja Eero Paavilainen sekä tohtorit Pekka Kauppi ja Erkki Lipas. Tekstinkäsittelyn ovat hoitaneet Pirkko Rättö ja Hillevi Sinkko. Kiitämme kaikkia työn eri vaiheisiin osallistuneita saamastamme avusta.

Vantaalla, tammikuussa 1986

Tekijät

1. JOHDANTO

11. Maan happamoituminen

Metsämaa on jatkuvien muutosten alainen, vaikka se onkin yksi metsäekosysteemin pysyvimmistä osista. Näkyvien maannoshorisonttien muodostuminen rapautumisen seurauksena voi kestää satoja tai jopa tuhansia vuosia. Toisaalta maan monet biologiset ominaisuudet saattavat muuttua huomattavasti jo muutamassa kuukaudessa tai vuodessa. Maan biologinen aktiivisuus määräytyy pääosin maan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien perusteella, joten ne ovat pohjimmaltaan merkityksellisimpiä ja vaikeimmin korjattavia. Suuresta puskurikyvystä johtuen metsämaiden kemialliset ominaisuudet pysyvät kuitenkin yleensä suhteellisen vakaina.

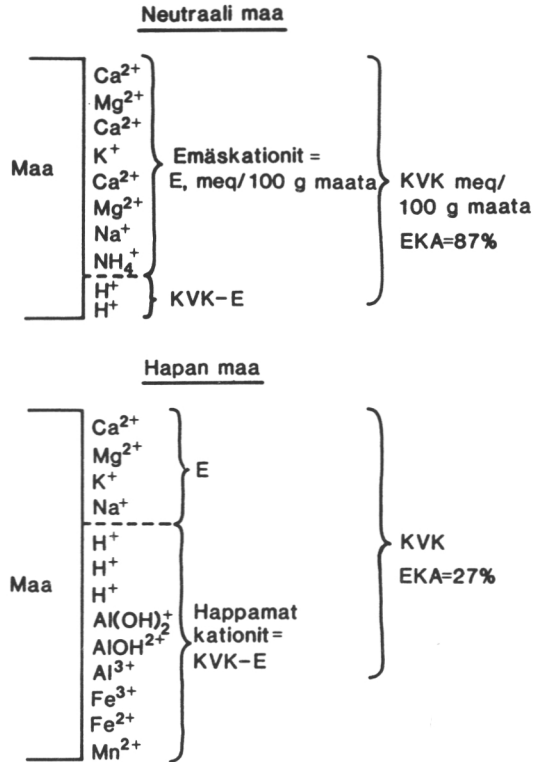
Viileässä ja humidisessa ilmastossa luontaiset maannostumisprosessit johtavat podsolimaannoksen kehittymiseen. Hyvin kehittyneelle podsolimaannokselle on luonteenomaista: kangashumuskerros, hapan reaktio, pääravinteiden niukkuus sekä tuhkanharmaana erottuva huuhtoutumiskerros (A-horisontti) ja ruskeahko rikastumiskerros (B-horisontti). Huuhtoutumiskerroksesta on poistunut erityisesti alumiini- ja rautayhdisteitä. Valuveden mukana näitä metalleja samoin kuin orgaanisia yhdisteitä on siirtynyt alaspäin ja saostunut rikastumiskerrokseen. Maannoskerrosten näin kehittyessä maa samalla happamoituu, mikä ilmenee pH:n laskuna ja emäskationien vähenemisenä.

Maan luontaiseen happamoitumiseen vaikuttaa useita eri tekijöitä. Ilmakehästä sadeveteen liukeneva hiilidioksidi voi laskea sadeveden pH:n noin 5,6:een, jota pidetään "puhtaan" sadeveden happamuusasteena. Myös eliötoiminta tuottaa maahan hiilidioksidia, joka muuttuu osittain hiilihapoksi. Happamassa metsämaassa hiilidioksidista aiheutuva happamoittava vaikutus on kuitenkin varsin vähäinen.

Tärkeänä tekijänä podsolimaannoksen kehittymisessä ovat kasvijätteen hajoitustoiminnassa syntyvät orgaaniset hapot. Varsinkin havupuiden ja varpujen karikkeiden hajoituksessa muodostuvat fenolihapot ovat kestäviä. Nykyisin vallitseekin melko yksimielinen käsitys siitä, että podsolisaation aiheuttavat orgaaniset yhdisteet, jotka voivat muodostaa liukoisia yhdisteitä alumiinin ja raudan kanssa (Petersen 1980).

Maannoksen kehittyminen on kivennäismaan pintakerroksessa etenevä rapautumistapahtuma, johon liittyvä happamoituminen etenee sitä mukaan kun emäskationeja huuhtoutuu ja niitä vapauttava rapautuva aines kuluu (Wiklander 1973/74). Maaperässämme on vähän kalkkikiveä, joka helposti rapautuvana on tehokas puskuri maan happamoitumista vastaan. Vaikka vallitsevina olevat silikaatit rapautuvatkin vaikeasti, vapautuu niistäkin emäskationeja, joita ioninvaihdon ansiosta kiinnittyy maahiukkasten pinnalle. Näiden emäskationien korvautuminen vetyioneilla on tärkeä puskuriominaisuus ja keskeinen ilmiö happamoitumiskehityksessä. Ioninvaihtoreaktiossa happolisäyksen kanssa ekvivalenttinen määrä emäskationeja siirtyy vaihtopaikoista maaveteen. Kationinvaihdon seurauksena maan emäskyllästysaste laskee, mikä happokuormituksen jatkuessa johtaa maan pH:n vähittäiseen alenemiseen (kuva 1). Kationinvaihtokapasiteetti korreloi positiivisesti pH:n kanssa, joten maan happamoituminen vähentää kationinvaihtokapasiteettia ja lisää kationien huuhtoutumista. Edellytyksenä huuhtoutumiselle on, että maassa on helposti liikkuvia anioneja (Johnson ja Cole 1980).

Happamuuden lisääntymisen myötä mineraalien kemiallisen rapautumisen intensiteetti kasvaa. Kationinvaihdon voimistuminen parantaa ensinnä kationiravinteiden saatavuutta, mutta lisää samalla niiden huuhtoutumista. Helppoliukoisimmat ja ravinnelähteinä arvokkaimmat mineraalit kuluvat siten voimakkaimmin, joten maan ravinteisuus heikkenee. Viron (1953) esittämän arvion mukaan emäskationien vuotuinen menetys huuhtoutumisessa on 1,0 keq/ha.



Kuva 1. Kationinvaihtokapasiteetti (KVK) ja emäskyllästyssaste (EKA).

Maassa on myös joukko erilaisia kompleksiyhdisteitä, jotka toimivat puskurisysteeminä. Happamassa kivennäismaassa tärkein happo-emäskompleksi on $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, joka toimii happona, ja $\text{Al}(\text{OH})_3$ vastaavasti emäksenä. Yleisen käsityksen mukaan maavedessä, jonka pH on yli 4, liukoinen alumiini on ennimmäkseen erilaisina Al-hydroksikomplekseina, mutta pH:n las-
kiessa alle 4:n se esiintyy pääosin kationina Al^{3+} . Samalla maavedessä olevan Al^{3+} :n konsentraation arvioidaan muodostuvan tärkeäksi kasvillisuuden koostumusta ja kehitystä sääteleväksi tekijäksi (Ulrich 1983). Koska alumiinia esiintyy maassa lukuisina yhdisteinä, on ilmeistä, ettei alumiinin mobilisaation riippuvuus lisääntyvästä vetyionikuormituksesta ole kuitenkaan aivan yksinkertainen.

Maannostumisen ohella maan happamuuteen vaikuttavat mm. puulajikoostumus ja metsikön kehitysvaihe sekä erilaiset metsien hoidon toimenpiteet, kuten kulotus ja puunkorjuu. Näistä kulotus (samoin kuin metsäpalo) vähentää maan happamuutta muutamana vuosikymmenen ajaksi (Viro 1969). Sen sijaan havupuut lehtipuihin verrattuna (Mikola 1985) ja käytännön menetelmäksi tulossa oleva kokopuun korjuu (Andersson 1983) edistävät maan happamoitumiskehitystä. Erityisesti viilleästä ja humidisesta ilmastosta, maa-aineksen mineraalikoostumuksesta ja kasvillisuuden laadusta johtuen metsämaamme ovat luonnostaan varsin happamia.

Biologisten ilmiöiden seurauksena maan happamuudessa ilmenee kasvukauden aikaista rytmiikkaa sekä ilmastollisista tekijöistä, kuten kuivuudesta, märkyydestä, lämpötilasta jne, aiheutuvaa vuotuista vaihtelua. Näin ollen erityisesti happamasta laskeumasta maassa aiheutuvien muutosten toteaminen on varsin vaikeaa.

12. Hypoteeseja happaman laskeuman vaikutuksista metsämaan

Happaman laskeuman (H_2SO_4 , HNO_3 , $(NH_4)_2SO_4$) pääasialliset aineosat, rikki ja typpi, ovat puiden kasvulle välttämättömiä ravinteita. Kasveille käyttökelpoisen tyyppien puute rajoittaa yleisesti kangasmetsien kasvua. Kasvillisuus ottaakin tehokkaasti sadeveden mukana tulevaa tyyppiä, joten sitä huuhtoutuu niukasti metsämaan pintakerroksesta (Bringmark 1980, Katainen ja Valtonen 1985). Sen sijaan rikin puutetta ei ole havaittu esiintyneen metsämailla ja liiallisesta sulfaattista maassa aiheutuvia haittavaikutuksia tunnetaan vielä heikosti. Happaman laskeuman anioneilla on joka tapauksessa suuri merkitys maan happamoitumiskehityksessä, koska ne vaikuttavat huuhtoutumiseen.

Maannoksen yläosassa (A-horisontti) pääosa maassa olevasta rikistä on sitoutunut orgaaniseen aineeseen amino- ja humus-

happoina sekä fenoleina, ja B-horisontissa rikkiä esiintyy ensisijaisesti sulfaattina (Bergseth 1978). Orgaanisesti sidottua rikkiä vapautuu mikrobien hajotustoiminnan tuloksena ja rikin mineralisaation lopputuotteina syntyy sulfaattia ja vetyioneja. Sulfaatin on monesti havaittu kulkeutuvan helposti maaprofiilissa, jolloin se edistää huuhtoutumista. Hydratoituneilla seskvioksidoilla, joita esiintyy suuremmassa määrin podsoli-profiilin B-horisontissa on kuitenkin kyky sitoa sulfaattia (Farrell ym. 1984, Nömmik ym. 1984).

Happaman laskeuman vaikutuksista metsämaahan on useimmiten esitetty seuraavia hypoteeseja (Morrison 1984):

- 1) Nopeuttaa maan luontaista happamoitumista ja edistää siten maanpodsoloitumista.
- 2) Lisää vaihtuvien ravinteiden huuhtoutumista tai muuttaa ravinteita vaikeasti saataviksi.
- 3) Happamuuden lisääntyessä vapautuu alumiinia ja raskasmetalleja, jotka vaurioittavat juuria sekä vaikeuttavat kasvien ravinteiden ja veden ottoa.
- 4) Lisääntynyt typpilaskeuma kyllästää metsämaita typpellä, josta aiheutuu kasvuhäiriöitä (Nihlgård 1985).
- 5) Maan monet mikrobiologiset prosessit hidastuvat sekä puiden ja mykoritsoja muodostavien sienten symbioosi häiriytyy.

Kaikille näille hypoteeseille on löydettävissä joitain perusteluja ja monet oletetuista haittavaikutuksista saattavat myös esiintyä samanaikaisesti, koska ne ovat yhteydessä toisiinsa. Miten herkästi erilaiset haittavaikutukset voivat ilmetä metsämaassa riippuu happaman kuormituksen määrän lisäksi luonnollisesti maan ominaisuuksista. Suomessa vallitsevaa tilannetta ja mahdollisten muutosten luonnetta arvioitaessa huomio kiinnittyy lähinnä kolmeen ensiksi mainittuun ilmiöön.

13. Maan puskurikykyyn vaikuttavia tekijöitä

Maan puskurikykyyn kannalta ovat keskeisiä tunnuksia:

- kationinvaihtokapasiteetti, joka määräytyy ensisijassa maan savespitoisuuden ja orgaanisen aineen määrän mukaan sekä
- emäskyllästysaste, josta maan pH antaa viitteitä.

Maan happamuuden muuttuminen on ensi vaiheessa seurausta vetyionien vaihtumisesta emäskationien tilalle maahiukkasten vaihtopaikoilla. Nämä vaihtoreaktiot asettuvat kuitenkin vallitsevien olojen mukaan tiettyyn tasapainotilaan, jossa osa happokuormituksen tuomista vetyioneista jää sitoutumatta maahan ja kulkeutuu valuvesissä vesistöihin. Vetyionien vaihtumisastetta säätelee lähinnä maan emäskyllästysaste ja siten myös pH. Vaihtoreaktio hidastuu pH:n laskiessa ja toisaalta maavedessä olevien emäskationien määrän kasvaessa.

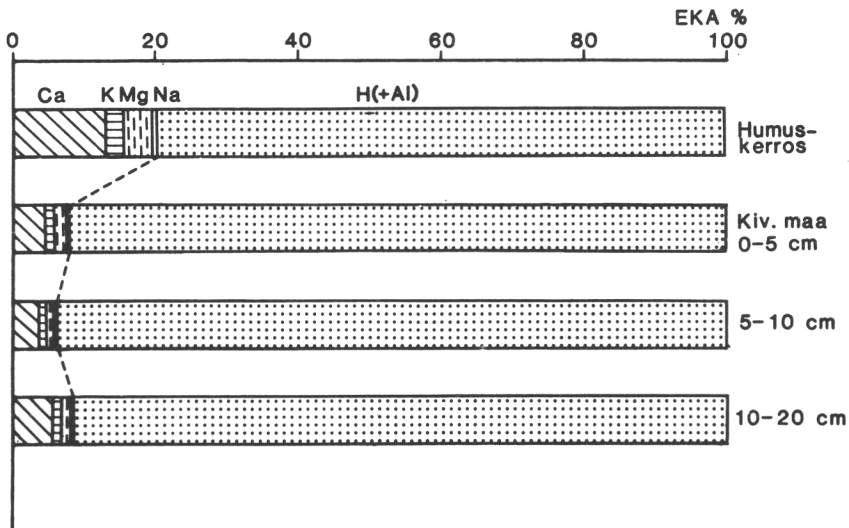
Bergsethin (1978) mukaan maan orgaaninen aine on voimakaimmin puskuroitunut pH:n ollessa yli 4, mutta sitä alemmilla pH-arvoilla karboksyyli-ryhmät ovat pääosin dissosioitumattomia eivätkä sentähden toimi yhtä tehokkaina puskureina. Toisaalta humusta ja savesta sisältävä kivennäismaa voi osoittaa voimakasta puskuroitumista noin pH 4:ssä, johtuen saveksen suuresta alumiinimäärästä, joka voi siirtyä liuokseen. Näin ollen maa voi tulla voimakkaammin happamaksi Al^{3+} -ionin kuin H^+ -ionin suhteen.

Jos maalla on alhainen kationinvaihtokapasiteetti ja pH lähellä neutraalia, niin happokuormitus todennäköisesti laskee pH:ta nopeasti. Maa, jolla on korkea kationinvaihtokapasiteetti, on voimakkaasti puskuroitunut pH:n muutoksia tai ravinteiden huuhtoutumista vastaan. Happamassa maassa, jonka pH on likimain sama kuin sadeveden, pH voi pysyä suhteellisen vakaana, mutta happokuormituksen seurauksena huuhtoutuu emäskationeja ja vapautuu Al^{3+} -ioneja.

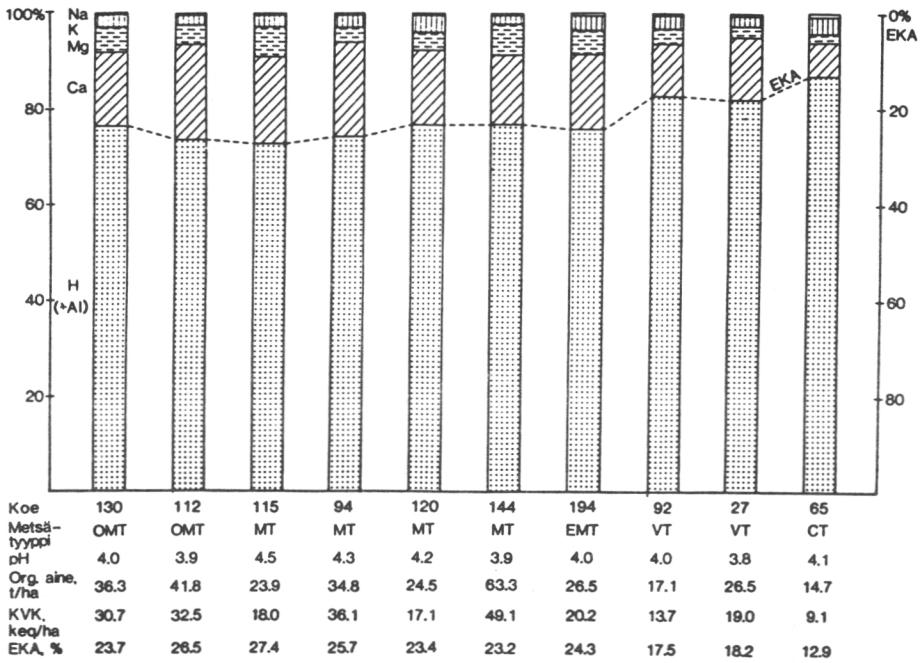
Maan kationinvaihtokapasiteetti on yleensä pienin hiekka-

maissa, joissa myös orgaanisen aineen määrä on vähäinen. Veden kulkeutumisen kannalta maan rakenne ja erityisesti pohjamaa on merkityksellinen. Hiekkamaassa vesi valuu nopeasti suurikokoisia huokosia pitkin. Tiiviit maakerrokset hidastavat valumista, jolloin neutraloitumista voi tapahtua pitempään (Bache 1980).

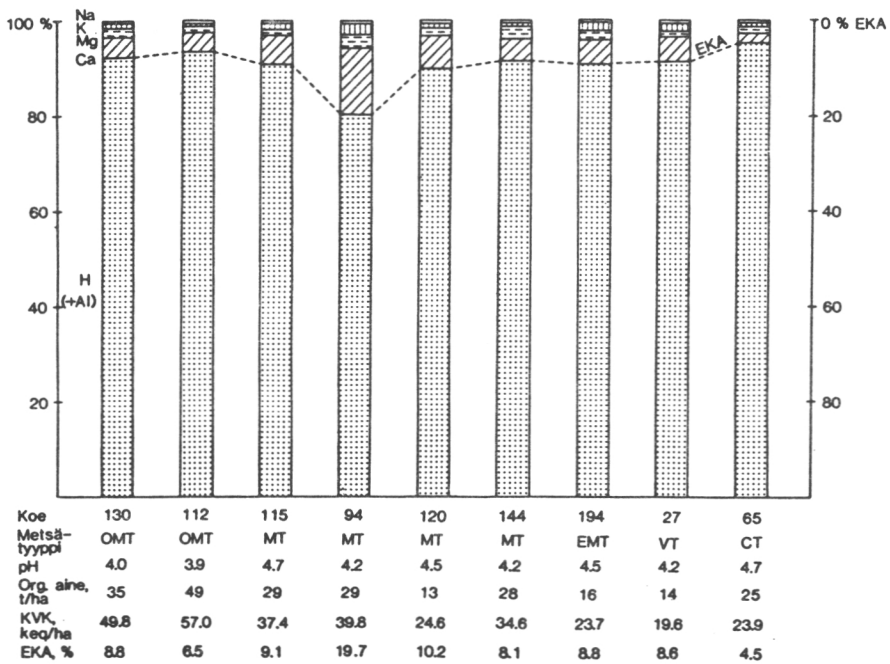
Metsämaidemme puskurikyvystä antavat viitteitä kuvissa 2 ja 3 olevat esimerkit (Derome ym. 1985). Humuskerroksen emäskyllästysaste on huomattavasti korkeampi kuin kivennäismaan pintaosan, jossa podsoloituminen on edennyt pitkälle. Kun maan ravinnevarat ovat vähäisiä, voi happamasta laskeumasta aiheutuva lieväkin huuhtoutumisen lisääntyminen olla merkityksellinen maan puuntuotoskyvylle.



Kuva 2. Emäskyllästysasteen jakautuminen maaprofiilissa Deromen ym. (1985) mukaan.



Kuva 3a. Esimerkkejä kationinvaihtokapasiteetin jakaustumisesta humuskerroksessa (Derome ym. 1985).



Kuva 3b. Esimerkkejä kationinvaihtokapasiteetin jakautumisesta kivennäismaassa (0-5 cm).

2. ERILAISTEN KASVUPAIKKOJEN HERKKYYS HAPPAMOITUMISELLE

21. Metsämaan happamoitumisherkkyyden arviointi

Metsämaiden herkkyydestä happaman laskeuman haittavaikutuksille vallitsee huomattavia mielipide-eroja eri koulukuntien välillä. On arvioitu, että viljavat maat, joilla on korkea pH, ovat happaman kuormituksen alaisena alttiina suurelle pH:n laskulle ja siten herkkiä happamoitumiselle. Sen sijaan jo luontaisesti voimakkaasti happamassa maassa pH voi laskea vain vähän. Toisaalta vähäinenkin lasku karujen maiden alhaisessa pH:ssa tai emäskyllästysasteessa voi tehdä ne sopimattomiksi vaatimattomillekin lajeille. Bache (1980) on päättellyt, että korkean pH:n maassa pienellä happamuuden lisääntymisellä ei ole suurta biologista merkitystä ja toisaalta vahvasti happaman maan edelleen happamoituminen on epätodennäköistä, koska ioninvaihto on rajoittunutta ja vetyionit kulkeutuvat valuvvedessä maakerrosten läpi. Kuitenkin herkkyyden suhteen jäisi tällöin välialue: lievästi happamat ja heikosti puskuroituneet maat, joissa suhteellisen pieni happamoituminen voi johtaa merkitykselliseen tuotoksen alenemiseen.

Luotettavia mittauksia metsämaiden happamoitumisesta viime vuosikymmenten ajalta on erittäin niukasti. Noin 50 vuoden takaisiin pH-mittauksiin verraten Etelä-Ruotsissa (Tönnersjöheden) on todettu maan happamuuden lisääntyneen 0,3-0,7 pH-yksikköä (Nilsson 1985). pH:n lasku ilmeni koko podsoli-profiilissa C-horisontin yläosa mukaanlukien. Pohjois-Ruotsissa (Kulbäckliden) pH:n lasku oli sen sijaan rajoittunut maannoksen yläosaan.

Alueellisessa tarkastelussa kasvupaikkojen herkkyyttä happamoitumiselle on pyritty kuvaamaan mm. kalkkipitoisuuden ja hienomaan osuuden avulla, sillä kationinvaihtokapasiteetista ja emäskyllästysasteesta on yleensä niukasti havaintoja. pH-muutosten herkkyyttä on myös arvioitu hapon neutralointi-

kykyä, kalkitustarvetta tai sade- ja maaveden kalkkipotentiaalia ilmaisevien indeksien avulla (Nilsson 1985, Räisänen ja Lahermo 1985).

Metsämaistamme tehdyissä viljavuustutkimuksissa kationinvaihtokapasiteettia ja emäskyllästysastetta ei ole määritetty rutiininomaisesti. Yksityiskohtaisen tiedon puuttuessa maan happamoitumisalttiutta on arvioitava toisaalta maan orgaanisen aineen määrän ja raakoostumuksen sekä toisaalta pH:n ja tärkeimpien emäskationien (Ca^{2+} , K^+ ja Mg^{2+}) määrän perusteella. Seuraavassa tarkastellaan Etelä-Suomesta kootun maanäyteaineiston (941 koealaa) avulla em. tunnuksia happamoitumisen kannalta. Kultakin koealalta otettiin 16 humusnäytettä läpimitaltaan 58 mm:n sylinterillä ja 4 kivennäismaanäytettä 0-30 cm:n kerroksesta lapiolla. Määritykset tehtiin Metsäntutkimuslaitoksella käytettävien tavanomaisiin menetelmin (Halonen ym. 1983).

22. Humuksen määrä metsätyypeittäin

Tarkasteltavana olevan aineiston mukaan lehdossa ja OMT:llä humuskerros oli keskimäärin ohut tai saattoi joskus puuttua kokonaan, mutta kivennäismaakerros sisälsi orgaanista ainetta runsaasti (taulukko 1). Kivennäismaan orgaanisen aineen määräksi saatiin Viron (1969) esittämiin tuloksiin nähden jonkin verran suurempia arvoja, mutta metsätyyppien keskinäiset suhteet ovat samankaltaisia. CT:llä oli keskimäärin vain 69 % lehtojen orgaanisen aineen määrästä. Humuskerroksessa oli orgaanisesta aineesta lehdossa 5 %, OMT:llä 15 %, MT:llä ja VT:llä 23 % ja CT:llä 22 %. Kivennäismaassa orgaaninen aine on laadultaan ja määrältään vakaampaa kuin humuskerroksessa, jonka orgaanisen aineen määrä ja koostumus riippuu mm. puustosta, pintakasvillisuudesta ja metsikön historiasta. Metsätyyppien sisäinen vaihtelu oli tässä aineistossa hyvin suuri sekä humuskerroksen että kivennäismaa orgaanisen aineen suhteen. Orgaanisen aineen määrän perusteella arvioiden katio-

Taulukko 1. Orgaanisen aineen määrä metsätyypeittäin (t/ha).

Maakerros	Metsätyyppi				
	Lehto	OMT	MT	VT	CT
Humuskerros	9	23	32	29	25
Kivennäismaa (0 - 30 cm)	160	128	104	93	89
Yhteensä	169	151	136	122	114
n, kpl	36	197	469	205	34

ninvaihtokapasiteetti olisi pienin kuivilla kankailla (Westman 1983), joten niiden sietokyky hapanta laskeumaa vastaan näyttäisi vähäisimmältä.

23. Kivennäismaan raakoostumus metsätyypeittäin

Viljavimmilla kasvupaikoilla oli keskimäärin eniten hienoja lajitteita, ja karuilla kasvupaikoilla maat olivat lajittuneimpia (taulukko 2). Vaihteluvälit olivat kuitenkin laajoja. Aineisto vahvisti Urvaksen ja Erviön (1974) johtopäätöksen, "että hienojakoisimmilla mailla ovat pääasiassa rehevimät tyytit ja karkeilla mailla karuimmat metsätyypit". Vaihtelevan topografian ja alueellisten ravinteisuuserojen vuoksi metsätyyppi ei määräydy kovin kiinteästi raakoostumuksen mukaan. Kationinvaihtokapasiteetti ja happamoitumisherkkyys näyttäisivät raakoostumuksenkin perusteella olevan kriittisimpiä kuivilla kankailla.

Taulukko 2. Kivennäismaan pintakerroksen (0 - 30 cm) raekoostumus metsätyypeittäin.

Tunnus	Metsätyyppi				
	Lehto	OMT	MT	VT	CT
Kivisyys, %	21	29	34	34	27
Keskiraekoko, mm (d_{50})	0,20	0,24	0,39	0,47	0,66
Lajittuneisuus ¹⁾	5,0	5,2	5,0	4,8	3,4
Alle 0,06 mm:n lajitteen osuus, %	49	39	29	24	14
Alle 0,06 mm laji- tetta, t/ha	1460	1090	790	670	420

1) Lajittuneisuus = $\sqrt{\frac{d_{75}}{d_{25}}}$: lajittuneilla mailla n. 1-3, moreenimailla n. 4-20.

24. Emäskationien määrä metsätyypeittäin

Humuspitoisuus ja raekoostumus kuvaavat epäsuorasti metsämaan kationinvaihtokapasiteettia. Koska happamoitumisen kannalta merkityksellistä emäskyllästysastetta ei määritetty, pyrittiin tilannetta arvioimaan vaihtuvien emäskationien (Ca^{2+} , K^+ ja Mg^{2+}) määrillä ja pH:lla.

Metsätyyppit erosivat maan keskimääräisten ravinnepitoisuuksien suhteen melko selvästi toisistaan, joskin vaihtelu oli hyvin suurta (taulukko 3). Eniten vaihtuvia emäskationeja oli lehdoissa ja lehtomaisilla kankailla ja vähiten kuivilla kankailla, kuten raekoostumus ja orgaanisen aineen määrä antoivat odottaa (Urvas ja Erviö 1974). pH-arvot noudattivat humuskerroksen osalta metsätyyppien muodostamaa viljavuusgradienttia, mutta kivennäismaan osalta ei ilmennyt samaa riippuvuutta. Happamuusero humuksen ja kivennäismaan välillä

Taulukko 3. Emäskationien määrä sekä pH metsätyypeittäin.

Tunnus		Metsätyyppi				
		Lehto	OMT	MT	VT	CT
Humus- kerros	Ca, keq/ha	2,7	6,0	5,6	4,4	2,8
	K -"-	0,3	0,6	0,8	0,7	0,6
	Mg -"-	0,6	1,2	1,2	0,8	0,5
	pH (H ₂ O)	4,65	4,42	4,07	3,91	3,95
Kiven- näismaa (0-30 cm)	Ca, keq/ha	50,8	28,9	11,0	8,2	3,8
	K -"-	3,6	2,2	1,3	1,0	0,9
	Mg -"-	20,1	10,4	3,0	1,8	1,1
	pH (H ₂ O)	4,42	4,40	4,42	4,57	4,60
Yhteensä	Ca, keq/ha	53,5	34,9	16,6	12,6	6,6
	K -"-	3,9	2,8	2,1	1,7	1,5
	Mg -"-	20,7	11,6	4,2	2,6	1,6

osoittaa, että lehdoissa humus- ja kivenäisaineksen välinen ero on pienin ja kanervatyypin kankailla suurin. Tulosten perusteella ei emäskyllästysasteesta voida kuitenkaan tehdä johtopäätöksiä em. riippuvuussuhteista huolimatta. Sen sijaan happamoitumisen kannalta tärkeän emäskationien vaihtoon perustuvan puskurikapasiteetin voidaan arvioida olevan selvästi pienin kuivilla kankailla.

25. Hapon neutralointikyky metsämailla

Voitaisiin olettaa, että karuimmilla kasvupaikoilla hapon neutralointikyky olisi heikoin niiden keskimääräistä pienempien humus- ja hienoainespitoisuuksien sekä emäskationien määrän vuoksi. Oletuksen testaamiseksi valittiin Etelä-Suomesta kerätystä aineistosta 60 männikkö- ja kuusikkoealaa eri metsätyypeiltä (taulukko 4).

Taulukko 4. Hapon neutralointikokeen aineisto.

Metsä- tyyppi	Puu- laji	n kpl	Humuskerros			Kivennäismaa		
			Paksuus, cm	Org. aine, %	pH NaCl	<0,06 mm, %	Org. aine, %	pH NaCl
OMT	Mänty	5	1,3	64,4	4,36	34,2	6,5	4,44
	Kuusi	10	2,1	74,0	4,33	35,4	5,6	4,54
MT	Mänty	10	2,7	72,0	4,04	26,8	4,9	4,52
	Kuusi	10	3,1	81,3	3,91	28,0	5,8	4,41
VT	Mänty	15	2,7	76,4	3,78	21,0	4,3	4,57
CT	Mänty	10	2,3	71,6	3,59	12,3	3,7	4,62

Koe tehtiin seuraavasti (Räisänen ja Lahermo 1985): 3 ml il-
makuivaa näytejauhetta sekoitettiin 30 ml:aan 0,01 M NaCl-
liuosta. Kustakin näytteestä tehtiin kaksi tällaista suspen-
siota. Toinen toimi kontrollina ja toiseen lisätiin 0,5 ml
0,175 N H₂SO₄-liuosta. Kontrolliliuoksen pH oli 5,5-5,7 ja
hapotetun 2,8. Koeputkia heilutettiin 24 h huoneenlämmössä,
minkä jälkeen suspension pH mitattiin. Hapon neutralointi-
kykyä kuvaava ANC-arvo laskettiin seuraavasti:

$$ANC = V_1 \cdot 10^{-pH_1} + N \cdot V_2 - (V_1 + V_2) \cdot 10^{-pH_2}, \text{ missä}$$

ANC = [H⁺]alkuper. + [H⁺] lisätty - [H⁺] lopull., meq ja

V₁ = uuttonesteen (NaCl) tilavuus, ml

V₂ = hapon (H₂SO₄) tilavuus, ml

pH₁ = näytteen pH uuttonesteessä

pH₂ = näytteen pH happolisäyksen jälkeen

N = hapon normalisuus

ANC laskettiin myös 100 g kohti ja edelleen hehtaaria kohti. Metsätyyppit erosivat toisistaan hapon neutralointikyvyn suhteen vain vähän (taulukko 5). Kivennäismaan puskurikyky oli ratkaiseva kokonaistuloksen kannalta. Humuskerroksen suu-
resta kationinvaihtokapasiteetista huolimatta sen puskurikyky oli absoluuttisesti vähäinen verrattuna kivennäismaahan. Syynä lienee ollut mm. kerrosten erilaiset lähtö-pH:t ja toisaalta kivennäismaakerroksen paksuus. ANC-arvot olivat keskimäärin humuksilla 9,1 ja kivennäismailla 6,6 meq/100 g.

ANC-arvojen riippuvuuksia tarkasteltiin regressioanalyysillä. Ravinteiden ja ANC-arvojen laatuna oli tällöin meq/l. Humusnäytteiden ANC-arvot selittyivät lähes täysin pH-arvojen perusteella (yhtälö 1). Ainoastaan kanervatyyppiä (CT) kuvaava valemuuttuja (0 tai 1) tuli lisäksi mukaan. Se kuvasi ehkä pääasiassa sellaisia humuksen ominaisuuksia, joita ei ollut analyysissä mukana. CT-valemuuttuja korreloi parhaiten magnesiumin ($r=-0,507$) ja emästen yhteispitoisuuden ($r=-0,483$) kanssa.

Selittävä muuttuja	Yhtälö	
	(1) kerroin	(2) kerroin
vakio	-158,3***	19,0***
pH	- 39,8***	1,94***
$\sqrt{\text{pH}}$	172,7***	
org. aine, %		0,183***
saves, %		0,035*
Ca, meq/l		-0,021**
CT (0/1)	-0,5**	
n	60	64
R ²	0,900	0,430

Kivennäismaiden osalta ANC-arvojen, meq/l, vaihtelu oli vähäistä, 27,9-29,1, lukuunottamatta kahta poikkeavaa havain-

Taulukko 5. Loppu-pH¹⁾ ja pH:n alenema happolisäyksen seurauksena ja ANC-arvo metsätyypeittäin ja puulajeittain.

Metsä- tyyppi	Puu- laji	Humuskerros			Kivennäismaa			ANC, keq/ha		Yhteensä
		Loppu-pH	pH:n alenema	pH:n alenuma	Loppu pH	pH:n alenuma	Humus- kerros	Kivennäis- maa		
OMT	Mänty	4,05	0,31	0,40	4,04	0,40	2,0	53,3	55,3	
	Kuusi	4,01	0,32	0,46	4,08	0,46	2,8	51,9	54,7	
MT	Mänty	3,71	0,33	0,43	4,09	0,43	3,4	43,8	47,2	
	Kuusi	3,57	0,34	0,39	4,02	0,39	4,1	46,3	50,4	
VT	Mänty	3,43	0,35	0,45	4,12	0,45	3,4	47,9	51,3	
CT	Mänty	3,22	0,37	0,43	4,19	0,43	3,1	45,2	48,3	

1) Näytteiden pH happolisäyksen jälkeen.

toa: toisella oli alhainen pH ja toinen oli soramaanäyte. Yhtälössä (2) oli mukana pH:n lisäksi orgaanisen aineen ja saveksen osuudet ja kalsiumpitoisuus. Regressiokertoimien etumerkit olivat odotetusti positiiviset kalsiumin kerrointa lukuunottamatta. Viimeksi mainittu saattoi johtua selittäjien välisestä multikollineaarisuudesta tai mahdollisesti kalsiumin korrelaatiosta jonkin mittaamatta jääneen muuttujan, esim. raudan tai alumiinin pitoisuuden kanssa (Vuorinen ja Lahermo 1985).

Näytteiden suppean maalajijakauman - koealat edustivat käytettävissä olleen aineiston keskimääräisiä tapauksia - arveltiin aiheuttaneen maalajitunnusten poisjäämisen regressioyhtälöistä. Osittaiskorrelaatioiden ja yksittäisten näytteiden perusteella näytti kuitenkin siltä, että lajittuneet, karkearakeiset maat neutraloisivat happoa muita vähemmän.

Tarkasteltaessa hapon neutralointikokeen tuloksia erityisesti kivennäismaan osalta on syytä muistaa kationinvaihdon lisäksi muut puskuritekijät. Vuorisen ja Lahermon (1985) mukaan rautayhdisteet saattavat olennaisesti vaikuttaa puskurikykyyn, kun pH on riittävän alhainen. Koska tässä työssä tutkitut näytteet sisälsivät huhtoutumiskerroksen lisäksi pääosan rikastumiskerroksesta (0-30 cm), saattoi rautayhdisteiden puskurikyky kompensoida muiden tekijöiden, erityisesti emäskationien vaikutusta.

Hapon neutralointikokeet tehtiin tietyllä standardimenetelmällä, joka ei vastaa happokuormituksen vaikutusta luonnossa. Siksi tuloksiin on suhtauduttava varauksella. Silti kokeiden voidaan katsoa antaneen viitteitä edellä esitettyjen hypoteesien paikkansapitävyydestä. Metsämaan hapon neutralointikyky näyttäisi kaikkesta päätellen suurimmalta viljavilla kasvupaikoilla ja pienimmältä karuilla kasvupaikoilla.

3. HAPPAMOITUMISELLE HERKÄT ALUEET

Seuraavassa esitään käytettävissä olevien niukkojen tietojen ja edellä tarkastelujen olettamusten perusteella alueellinen arvio metsämaiden herkkyydestä happaman laskeuman haittavai-
kutuksille (kuva 4). Happaman laskeuman alueellista jakaantumista kuvataan rikin laskeuma-arvoilla (Nordlund ym. 1985). Suurimmat laskeumat tavataan Helsingin, Porvoon, Turun ja Naantalin ympäristöissä, 1,5-2,0 g rikkiä $m^{-2}a^{-1}$. Edelleen Porin, Tampereen, Lappeenrannan, Kuopion ja Raahen ympäristöissä laskeumat ovat 1,0-1,3 g $m^{-2}a^{-1}$. Alueellisesti kuormitus on korkein Salpausselän eteläpuolisella alueella ja Lounais-Suomen rannikolla. Vaikkei rikkilaskeuma olekaan yksinomainen vaikuttava tekijä, kuvanee se varsin hyvin happaman laskeuman alueellista jakautumista maassamme.

Kuormituksen lisäksi happamoitumiseen vaikuttaa maan puskurikyky, jonka pääteltiin olevan heikoin karkearakeisilla, lajittuneilla ja vähähumuksisilla mailla. Lisäksi kallioiset alueet, joilla maaperä on ohut, ovat ilmeisesti alttiita happamoitumiselle. Tällaisten maiden osuus on maaperägeologisten karttojen mukaan (Niemelä 1979, Kujansuu ja Niemelä 1984) melko vähäinen ja paikallinen. Koska maan puskurikyvyistä oli metsätyypeittäin tehtävissä yleispiirteisiä johtopäätöksiä, päätettiin alueellisessa arvioinnissa käyttää hyväksi valtakunnan metsien inventoinnin kasvupaikkatietoja (Salminen 1981). Niiden perusteella laadittiin karuimpien metsätyyppien esiintymistä kuvaava kartta, jossa happamoitumiselle herkimpinä maina pidettiin kanerva- ja jäkälätyyppejä sekä kallioisia metsämaita (kuva 4).

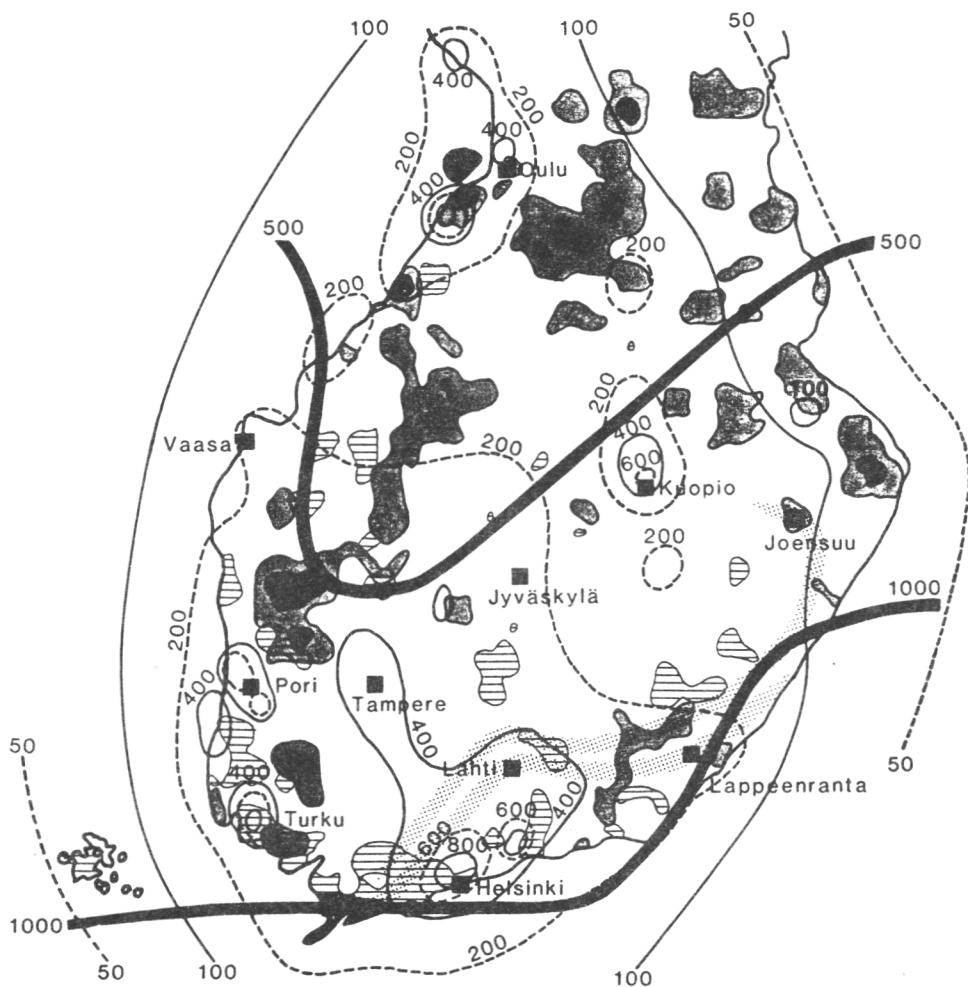
Kartan mukaan happamoitumiselle herkimpiä alueita ovat mm. etelä- ja lounaisrannikko, Salpausselkien karut alueet, Säky-länharju-Virttaankangas, Hämeenkanngas-Pohjankangas ja Raahen-Oulun seutu. Happamoitumisalttius voi paikallisesti vaihdella esim. topografian ja puuston mukaan. Lisäksi mm. maannoksen ikä on ilmeisesti merkityksellinen, mutta yksi-

Selitykset:

■ Kaupunki
 Metsätyyppien
 CT+CIT osuus, %
 0...4
 5...14
 15...24

Metsämaan kallion
 osuus, %
 0...4
 5...14
 15...24

Rikin kotimainen
 laskeuma, $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$
 --- 50, 200, ja 600
 — 100, 400 ja 800
 Rikin ulkomainen
 laskeuma, $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$
 ■ 500 ja 1000



Kuva 4. Rikin koti- ja ulkomainen laskeuma Nordlundin ym. (1985) mukaan ja happamoitumiselle herkimiksi arvioitavien karuimpien kangasmaiden yleisyys valtakunnan metsien 7. inventoinnin mukaan.

tyiskohtaiseen tarkasteluun ei nykyisellään ole perusteita.

Ilman epäpuhtauksien suoranaisten vaikutusten ja maahan tulevan happaman laskeuman lisäksi metsävaurioiden on arveltu olevan syy-yhteydessä moniin eri tekijöihin, kuten poikkeuksellisiin ilmasto-oloihin, metsänhoidollisiin tekijöihin jne. Näin ollen vaurioiden mahdollista ilmenemistä ei ole ennustettavissa pelkästään happaman kuormituksen ja maan puskuriyvyn perusteella.

KIRJALLISUUTTA

- Andersson, F. 1983. Helträdsutnyttjande och markens försurning. Skogsfakta 1:10-14.
- Bache, B.W. 1980. The sensitivity of soils to acidification. Teoksessa Hutchinson, T.C. & Havas, M. (toim.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. NATO Conference Series 1: Ecology 4:569-572.
- Bergseth, M. 1978. Verteilung von Gesamt-Schwefel und Sulfationen verschiedener Bindungsstärke in norwegischen Waldböden. Acta Agric. Scand. 28:313-322.
- Bringmark, L. 1980. Ion leaching through a podsol in a Scots pine stand. Teoksessa Persson T.(toim.): Structure and function of northern coniferous forests. An ecosystem study. Ecol. Bull.32:341-361.
- Derome, J., Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1985. Forest liming on mineral soils. Käsikirjoitus. Metsäntutkimuslaitos, maantutkimusosasto.
- Farrell, E.P., Nilsson, S.I., Wiklander, G. & Tamm, C.O. 1984. Distribution of sulfur fractions in lysimeters previously treated with sulphur acid, NPK fertilizer and a combination of acid and fertilizer. For. Ecol. Manag. 8:41-57.
- Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. Metäntutkimuslaitoksen Tiedonantoja 121:1-28.
- Johnson, D. W. & Cole, D. W. 1980. Anion mobility in soils: relevance to nutrient transport from forest ecosystems. Env. Int. 3:79-90.
- Katainen, H-L. & Valtonen, E. 1985. Lysimetrikokeita ravinteiden huuhtoutumisesta. Käsikirjoitus. Metsäntutkimuslaitos, maantutkimusosasto.
- Kujansuu, R. & Niemelä, J. (toim.) 1984. Suomen maaperä 1:1000 000. Geologian tutkimuskeskus. Maanmittaushallituksen karttapaino. Helsinki.
- Mikola, P. 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. National Swedish Envi-

- ronment Protection Board. Report 3017:1-27.
- Morrison, I.K. 1984. Acid rain. A review of literature on acid deposition effects in forest ecosystems. For. Abstr. 45(8):483-506.
- Niemelä, J. (toim.). 1979. Suomen sora- ja hiekkavarojen arviointiprojekti. 124 s.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. Ambio 14(1):2-8.
- Nilsson, S.I. 1985. The acidification sensitivity of Swedish forest soils. An analysis pertaining to concentrations, flows and stores of base cations and aluminium. National Swedish Environment Protection Board. Report PM 1979:1-61.
- Nordlund, G., Pietarinen, M. & Tuovinen J-P. 1985. Rikkilaskeuman kotimainen osuus ja sen vähentäminen. Ilmatieteen laitos. Moniste. 26 s.
- Nömmik, H., Larsson, K. & Lohm, U. 1984. Effects of experimental acidification on the transformations of carbon, nitrogen and sulphur in forest soils. National Swedish Environment Protection Board. Report PM 1869:1-47.
- Petersen, L. 1980. Podsolization: Mechanisms and possible effects of acid precipitation. Teoksessa Hutchinson, T.C. & Havas, M. (toim.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. NATO Conference Series 1: Ecology, 4:223-237.
- Räisänen, M-L. & Lahermo, P. 1985. Maaperän happamoitumistutkimuksiin soveltuvista osittaisuuttomenetelmistä. Ympäristögeokemiallisia tutkimuksia 2. Geologian tutkimuskeskus. 63 s.
- Salminen, S. 1981. Vuosien 1971-75 valtakunnallisia metsävaratietoja karttamuodossa. Folia For. 483. 42 s.
- Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. Teoksessa Ulrich, B. & Pankrath, J. (toim.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publ. Comp. Holland. s. 127-146.
- Urvas, L. & Erviö, R. 1974. Metsätyypin määräytyminen maalajin ja maaperän kemiallisten ominaisuuksien perusteella. Maatal.tiet. Aikak. 46:307-319.
- Westman, C. J. 1983. Taimitarhamaiden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia sekä niiden suhde orgaanisen aineksen määrään. Summary: Physical and physico-chemical properties of forest tree nursery soils and their relation to organic matter content. Acta For. Fenn. 194: 1-34.
- Wiklander, L. 1973/74. The acidification of soil by acid precipitation. Grundförbättring 26(4):155-164.
- Viro, P.J. 1953. Loss of nutrients and the natural nutrient balance of the soil in Finland. Seloste: Ravinteiden huuhtoutuminen ja maan luontainen ravinnetase Suomessa. Commun. Inst. For. Fenn. 42(1):1-51.
- "- 1969. Prescribed burning in forestry. Commun. Inst. For. Fenn. 67(7):1-49.
- Vuorinen, A. & Lahermo, P. 1985. Environmental factors affecting the acid neutralization capacity of Finnish glacial till deposits. Toxicological and Environmental Chemistry. (Painossa).

