

JUKKA PALKO, MARKUS SAARI

LAPVÄÄRTIN-ISOJOEN VESISTÖALUEELLA SIJAITSEVAN STORSJÖN JÄRVIKUIVION HAPPAMAT SULFAATTIMAAT

English summary: Acid sulphate soils in the drained lake area of Storsjö in the drainage basin of the River Lapväärti-Isojoki

JUKKA PALKO, URPO MYLLYMAA

HAPPAMIEN SULFAATTIMAIDEN VESISTÖVAIKUTUKSISTA, ESIMERKKINÄ LIMINGAN TUPOKSEN TÄYDENNYS-KUIVATUSALUE

English summary: Acidity problems of drainage basins in acid sulphate soil areas: An example from the drainage basin of Tupos in Liminka, Central Western Finland

JUKKA PALKO, MATTI RÄSÄNEN, ERKKI ALASAARELA

LUODON-ÖJANJÄRVEN VALUMA-ALUEEN MAAPERÄN JA VESISTÖN HAPPAMUUSKARTOITUS

English summary: The survey of the soil and water acidity in the catchment area of Luodon-Öjanjärvi

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

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-0807-5
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1987

JUKKA PALKO & MARKUS SAARI

LAPVÄÄRTIN - ISOJOEN VESISTÖALUEELLA SIJAITSEVAN
STORSJÖN JÄRVIKUIVION HAPPAMAT SULFAATTIMAAT

ACID SULPHATE SOILS IN THE DRAINED LAKE AREA OF
STORSJÖ IN THE DRAINAGE BASIN OF THE RIVER LAPVÄÄRTI -
ISOJOKI

SISÄLLYS

	Sivu
ALKUSANAT	6
1. TAUSTA	7
1.1 Alueen kuivatushistoria	7
1.2 Suunnitellut kuivatustoimenpiteet alueella	7
1.3 Tutkimuksen tarkoitus	11
2. MENETELMÄT	11
2.1 Maaperäkairaus	11
3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	14
3.1 Järvisedimentin paksuus	14
3.2 Happamien sulfaattimaiden paikantuminen	14
3.3 Happamien sulfaattimaiden luokittelu	14
3.4 Järvi kuivion poikkileikkausprofiilit	16
4. JOHTOPÄÄTÖKSET	18
5. TIIVISTELMÄ	19
6. SUMMARY	20
KIRJALLISUUS	21

ALKUSANAT

Viljelyksessä olevia happamia sulfaattimaita esiintyy Suomessa tämänhetkisen arvion mukaan runsaat 100 000 hehtaaria Pohjanlahden rannikkoalueilla. Näille alueille on ominaista suuri happamuus ja korkea liukoisten alkuaineiden määrä, jotka heikentävät näiden maiden käyttökelpoisuutta viljelysmaana. Tehokkaalla peltokalkituksella ja happamuutta kestävien viljalajikkeiden valinnalla on maataloudellinen ongelma usein ratkaistu. Happamien sulfaattimaiden aiheuttama vesistöjen ajoittainen happamoituminen on sen sijaan huomattavasti vaikeammin estettävissä. Vesistötyöt näillä alueilla yhdistettynä epäsuotuisiin hydrologisiin olosuhteisiin voivat aiheuttaa jopa kalakannan täydellisen tuhoutumisen, kuten tapahtui 70-luvun alussa Sirpujan vesistöalueella.

Happamilla sulfaattimaa-alueilla suoritettavien ojitusten ja perkausten aiheuttamat vesistöhaitat voidaan torjua suunnitelmallisella ojituksella ja valumavesien sekä kaivuumaisten neutraloinnilla. Ennenkuin tähän voidaan ryhtyä on tiedettävä tarkasti happamien sulfaattimaiden sijainti sekä niiden laatu. Suomessa ei ole tehty tähän mennessä vielä yhtään kuivatusta tai perkausta, jossa näin olisi menetelty. Tämä johtuu siitä, että happamien sulfaattimaiden tunnistus- ja luokittelumenetelmiä ei ole ollut olemassa. Tässä työssä esitellään ensi kerran uusi, aikaisemmasta Palkon et al. (1985) menetelmästä modifioitu happamien sulfaattimaiden tunnistus- ja luokittelumenetelmä, jota on tarkoitettu käyttäen vuosina 1986 - 1987 suoritettavassa laajassa Luodon - Öjanjärven valuma-alueen ($F = 4\ 000\ \text{km}^2$) maaperäkartoituksessa.

Happamien sulfaattimaiden esiintyminen Storsjön järvi-kuivion alueella on todettu ensi kerran vasta vuonna 1983, jolloin Markku Yli-Halla ja Helinä Hartikainen tekivät huuhtoutumiskokeita alueen maaprofiilinäytteistä. Alueen perkaus on ajankohtainen, mutta perkaussuunnitelmat eivät ole saaneet hyväksyntää alueen puutteellisen tietämyksen johdosta. Vielä tähänkään päivään mennessä alueella ei ole järjestetty riittävää valumavesiseurantaa.

Maaperäkartoitus suoritettiin 21. - 23.6.1986, jona aikana kairattiin 20 pistettä. Maastotöihin osallistui FK Harri Laitinen Lauttasaaren tutkimuskeskuksesta, jolle lausumme parhaat kiitoksemme.

1. TAUSTA

Kärjenjoki ($F = 260 \text{ km}^2$), kuuluu Lapväärtin - Isojoen ($F = 1\,112 \text{ km}^2$) vesistöalueeseen, joka laskee mereen noin 10 km Kristiinankaupungista etelään (Kuva 1). Storsjön järvi-kuivioalue (noin 4 km^2) sijaitsee Kärjenjoen varrella, noin 5 km Lapväärtinjoen liittymästä. Alueella on noin 60 taloutta, jotka saavat pääasiällisen toimeentulonsa maataloudesta. Alueen tärkeimmät viljelykasvit ovat kaura, ohra, peruna ja timotein valiokylvösiemen.

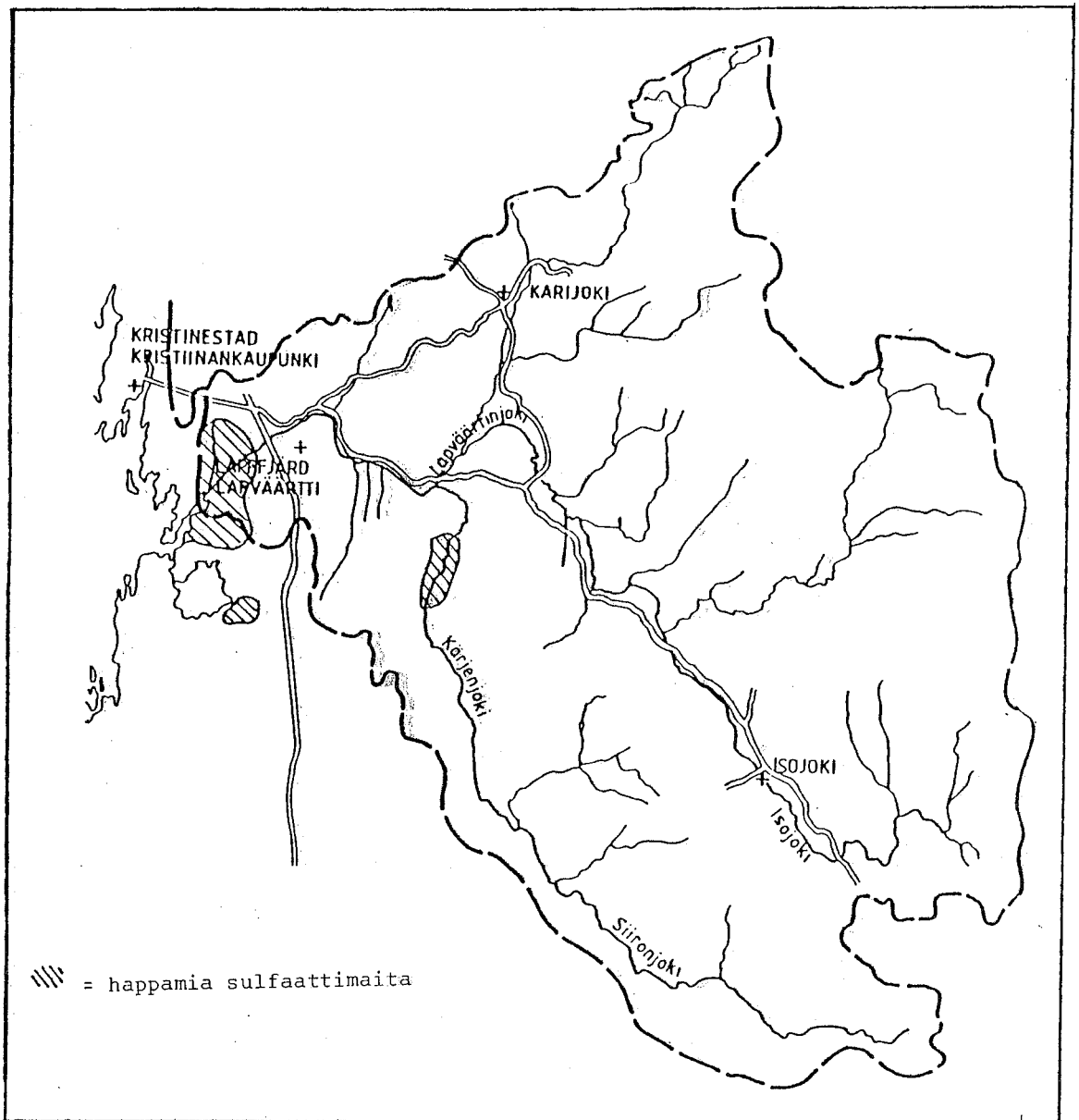
1.1 Alueen kuivatushistoria

Storsjötä yritettiin kuivata jo 1700-luvulla perkaamalla järven alapuolella olevia koskia. Varsinainen kuivatus suoritettiin 1850-luvulla, jonka seurauksesta järvi suurimmalta osin ruohottui niityksi. Patolaitteilla nostettiin vedenpintaa talviajaksi ja padot avattiin alkukesällä. Tällä tavalla saatiin niitylle luonnollinen lannoitus. Menettelyllä saatiin niityltä hyviä heinäsatoja. Vuosina 1932 - 1935 Kärjenjokea perattiin uudelleen niittypinta-alan lisäämiseksi. Niityn järviliejukerrostuman vajoamisen seurauksena uusi perkaus oli suoritettava vuosina 1955 - 1961, jolloin jokiuomaa syvennettiin metrillä ja alue muuttui viljavaksi peltomaaksi. Alueen metsäojitusten seurauksena suuret määrät lietettä on sedimentoitunut jokeen. Lisäksi tehokkaan viljelytoiminnan seurauksena järvisedimentti on tiivistynyt - vuosina 1950 - 1978 peltomaat ovat vajonneet 0,30 - 0,70 m. Näistä seikoista johtuen kevät- ja syystulvat alueella vaikeuttavat olennaisesti alueen viljelyä.

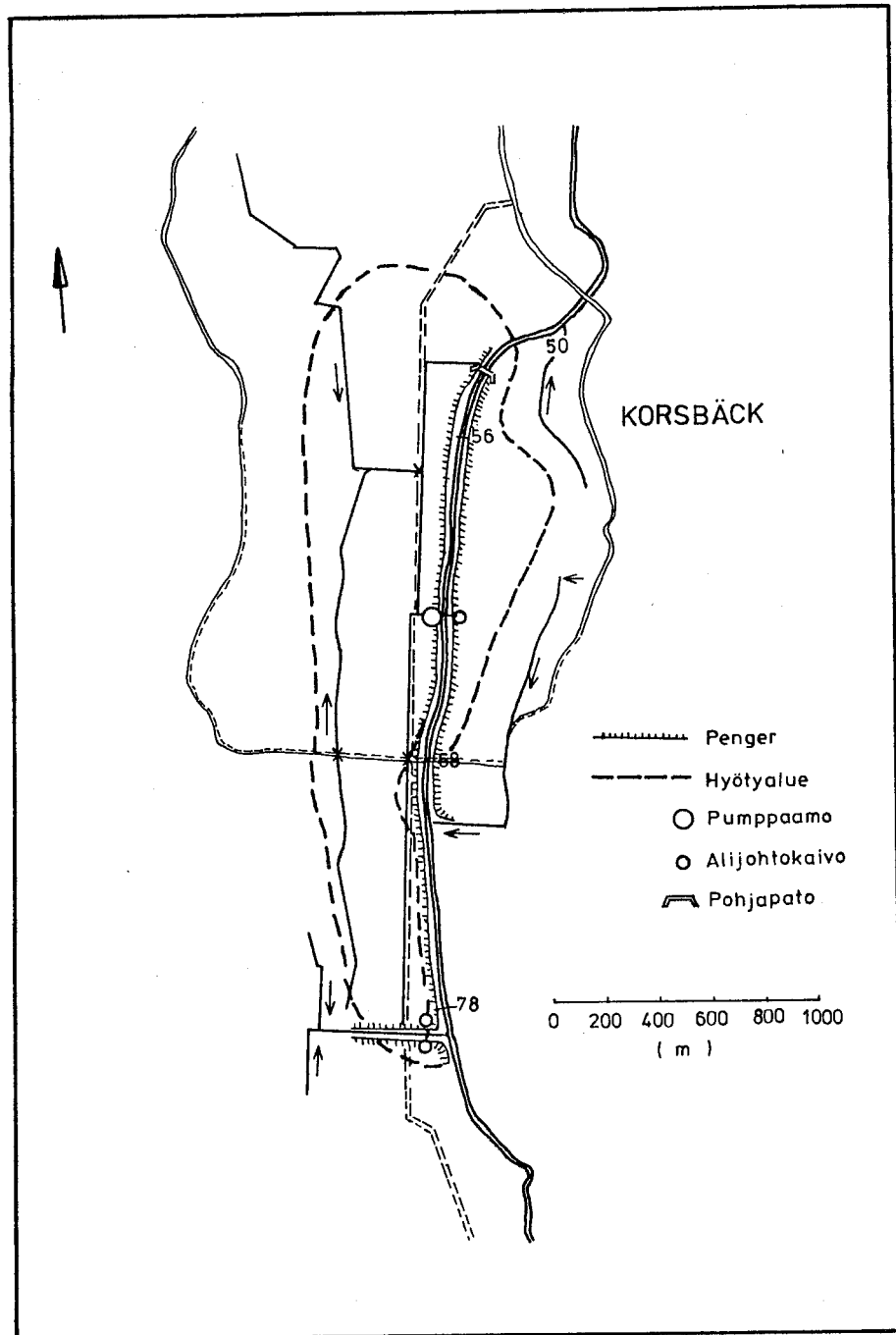
1.2 Suunnitellut kuivatustoimenpiteet alueella

Storsjön tulva-alueen pinta-ala on noin 200 ha. Tulvien takia jokea on haettu perattavaksi useaan otteeseen. Hanke on ollut vireillä vuodesta 1978 lähtien. Hankkeen käynnistäminen on viivästynyt odoteltaessa Lapväärtinjoen suojele- ja kehittämissuunnitelmaa, jossa määrätään ehdot kuivatussuunnitelmalle. Ehdoista tärkein on, että perkaus ei saa aiheuttaa happamuuskuormituksen lisäämistä Lapväärtinjokeen.

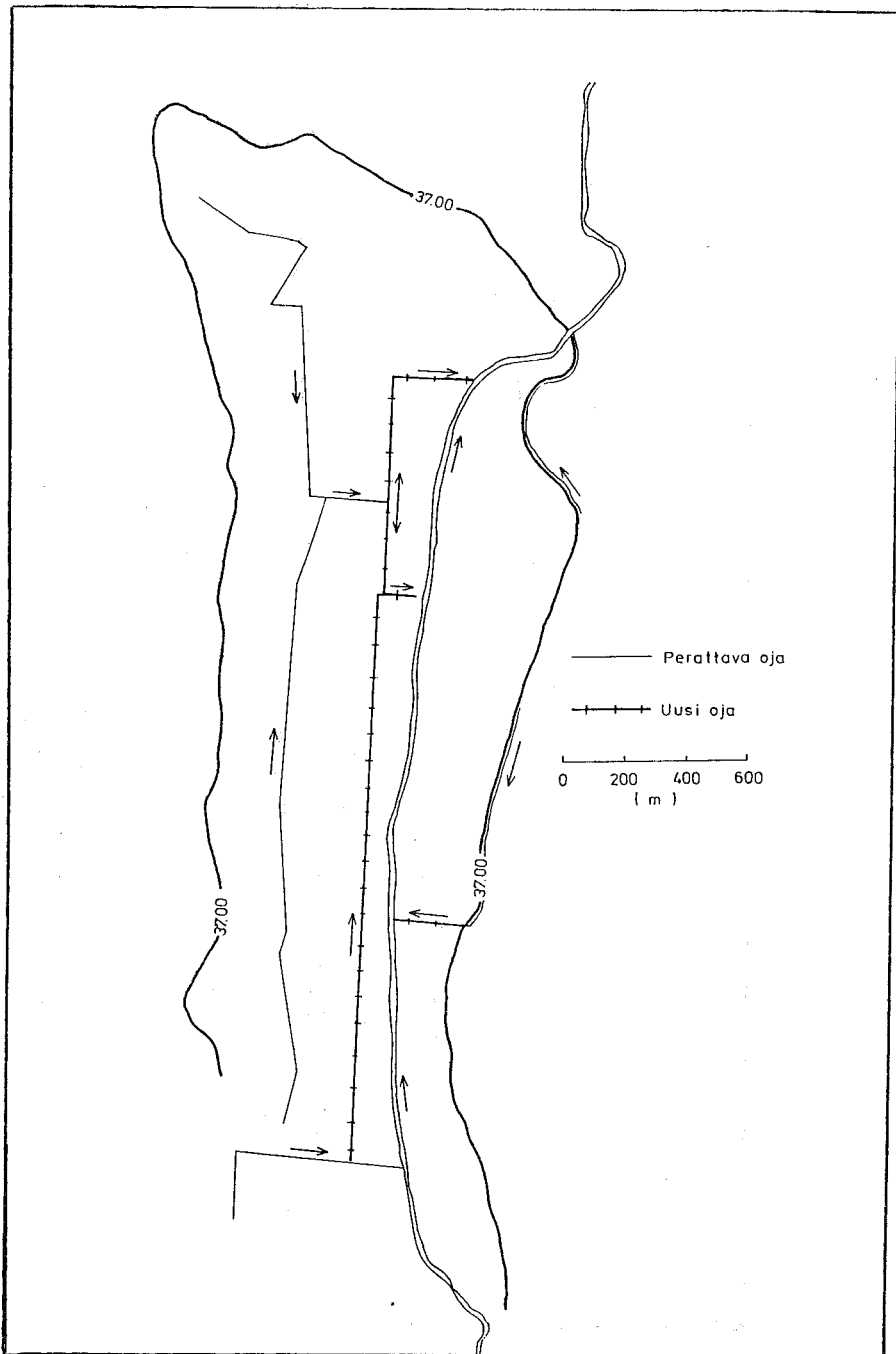
Kuvissa 2 ja 3 on esitetty Storsjön perkaussuunnitelmassa suoritettavat toimenpiteet. Perkaus tultaneen suorittamaan laskemalla tulvakorkeutta 0,5 m louhimalla kalliota Korsbäckin sillan kohdalla. Loput tulvasta pyritään saamaan kuriin pengertämällä ja pumppaamalla. Pengerrys tehdään 2,6 km:n matkalta (Kuva 2). Pengerysvälillä joen luonnollista pohjaa ei syvennetä ja perkaus tehdään kuivatyönä kiintoainehaittojen vähentämiseksi. Pumppaamo ja alijohto rakennetaan paalulle 62+50. Pumppaamon yhteyteen suunnitellaan kalkinsyöttö-



Kuva 1. Lapväärtinjoen - Isojoen valuma-alue ja otak-
sutut happamien sulfaattimaiden keskittymät.



Kuva 2. Storsjön kuivatussuunnitelma.



Kuva 3. Perkaussuunnitelman mukaiset ojankaivutyöt.

laitteet happamien valumavesien neutralointiin. Pohjavedenpinnan laskua alueella pyritään estämään rakentamalla pohjapato paalun 52+75 kohdalle. Alueelle joudutaan kaivamaan uusi oja joen suuntaisena paalulta 52+75 paalulle 74+00 vasemmalle puolelle jokea tien viereen.

1.3 Tutkimuksen tarkoitus

Noin 20 % Lapväärtinjoen valumasta on peräisin Kärjenjoesta. Storsjön järvi-kuivioalue yhdessä pienemmän Lillsjön (noin 0,5 km²) järvi-kuivion kanssa aiheuttavat ajoittain Lapväärtinjokeen suuren happamuuskuormituksen. Tilanne voi kehittyä erityisen pahaksi kalakannalle erityisen kuivien kesien seurauksena. Kevät-tulvien yhteydessä näiltä järvi-kuivioalueilta huuhtoutuva happamuus voi pahimmassa tapauksessa estää luontaisen meritaimenen nousun Lapväärtinjoen kutualueille.

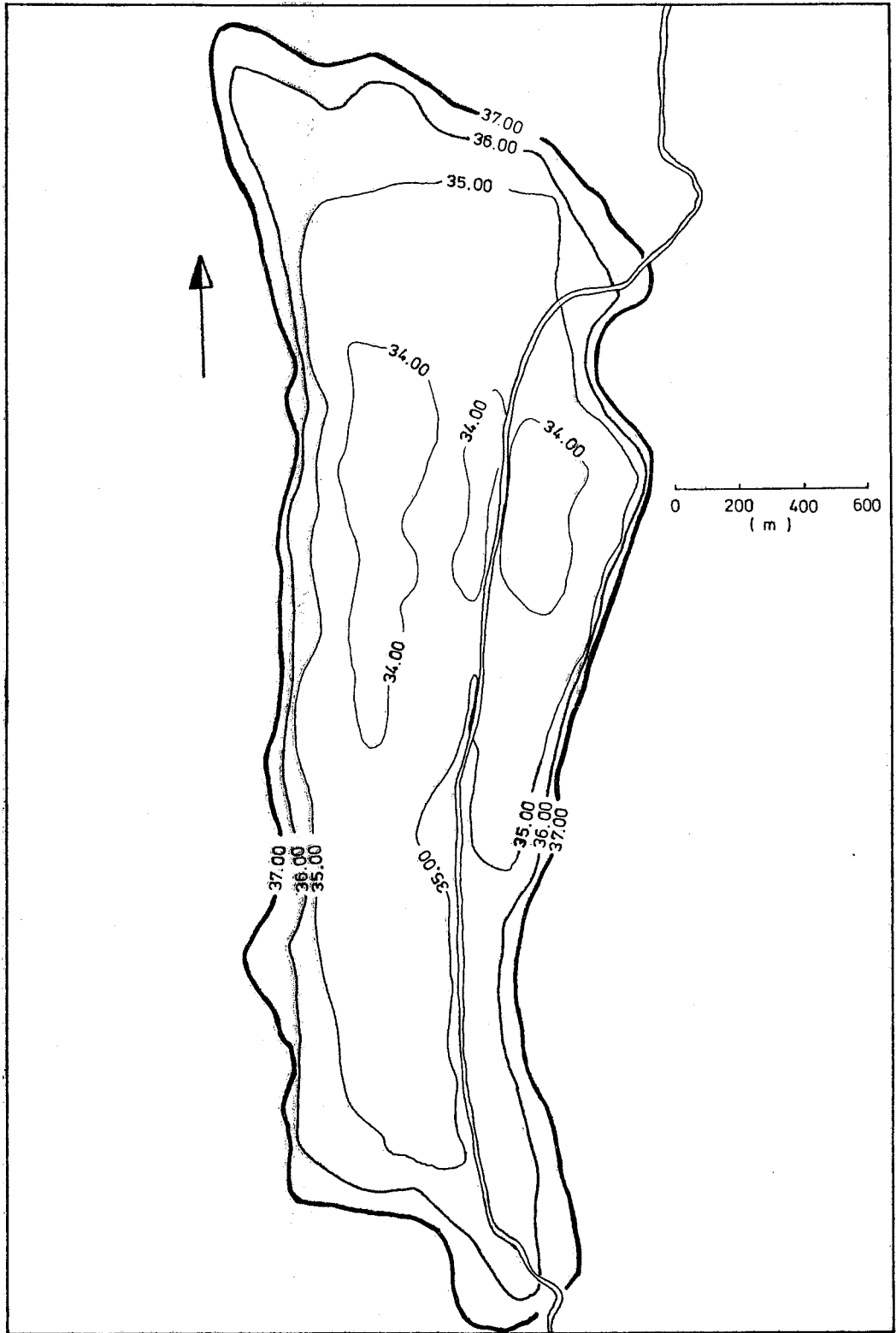
Tämän maaperäkartoituksen tarkoituksena on paikantaa ja luokitella Storsjön alueen happamat sulfaattimaat mahdollisten neutralointitoimenpiteiden suunnittelun helpottamiseksi.

2. MENETELMÄT

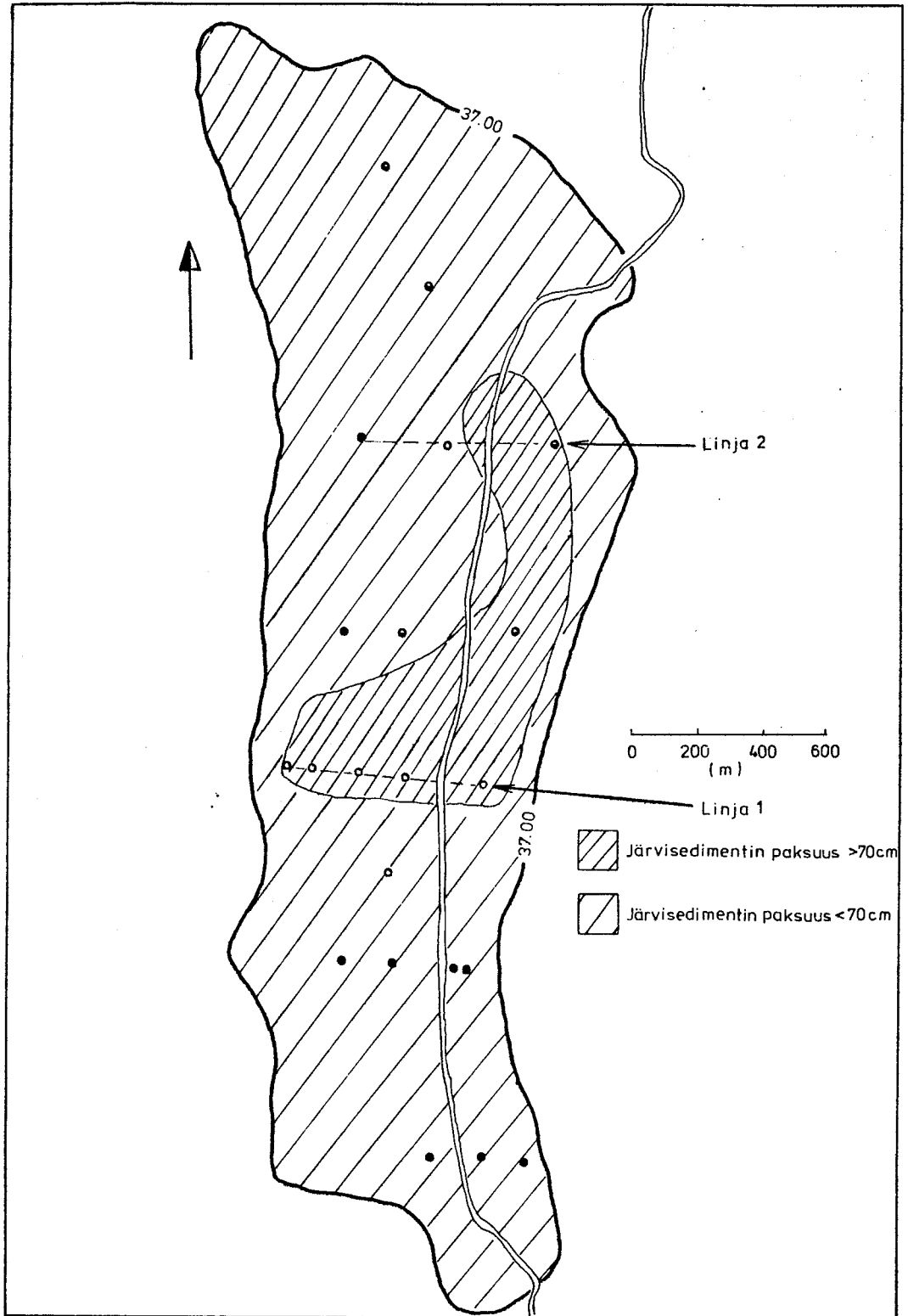
2.1 Maaperäkairaus

Alueen kartoitus suunniteltiin korkeustason 35 m mpy rajoittamalle syvänealueelle (Kuva 4). Kartoitusohjelma sisälsi 20 profiilikairausta, jotka 3-miehinen kairausryhmä suoritti kahdessa työpäivässä (yhteensä 16 tuntia). Kairauspisteitys tehtiin peruskartalle niinsanotulla linjaperiaatteella; tehtiin järven poikki 5 kairauslinjaa, joista kukin käsitti 3 - 5 kairauspistettä. Kairauslinjojen lisäksi suunniteltiin kairattavaksi muutama lisäpiste järvi-kuivioalueen reunoilta (kairauspisteitys kuvassa 5).

Kairaus suoritettiin halkaisijaltaan 2,2 cm leveällä, syvällä uralla varustetulla läpivirtauskairalla. Kierättämällä näytteenotinta muutama kierros maassa kiertyy sen uraan maa-ainesta 0 - 1,00 m:n syvyydeltä. Jokaisessa kairauspisteessä suoritettiin kaksi kairausta kahdelta eri syvyydeltä (0 - 1,00 m ja 0,60 - 1,60 m). Profiilista arvioitiin välittömästi maalaji ja järvi-sedimentin paksuus sekä mitattiin 10 cm:n välein pH maaelektrodilla (Orion pHC-1020). Maanäytteet otettiin muovipusseihin 0,50 m:n ja 1,50 m:n syvyyksiltä. Talteenotetuista maanäytteistä määritettiin laboratorioissa sulfaattipitoisuus (0,50 m) hapan ammoniumasettiutuksesta (SFS 3024, 1974) ja kokonaisrikki (1,50 m 6M HCl uutuksesta (SFS 3024, 1974).



Kuva 4. Storsjön järvikuivion korkeustasot.



Kuva 5. Storsjön järvikuivion järvisedimentin paksuus. Kuvassa esitetty kairauspisteiden sijainnit ja kairauslinjat.

3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

3.1 Järvisedimentin paksuus

Storsjön järvikuivion järvisedimentin paksuus vaihteli 0 - 1,30 m:n välillä. Kuvassa 5 on esitetty järvisedimentin 0,70 m:n syvyysraja samanarvonkäyränä. Sedimenttikerroksen paksuus oli suurin Kärjenjoen itäpuoleisella alueella poikkimaantiehen asti. Alueen pohjois- ja eteläosissa sedimentin paksuus oli alle 0,40 m.

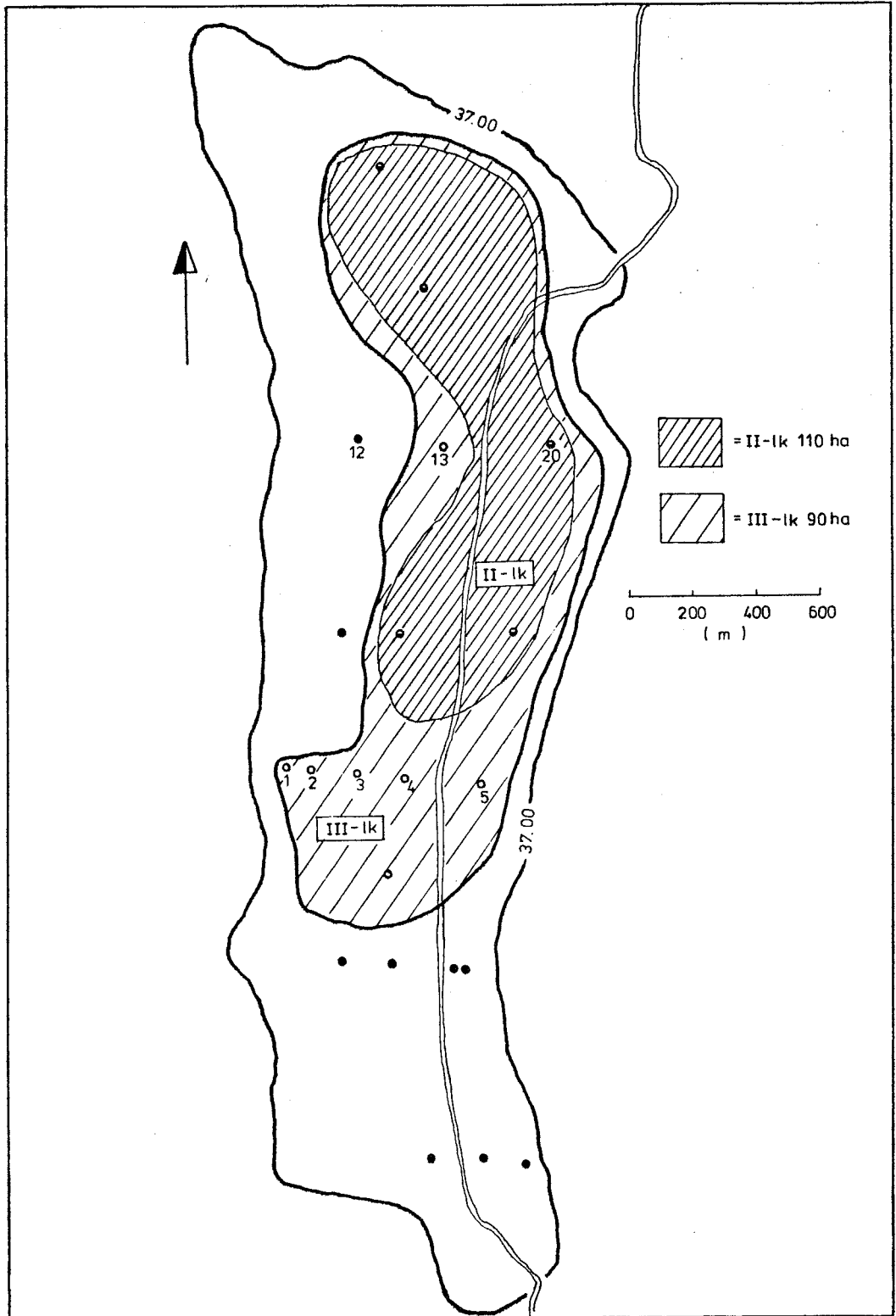
3.2 Happamien sulfaattimaiden paikantuminen

Storsjön järvikuivion happamien sulfaattimaiden tunnistamiseksi käytettiin hyväksi kokemuksia aikaisemmista Suomessa happamilla sulfaattimailla tehdyistä maaperäkartoituksista Kyrönjoella (Erviö & Palko 1984), Sirppujoella (Palko et al. 1985 ja Palko & Räsänen 1986). Näissä tutkimuksissa happamien sulfaattimaiden tunnistamiskriteeriksi on muodostunut maaprofiilin keskikerroksen (0,40 - 0,60 m) pH-arvon seuranta; happamassa sulfaattimaassa keskikerroksen pH on alle 5,0. Tämän indikaation mukaan noin puolet Storsjön järvikuivion pinta-alasta on hapanta sulfaattimaata. Kuvassa 6 on esitetty näiden alueiden raja. Happamat sulfaattimaat esiintyvät korkeustason 35 m mpy alapuolella. Poikkeuksena kuitenkin järvikuivion länsiosassa sijaitseva syvänealue (syväne alle 34 m mpy), jolla alueella ei todettu olevan happamia sulfaattimaita. Tämän lisäksi lähes 1/3 järven eteläpäästä ei kuulu hapanta sulfaattimaa-alueeseen. Norrvikenin alueella järven pohjoisosassa happamat sulfaattimaat ylettyvät korkeustason 35 m mpy.

Happamien sulfaattimaiden pinta-alallinen määrä samoin kuin niiden paikantuminen poikkesivat oletetusta. Ennen kaikkea järvikuivion lännenpuoleisen syvänealueen karsiutumisen pois sulfaattimaa-alueesta oli odottamatonta. Tällä alueella rikkiyhdisteiden sedimentoitumista ei ole tapahtunut maaperän pintakerrokseen (0 - 2,00 m). Järven eteläosaa ei myöskään voida lukea happamiin sulfaattimaihinkin kuuluvaksi - pieniä poikkeuksia lukuun ottamatta.

3.3 Happamien sulfaattimaiden luokittelu

Happamat sulfaattimaat aikaisemmissa tutkimuksissa (Palko et al. 1985 ja Palko & Räsänen 1986) on luokiteltu huuhtoutumisasteen mukaan seuraamalla pisteprofiilien keskikerroksen sulfaattipitoisuutta ja aineistolle on määritetty raja-arvot eri luokkiin jakamiseksi (luokat I, II ja III). Toinen tapa on seurata profiilin hapettumiskerroksen syvyyttä eli indikoida pelkistymiskerroksen alkamissyvyys profiilin pH-mittauksella. Mitä syvemälle hapettunut kerros on edennyt



Kuva 6. Storsjön järvikuivioalueen happamien sulfaattimaiden esiintymisalueet ja jako huuhtoutumisasteen mukaan. Kuvassa esitetty kairauspisteiden sijainnit. Linjojen näytepisteet numeroitu.

sitä pidemmälle profiilin huuhtoutuminen on edennyt. Jälkimmäisen mentelmän mukaan toisen ja kolmannen luokan sulfaattimaiden erottamiseen käytettiin raja-arvoa 1,0 m. Noin 110 ha happamista sulfaattimaista oli III lk:n sulfaattimaita (hapettumiskerroksen syvyys yli 1,0 m) ja 90 ha II lk:n sulfaattimaita (hapettumiskerroksen syvyys alle 1,0 m). I lk:n happamia sulfaattimaita (hapettumiskerroksen syvyys alle 0,5 m) alueella ei esiinny. Kuvassa 6 on esitetty samanarvonkäyrien avulla näiden eri sulfaattimaaluokkien esiintymisalueet. II lk:n happamat sulfaattimaat esiintyvät viljelystien itäpuolisella osalla rajoittuen poikkimaantien yläpuolelle noin 200 m. Lisäksi Norrvikenin alueella korkeustasolla 35 m mpy esiintyy II lk:n happamia sulfaattimaita. Ojitukset näillä II lk:n sulfaattimailla aiheuttavat suuremman happamuusvaikutuksen kuin vastaavasti III lk:n mailla tehtävät ojitukset.

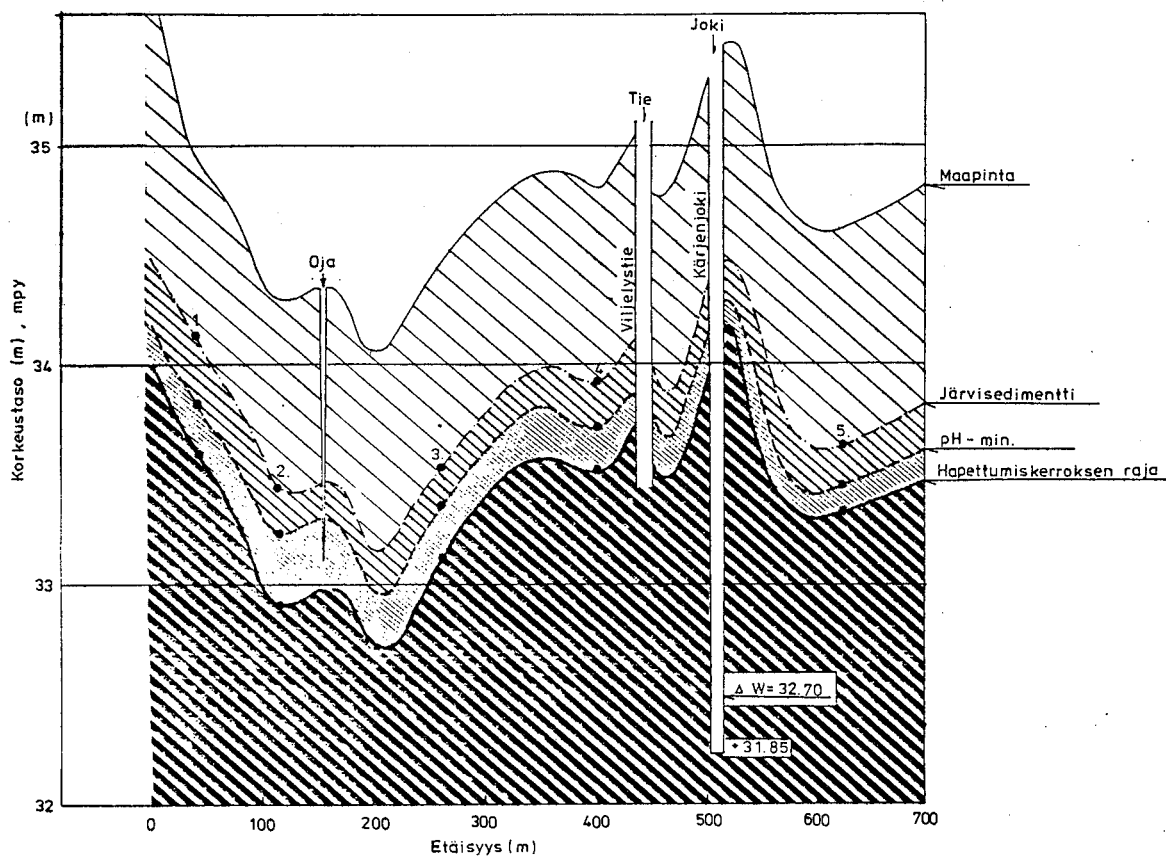
3.4 Järvi kuivion poikkileikkausprofiilit

Kuvissa 7a ja 7b on esitetty poikkileikkakausprofiilit poikkimaantien kohdalta (Linja 1) sekä 1 200 m tästä pohjoiseen (Linja 2). Seurattavina suureina olivat profiilin pH-minimi, järvisedimentin paksuus ja hapettumiskerroksen syvyys.

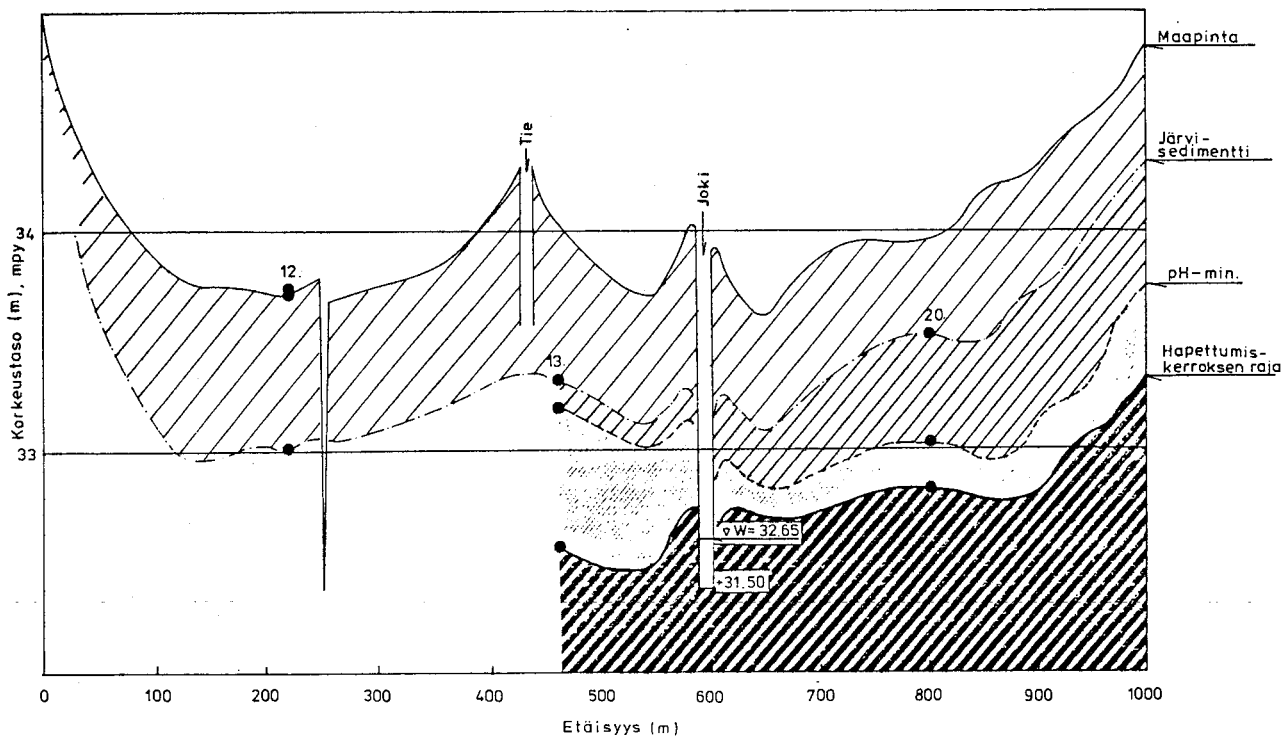
Poikkileikkakauslinjalla 1 pH-minimiarvon ja sen esiintymissyvyyden vaihtelut olivat pienet (3,45 - 3,80 ja 0,7 - 0,9 m). Samoin järvisedimentin syvyys oli jokaisessa kairaupisteessä yli 1,0 m (vaihtelu 1,0 - 1,3 m). Hapettumiskerroksen paksuudessa sitävastoin oli havaittavissa huomattava ero: Kärjenjoen länsipuolella hapettumiskerroksen syvyys oli 1,4 - 1,5 m, kun taas itäpuolella hapettumiskerroksen syvyys oli vain 1,1 m. Tämän perusteella voidaan sanoa, että järvi kuivion länsipuoli on heikommin kuivunut kuin itäpuoli osaksi siitä syystä, että järven pohjan painuminen on ollut länsipuolella suurempaa kuin itäpuolella.

Poikkileikkakauslinja 2 poikkeaa merkittävästi sedimentin paksuuden ja pH-indikaatioarvojen perusteella linjasta 1. pH-minimi (3,05 - 3,2) viljelystien itäpuolella oli syvyydellä 0,80 m, kun taas tien länsipuolella pH ei alittanut koko profiilissa arvoa 5,0, jolloin länsipuolista aluetta ei voitu lukea happamaksi sulfaattimaaksi. Järvisedimentin syvyys linjalla 2 vaihteli 0,40 ja 0,75 m:n välillä. Hapettumiskerroksen syvyyttä ei voitu indikoida linjan lännenpuoleisella osalla. Viljelystien ja Kärjenjoen välissä hapettumiskerroksen syvyys oli 1,5 m kun taas joen itäpuolella se oli 1,10 m.

Taulukossa 1 on esitetty leikkakauslinjapisteiden sulfaattipitoisuudet 0,50 m:n syvyydestä ja kokonaisrikipitoisuudet 1,50 m:n syvyydestä. Lisäksi taulukossa



Kuva 7a. Storsjön poikkileikkausprofiili, Linja 1.



Kuva 7b. Storsjön poikkileikkausprofiili, Linja 2.
Linjojen 1. ja 2. sijainnit on esitetty kuvassa 5.

on esitetty kerrosten pH-arvot. Kairauspiste 12 ei sisällä rikkisedimenttiä, mikä varmistaa pH-indikaation tuottaman tuloksen, että kuivion länsiossa (pisteet 8 ja 12) eivät ole happamia sulfaattimaita. Muissa pisteissä keskikerroksen sulfaattipitoisuus ylitti arvon 100 mg/kg, jota on pidetty aikaisemmissa tutkimuksissa happaman sulfaattimaan indikaattiorajana. Kokonaisrikkipitoisuus vaihteli leikkauslinjoilla arvojen 1 010 - 2 745 mg/kg välillä (0,1 - 0,3 %). Koko järven alueella järvisedimenttikerros on ollut hapettuneessa tilassa jo suhteellisen pitkän ajan, jolloin sedimentissä mahdollisesti ollut sulfidirikki on pääosin hapettunut eikä täten ole enää jatkossa varsinainen happamuuden lähde. Sen sijaan järvisedimentin alla olevan litorinakerrostuman sulfidirikin hapettuminen on muodostuvan happamuuden aiheuttaja. Litorinakerrostuma on esitetty kuvissa 7a ja 7b tummimmalla rasteroinnilla.

Taulukko 1. Leikkauslinjojen 1 ja 2 kairauspisteiden pH, sulfaattipitoisuudet (0,50 m syvyys) ja kokonaisrikkipitoisuudet (1,50 m:n syvyys). Pitoisuudet ilmoitettu mg/kg kuiva-ainetta. + = näyte puuttuu.

Näytepiste	syvyys (cm)	pH	SO ₄ -S	TOT-S
Linja 1.				
P1	50	3,80	170	+
	150	5,75		
P2	50	5,25	+	1 010
	150			
P3	50	3,45	233	1 532
	150	5,55		
P4	50	3,65	+	2 745
	150	6,20		
P5	50	3,75	253	1 555
	150	7,00		
Linja 2.				
P12	50	5,55	<10	<10
	150	6,75		
P13	50	3,45	126	1 894
	150	6,20		
P20	50	3,90	398	828
	150	6,85		

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Storsjön järvi-kuivion kartoituksella pyrittiin saamaan kokonaiskuva happamien sulfaattimaiden esiintymisestä

ja alueen huuhtoutumistilasta. Pienempää Lillsjön aluetta, joka mahdollisesti myöskin käsittää happamia sulfaattimaita, ei tutkittu. Järvi-kuivion länsiosat ovat varsin hyvin huuhtoutuneita kun taas ojitukset kuivion itäosissa voivat aiheuttaa suurempia vesistöhaittoja. Ojankaivuun yhteydessä syntyvien ojankaivuumaisten neutraloiminen tai kuljettaminen pois on perusteltua Kärjenjoen itäpuoleisella osalla, joka on yhtäjaksoisesti hapanta II lk:n sulfaattimaata. Ensiarvoisen tärkeätä olisi liittää alueen kuivatussuunnitelmaan suunniteltujen ojanlinjojen kairaus tässä työssä esitellyllä menetelmällä. Näin voitaisiin arvioida tarkasti ojankaivuumaisten suora happamuusvaikutus ja kyettäisiin mahdollisesti suunnittelemaan vaadittavat toimenpiteet happamuushaittojen ehkäisemiseksi.

Perkaussuunnitelma edellyttää, että pohjaveden pintaa järvi-kuivion alueella ei lasketa. Parannettu ojitus edesauttaa kuitenkin kuiva-ajan pitenemistä, jolloin maaprofiili altistuu pitemmäksi ajaksi hapettumiselle. Tämän vuoksi suunniteltu perkaus ja pitkän kuivan kauden yhteisvaikutus voivat luoda kriittisen tilanteen Lapväärtinjoen kalakannalle. Tämän johdosta on tärkeätä varautua mahdollisen kriisitilanteen varalle rakentamalla neutralointiasema pumppuaseman yhteyteen, jossa voitaisiin kalkita tulvavesiä kun epäsuotuisat hydrologiset olosuhteet ovat vallitsevia. Neutralointisuunnitelma edellyttää kuitenkin usean tulva-ajan suunnitelmallista vedenlaatusurainta alueella. Tätä ei kuitenkaan alueella ole vielä edes aloitettu.

5. TIIVISTELMÄ

Lapväärtin - Isojoen vesistöalueeseen kuuluva Kärjenjoki aiheuttaa ajoittain vakavia happamuushaittoja Lapväärtinjokeen. Tähän on otaksuttu olevan syynä Kärjenjoen valuma-alueen järvi-kuiviot, joiden alueella esiintyy happamia sulfaattimaita. Tässä työssä Storsjön happamat sulfaattimaat paikannettiin ja lisäksi ne luokiteltiin niiden vesistöjä happamoittavan vaikutuksen mukaan. Tunnistus- ja luokittelumenetelmät perustuivat kairauspisteiden maaprofiilin pH-arvon kenttämittaukseen. Happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen käytettiin profiilin pH-minimiarvoa; happamissa sulfaattimaissa pH-minimi alittaa arvon 5,0. Luokitteluun käytettiin profiilin kerrossyvyysarvoa, jossa pH saavutti arvon 5,0 happamasta neutraaliin (pH5syv). Tunnistustietojen perusteella 50 % (200 ha) Storsjön järvi-kuiviosta oli hapanta sulfaattimaata. Järvi-kuivion itäpuoli oli yhtäjaksoista suhteellisen heikosti huuhtoutunutta II luokan sulfaattimaata, länsiosat taas olivat hyvin huuhtoutunutta III luokan sulfaattimaata. Yllättävää oli kuitenkin se, että järvi-kuivion luoteisosan syvänealue ei kuulunut hapanta sulfaattimaa-alueeseen. Alueella ei todettu olevan erittäin huonosti huuhtoutuneita I luokan sulfaattimaita.

6. SUMMARY

It has been observed that the river Kärjenjoki occasionally has a strong acidifying effect on the water quality of the river Lapväärtinjoki. The acidity problems were supposedly caused by acid sulphate soils located in drained lake areas. Acid sulphate soils were indentified as being in the drained lake area of Storsjö and then classified according to their acidifying capacity. The identification and the classification were based on the fieldmeasurements of the profile pH value. The pH-minimum value was used for the identification; in acid sulphate soils pH minimum was lower than the value 5,0. The soil depth where the pH reached the acid-neutral border, value 5,0, was used for the acid sulphate soil classification. On the basis of this identification criterium, 50 % (200 ha) of the lake area was identified as being composed of acid sulphate soil. The east side of the lake was continuous rather badly leached class II acid sulphate soil while the west side of the lake was well leached class III acid sulphate soil. However, it was surprising that the depression area located in the north-west part of the lake did not belong to the acid sulphate soil area. Very badly leached class I acid sulphate soils were not detected in the drained lake area.

KIRJALLISUUS

- Erviö, R. 1975. Kyrönjoen vesistöalueen rikkipitoiset viljelysmaat. *J. Scient. Agric. Soc. Finl.*, vol. 47, s. 550-561.
- Erviö, R. & Palko, J. 1984. Macronutrient and micronutrient status of cultivated acid sulphate soils at Tupos, Finland. *Ann. Agr. Fenn.*, vol. 23, s. 121-134.
- Lipkin, T. 1984. Ehdotus Lapväärtinjoen suojele- ja kehittämissuunnitelmaksi. Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 6 s.
- Palko, J., Räsänen, M. ja Alasaarela, E. 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Vesihallituksen tiedotuksia Nro 260, 95 s.
- Palko, J. & Räsänen, M. 1986. Identification and classification of agricultural acid sulphate soils in the drainage basin of the river Sirppujoki, SW Finland. *ILRI Publ.* (painossa).
- SFS 3024. 1974. Veden sulfaatin määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 4 s.
- Akerblom, K.V. 1952. Lappfors historia I - II. Lappfjärds kommuns förlag.

JUKKA PALKO, MARKUS SAARI

LAPVÄÄRTIN-ISOJOEN VESISTÖALUEELLA SIJAITSEVAN STORSJÖN JÄRVIKUIVION HAPPAMAT SULFAATTIMAAT

English summary: Acid sulphate soils in the drained lake area of Storsjö in the drainage basin of the River Lapväärti-Isojoki

JUKKA PALKO, URPO MYLLYMAA

HAPPAMIEN SULFAATTIMAIDEN VESISTÖVAIKUTUKSISTA, ESIMERKKINÄ LIMINGAN TUPOKSEN TÄYDENNYS-KUIVATUSALUE

English summary: Acidity problems of drainage basins in acid sulphate soil areas: An example from the drainage basin of Tupos in Liminka, Central Western Finland

JUKKA PALKO, MATTI RÄSÄNEN, ERKKI ALASAARELA

LUODON-ÖJANJÄRVEN VALUMA-ALUEEN MAAPERÄN JA VESISTÖN HAPPAMUUSKARTOITUS

English summary: The survey of the soil and water acidity in the catchment area of Luodon-Öjanjärvi

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

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-0807-5
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1987

JUKKA PALKO & URPO MYLLYMAA

HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN VESISTÖVAIKUTUKSISTA, ESIMERKINÄ
LIMINGAN TUPOKSEN TÄYDENNYSKUIVATUSALUE

ACIDITY PROBLEMS OF DRAINAGE BASINS IN ACID SULPHATE SOIL
AREAS: AN EXAMPLE FROM THE DRAINAGE BASIN OF TUPOS IN LIMINKA,
CENTRAL WESTERN FINLAND

SISÄLLYS

	Sivu
1. JOHDANTO	27
2. YLEISTÄ HAPPAMISTA SULFAATTIMAISTA	29
2.1 Alkuperä	29
2.2 Paikantuminen	29
2.3 Tunnistaminen ja luokittelu	30
2.4 Happamuuden muodostuminen maaperässä	32
2.5 Maaperän happamuuden siirtyminen vesistöön	34
2.6 Valumaveden happamuuden ennakointi	37
2.7 Toimenpidevaihtoehdot happamuushaittojen ehkäisemiseksi	38
2.8 Tutkimuksen painopistealueet Suomessa	39
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	40
3.1 Alueen yleiskuvaus	40
3.2 Suoritetut maaperätutkimukset	40
3.3 Täydennyskuivatuksen valumavesiseuranta	41
4. TULOKSET	43
4.1 Täydennyskuivatuksen tehokkuuden arviointi	43
4.2 Temmesjoen veden laatumuutokset v. 1983 - 1986	45
4.3 Ruhko-ojan täydennyskuivatusalueen vaikutus Temmesjoen veden laatuun	45
4.4 Hydrologisten tekijöiden vaikutus Temmesjoen veden laatuvaihteluun	49
4.5 Temmesjoen tulva-ajan veden laadun nykytila	53
5. TULOSTEN TARKASTELU	54
6. TIIVISTELMÄ	56
7. SUMMARY	56
KIRJALLISUUS	58

1. JOHDANTO

Suomen rannikkoalueen alavat savikkoalueet ovat paikoin hyvin happamia. Näiden maiden sisältämä happamuus on peräisin niiden kuivumisen yhteydessä tapahtuvasta runsaasti rikkiä sisältävien maakerrosten hapettumisesta. Muodostuneen happamuuden määrä on suorassa suhteessa hapettuneen sulfidirikin ekvivalenttiseen määrään. Nämä happamat sulfaattimaat voivat esiintyä joko todellisina tai potentiaalisina. Potentiaaliset happamat sulfaattimaat ovat vielä neitseellisessä tilassa, jolloin ne eivät ole happamia, mutta muuttuvat todelliseksi happamiksi sulfaattimaiksi maan perusaineksen joutuessa ilman kanssa tekemisiin. Happamat sulfaattimaat tulevat olemaan jatkuva maanviljelyksen ja ympäristönsuojelun ongelma Suomen rannikkoalueilla. Ajan myötä vain ongelmien painopistealueet muuttuvat vanhempien happamien sulfaattimaiden menettäessä happamuuspotentiaalinsa ja uusien maiden paljastuessa merestä maankohoamisen ja uusien ojitusten seurauksena.

Sulfaattimaiden valumavesien happamuustilaa on vaikea ennakoida, koska happamuustilan muuttumiseen vaikuttavat useat toisistaan riippumattomat tekijät kuten ilmasto, maaperän heterogeenisuus ja ihmisen toiminta. Keskeisin ongelma on ollut riittämätön tietämys mekanismeista, jotka ovat osallisena happamuuden muodostumiseen, siirtymiseen ja neutraloitumiseen maaperässä ja vesistössä.

Suomalaisten happamien sulfaattimaiden tutkimus alkoi varsinaisesti 1950-luvun lopulla, kun Purokoski suoritti happamien sulfaattimaiden kemialla käsittelevän tutkimuksensa (Purokoski 1958) sekä teki arvon happamien sulfaattimaiden esiintymisestä Suomessa (Purokoski 1959). 1970-luvun alussa tapahtuneiden useiden kalakuolemien johdosta suoritettiin diplomitöiden muodossa selvityksiä kalakuolemien syistä Kyrönjoen vesistöalueella (Manninen 1972, Seppänen 1975). Vesihallinnon ja Oulun yliopiston yhteistyönä perustettiin vuonna 1983 tutkimusprojekti, jonka tarkoituksena on mm. kehittää toimenpidevaihtoehtoja sulfaattimaiden happamuushaittojen ehkäisemiseksi. Toimenpidevaihtoehdot pohjautuvat happamien sulfaattimaiden kartoitus- ja luokittelumenetelmien kehittämiseen (Erviö & Palko 1984, Palko et al. 1985, Palko & Räsänen 1986, Palko & Saari 1986), neutralointi- ja ojitustekniikan kehittämiseen (Palko 1986a, b) ja vedenlaatuennusteiden laatimiseen (Palko et al. 1985).

Tämän työn tarkoituksena on selvittää em. projektin yhteydessä muodostuneita käsityksiä happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista ja niihin vaikuttavista tekijöistä. Esimerkkitapauksena kuvataan Limingan Tupakan täydennyskuivatusalueen vaikutusta Temmesjoen veden laatuun v. 1983 - 1986. Tätä työtä on rahoittanut Maa- ja vesitekniikan tuki ry, ja tietojenkäsitte-

lyn on suorittanut LUK Aini Bloigu Oulun yliopiston
sovelletun matematiikan ja tilastotieteen laitokselta.

2. YLEISTÄ HAPPAMISTA SULFAATTIMAISTA

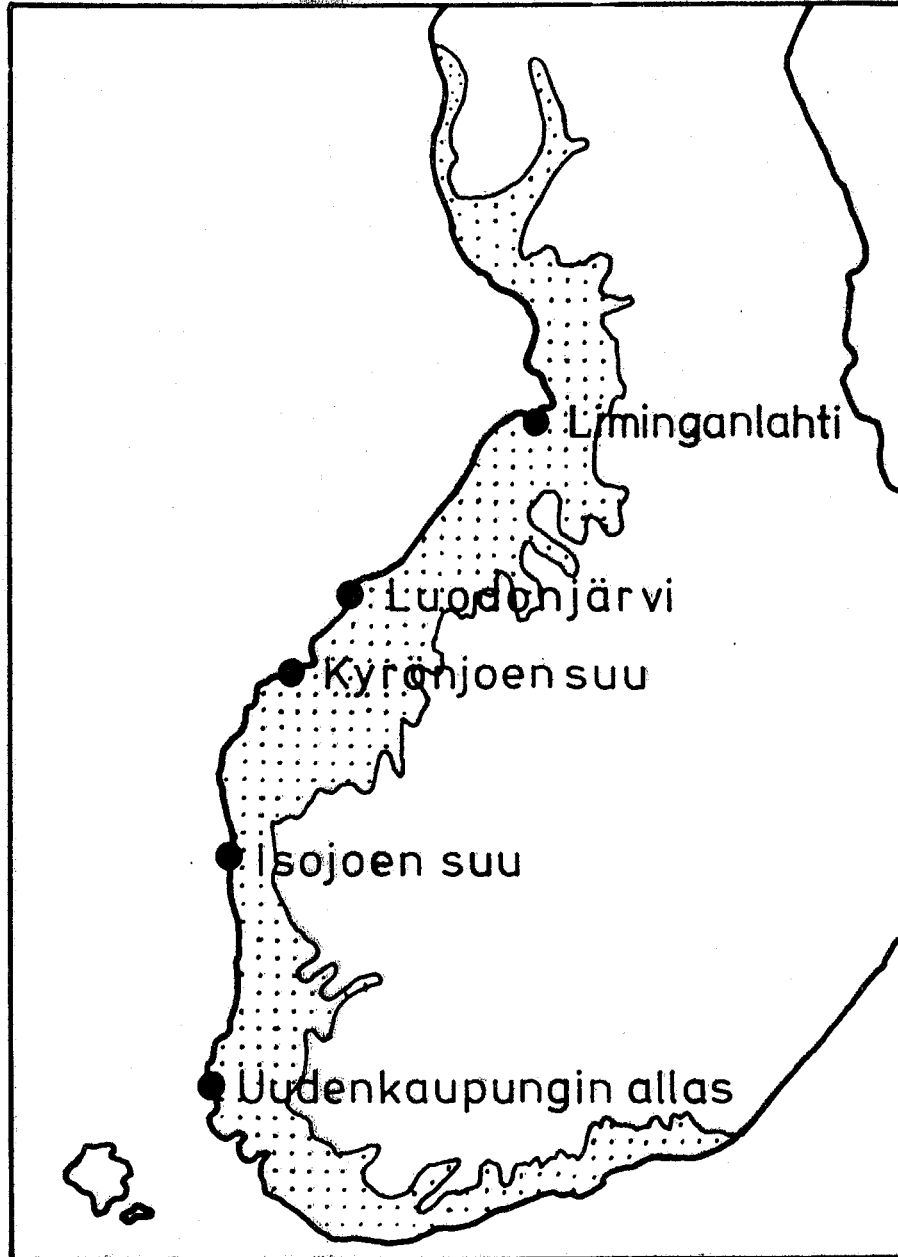
2.1 Alkuperä

Happamien sulfaattimaiden sisältämä sulfidirikki on peräisin näiden maalajien synnyn aikana sedimentoituneista meriveden sulfaateista. Anaerobisissa oloissa sulfaatin (SO_4^{2-}) happi on toiminut elektronin vastaanottajana, jolloin on muodostunut sulfidi-ioneja (S^{2-}). Rungas orgaanisen aineen määrä on mahdollistanut pelkistystoiminnan. Muodostuneet sulfidi-ionit ovat saostuneet pääasiallisesti rautasulfideina. Pelkistymisen yhteydessä on vapautunut bikarbonaattia, joka on huuhoutunut pois. Kun nämä sedimentit hapettuvat, vapautuu tätä vapautunutta bikarbonaattimäärää vastaava vetyionien määrä maanesteeseen. Vapautuneiden vetyionien määrä on riittävän suuri aiheuttamaan pitkäaikaisia muutoksia maaperän ja valumavesien happamuuteen näillä alueilla.

2.2 Paikantuminen

Suomen happamat sulfaattimaat sijaitsevat Pohjanlahden rannikon alavilla mailla, joissa Litorinameren aikana muodostuneet sedimentit ovat tehokkaassa hapettumisvaiheessa. Litorinameren raja kulkee 30 m mpy korkeustasolla Etelä-Suomessa ja 90 m mpy korkeustasolla Pohjois-Suomessa (Kuva 1). Lisäksi näitä maita esiintyy useilla järvikuivioalueilla, joissa hapettava rikki on peräisin järven pohjaan kerrostuneesta orgaanisesta aineksestä.

Purokosken (1959) suorittaman rikkipitoisten maiden inventoinnin mukaan Suomessa esiintyi happamia sulfaattimaita 51 000 hehtaaria. Näistä suurin osa sijaitsi Etelä-Pohjanmaalla (20 000 hehtaaria) ja Pohjois-Pohjanmaalla (12 000 hehtaaria). Purokosken arviot on myöhemmin todettu aivan liian pieniksi: Erviön (1975) inventoinnin mukaan jo pelkästään Kyrönjoen valuma-alueella esiintyi happamia sulfaattimaita 26 000 hehtaaria. Palkon et al. (1985) mukaan Sirppujoen valuma-alueella oli happamia sulfaattimaita 4 228 hehtaaria eli 10,8 % koko alueen pinta-alasta (Purokosken vastaava arvio oli vain 1 484 hehtaaria). Lisäksi tämänhetkiset tiedot parhaillaan (v. 1986 - 87) suoritettavan Luodonjärven ja Öjanjärven valuma-alueiden maape-räkartoituksesta osoittavat, että happamien sulfaattimaiden määrä näillä alueilla on huomattavasti Purokosken arvioita suurempi (Palko ja Räsänen 1987). Em. tuoreimpien kartoitusten perusteella Suomen happamien sulfaattimaiden määrä on yli 100 000 hehtaaria.



Kuva 1. Aiemmin Litorinameren peitossa ollut alue Suomen rannikolla (varjostettu alue) ja valumaveden suhteen kriittisimmät vesistöalueet.

2.3 Tunnistaminen ja luokittelu

Happamien sulfaattimaiden tunnistamisella ja luokittelulla on tärkeä merkitys peltojen oikean kalkituksen ja viljalajikkeen valinnan kannalta sekä näiden maiden aiheuttamien vesistöhaittojen torjunnassa. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen on hyvin paikottaista, minkä vuoksi tiheä maaperäkartoitus on yleensä välttämätönärkevien toimenpiteiden suunnittelussa.

Kansainvälisesti pidetään sulfidipitoisten happamien sulfaattimaiden tunnistamiskriteerinä näille maille tyypillisen jarosiittikerroksen olemassaoloa tai pintakerroksen alhaista pH-arvoa. Potentiaalisten happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen tarvitaan maaprofiilinäytteen hapettaminen muhittamalla tai kemiallisesti, jonka jälkeen hapetetusta näytteestä määritetään pH-arvo tai rikkipitoisuus.

Suomalaisten happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen on kehitetty aivan oma menetelmänsä. Menetelmä perustuu maaprofiilin keskikerroksen pH(H₂O)-arvon ja sulfaattipitoisuuden indikointiin. Maa luokitellaan happamaksi sulfaattimaaksi kun keskikerroksen pH(H₂O) on pienempi kuin 5,0 ja/tai happaman ammoniumasetaatti-uutoksen sulfaattipitoisuus on suurempi kuin 100 mg/l kuivaa maata (Erviö 1975, Erviö ja Palko 1984). Keski-kerrosnäyte antaa tässä tapauksessa paremman indikaation kuin pintakerrosnäyte, koska pintakerroksen happamuusolosuhteisiin vaikuttavat suoranaisesti pelto-kalkitus sekä kuivina aikoina kapillaariveden mukana kulkeutuva ja saostuva sulfaattirikki. Palko et al. (1985) ja Palko ja Räsänen (1986) luokittelivat happamat sulfaattimaat kolmeen eri luokkaan niiden maaperää ja vesistöjä happamoittavan vaikutuksen mukaan. Happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen he käyttivät pH:n raja-arvoa 5,0 ja luokitteluparametrinä happamaan ammoniumasetaattiin uuttuvaa keskikerrosnäytteen rikkipitoisuutta.

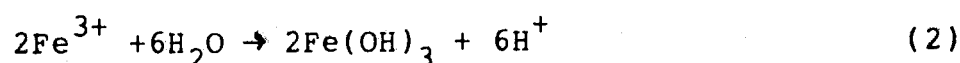
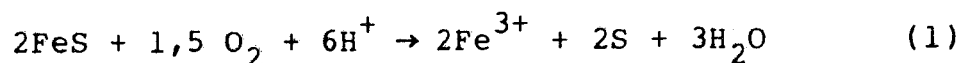
I luokan happamat sulfaattimaat ovat nuoria heikosti huuhtoutuneita liejusavimaita, joiden sulfaattipitoisuus on suurempi kuin 500 mg/l, II luokan sulfaattimaat ovat jo paremmin huuhtoutuneita liejusavia, joiden sulfaattipitoisuus on suurempi kuin 100 mg/l ja pienempi kuin 500 mg/l. III luokan sulfaattimaat ovat hyvin huuhtoutuneita; niiden sulfaattipitoisuus on pienempi kuin 100 mg/l, mutta pH-arvo kuitenkin edelleen alhainen (<5,0). Keskikerroksen sulfaattipitoisuuden pohjalta tehty luokitus perustuu sulfidikerroksen hapettumisen yhteydessä vapautuneiden sulfaatti-ionien nopeaan huuhtoutumiseen. Sulfidien hapettumisen yhteydessä vapautuva happamuus on pitempiaikainen indikaatio.

Palko ja Saari (1986) kuvasivat entistä tarkemman happamien sulfaattimaiden kartoitusmenetelmän. Menetelmän mukaan urakairalla kairattiin jatkuva maaprofiili 0 - 200 cm:n matkalta. Profiilista määritettiin kentällä maalaji ja pH-arvo 10 cm:n välein. Indikaatiopisteinä käytettiin pH-minimiarvoa ja kerrossyvyyttä, jossa pH saavuttaa arvon 5,0 siirryttäessä happamista pintakerroksista pelkistyneisiin neutraaleihin olosuhteisiin (vrt. Kuva 2). Edellistä arvoa käytettiin happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen, jälkimmäistä taas kuvaamaan profiilin kuivatussyvyyttä. Tällä menetelmällä voitiin määrittää 5 cm:n tarkkuudella profiilipisteen

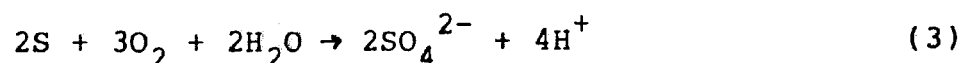
edustavan alueen kuivatustilanne. Menetelmä on huomattavasti luotettavampi ja tarkempi kuin pelkkä keski-kerroksen sulfaattipitoisuusmääritys. Kartoitukseen kuului lisäksi rikkipitoisuuden määrittäminen 150 cm:n syvyydeltä. Tällä pyrittiin arvioimaan maaprofiilin hapettumisen edetessä vapautuvan happamuuden määrää. Edellämämainituilla kartoitustiedoilla on mahdollista paikantaa pahimmat alueet ja entistä paremmin arvioida alueiden kuivavarassa tapahtuvien muutosten vaikutusta huuhtoutuvan happamuuden määrään.

2.4 Happamuuden muodostuminen maaperässä

Suomalaisen happaman sulfaattimaan pelkistyneessä tilassa olevat kerrokset sisältävät sulfidirikkiä 0,1 - 3,0 % (Purokoski 1958, Palko et al. 1985). Sulfidi on pääasiassa rautamonosulfidia, FeS (Purokoski 1958), mutta todistettavasti on osoitettu, että osa sulfideista on myös pyriittiä, FeS₂ (Palko et al. 1985). Maaperän sulfidimuodolla on tärkeä merkityksensä hapettumisen nopeuteen. Tropiikin happamat sulfaattimaat ovat pyriittimaita, joissa pyriitti hapettuu nopeasti joutuessaan ilman kanssa tekemisiin, ja tällöin happamuusvaikutus on välitön. Monosulfidimaissa, joihin Suomen litorinasedimentit luetaan, maaperän happamoituminen ei tapahdu välittömästi monosulfidin hapettumisen seurauksena. Tämä johtuu siitä, että monosulfidin ensimmäisessä (kemiallisessa) hapettumisvaiheessa on kaksi reaktiota, joista toinen tuottaa protoneja (2) ja toinen reaktio kuluttaa niitä saman verran (1):



Kemiallisen hapettumisen seurauksena ei vapaudu protoneja, potentiaalinen happamuus ainoastaan siirtyy alkuainerikkiin (S). Happamuuden vapautuminen alkuainerikistä hapettumisen toisessa vaiheessa on hidas mikrobiologinen reaktio, joka on tarkkaan riippuvainen ympäristön kosteus-, lämpötila- ja happamuusolosuhteista (3):



Yleisin alkuainerikin hapettumista katalysoiva bakteeri on Thiobacillus ferrooxidans, joka kasvaa parhaiten hyvin happamissa olosuhteissa (pH 2,0 - 3,5). Tästä johtuen happamuuden vapautuminen potentiaalisesta happamasta sulfaattimaasta hapettumisen alussa on hidasta, mutta kiihtyy nopeasti reaktion päästessä käyntiin pH:n laskiessa. Suomalaisissa olosuhteissa tärkeä mikrobiologista hapettumista rajoittava tekijä on lämpötila. Maaperän ollessa roudassa sekä kemiallinen että mikrobiologinen hapettuminen pysähtyvät. Aktiivisinta

aikaa hapettumiselle on kesän kuiva-aika, jolloin suotuisat olosuhteet hapettumiselle ovat olemassa.

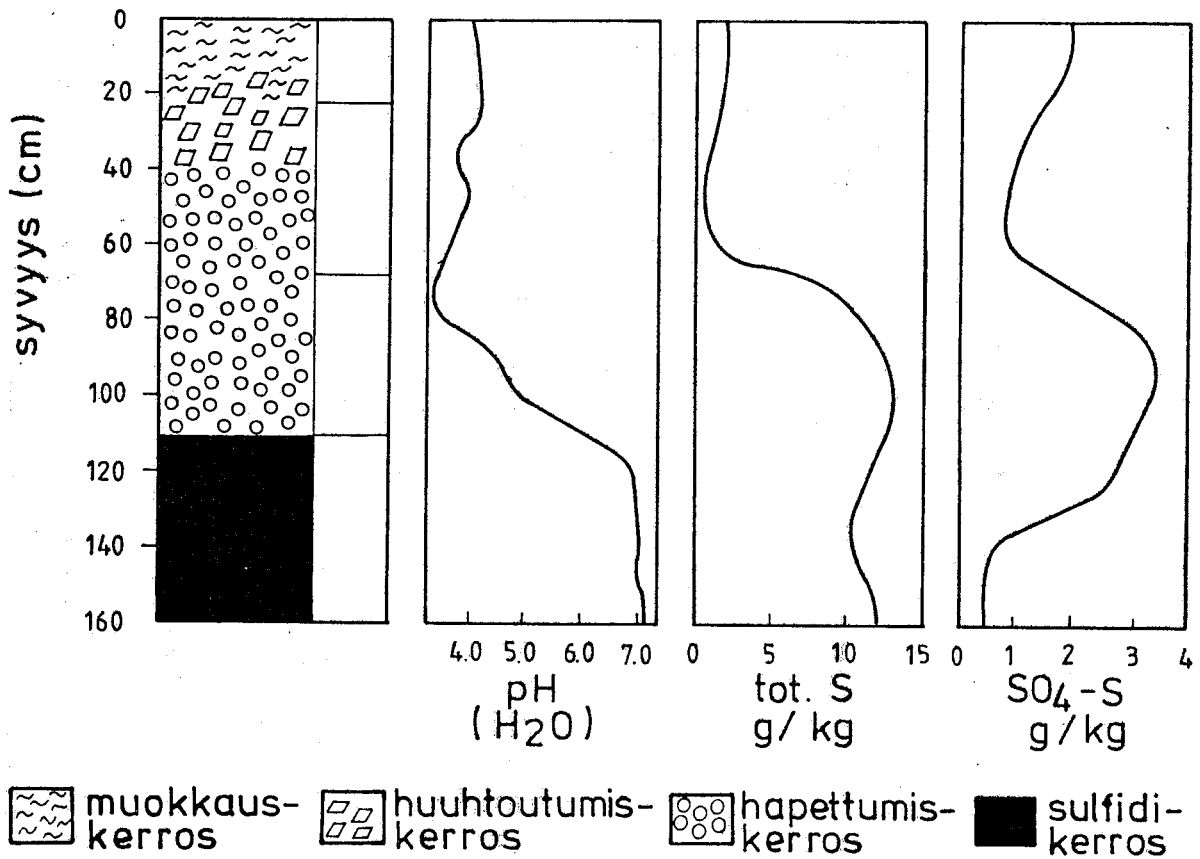
Maaperän kuivatuksen ja tästä aiheutuvan happamuuden muodostumisen välissä on oltava kesäaika, jolloin hapettuminen voi kulkea loppuun. Maanviljelyksessä olleen happaman sulfaattimaan profiili ei kuitenkaan kykene puskuroimaan ioninvaihto-ominaisuuksillaan muodostuvaa happamuutta, koska maaprofiili on jo ennestään happamoituneessa tilassa.

1 mooli (32 g) alkuainerikkiä vapauttaa hapettuessaan 2 ekvivalenttia happamuutta. Maanesteen happamoitumisen puskurointiin vaikuttavat pääasiassa kaksi prosessia, ioninvaihto ja kemiallinen rapautuminen. Aluksi maaperä pyrkii neutraloimaan happamuuden sitomalla vapautuneet vetyionit ioninvaihtokohtiinsa, jolloin heikomman adsorbtiokyvyn omaavat ionit kuten K^+ , Mg^{2+} ja Ca^{2+} vapautuvat maanesteeseen. Kun tämä puskurisysteemi on kulutettu loppuun maaperän miniraalirakenne alkaa rapautua. Kemiallinen rapautuminen pystyy puskuroimaan maaperään suuret määrät happamuutta vapautuneiden alumiini-ionien muodossa. Rikin hapettumisen lopputuloksena alkalimetallien ja alumiinin sekä sulfaatin liukoinen pitoisuus maaperässä kasvaa.

Tyypillinen suomalainen viljelyksessä oleva hapan sulfaattimaaprofiili on esitetty kuvassa 2. Muokkauskerros on yleensä turvetta, jonka alapuolelta alkaa hienohieta tai savikerrostuma. Keskikerroksessa, 40 - 60 cm, sulfideista vapautunut rauta on ehtinyt mineralisoitua tummanruskeiksi rautaoksidideiksi orgaanisten partikkeleiden ja kasvin juurten ympärille. Tämän kerroksen alapuolella esiintyy usein vaaleankeltaisia jyväsia. Nämä koostuvat jarosiitti-kompleksiyhdisteistä. Jarosiitti on pysyvä yhdiste ainoastaan hyvin happamissa olosuhteissa ($pH < 4,0$). Suomalaisessa happamassa sulfaattimaassa jarosiittien esiintyminen ei kuitenkaan ole kovin yleistä, vaikka pH olisikin alhainen. Mahdollisesti 1-arvoisen (K^+) tai 3-arvoisen kationin (Al^{3+} , Fe^{3+}) pitoisuus on rajoittava tekijä tämän yhdisteen muodostumiselle. Suomalaisessa litorinasedimentissä sulfidikerroksen alkamiskohdan raja on jyrkkä ja se on yleensä havaittavissa harmaan kerroksen muuttumisena tummanmustaksi. Mustan kerrostuman olemassaolo ei kuitenkaan aina ilmoita sulfidien olemassaoloa. Maakean veteen kerrostuneet rikkisedimentit ovat yleensä poikkeuksetta tummanharmaita (Palko et al. 1985).

Profiilin pH-minimi saavutetaan jarosiittikerrostumassa. (Kuvan 2. profiilissa 80 cm:n syvyys). Litorinasedimenttiprofiilin pH nousee asteittain siten, että mustan kerroksen alkaessa saavutetaan neutraalit olosuhteet. Näin sulfidikerroksen yläpuolinen erittäin hapan kerros ruokkii T. ferrooxidansia katalysoimaan mikrobiologista alkuainerikin hapettumista alemmissä kerroksissa. Lähes kaikki rikki 0 - 60 cm:n korkeustasolla

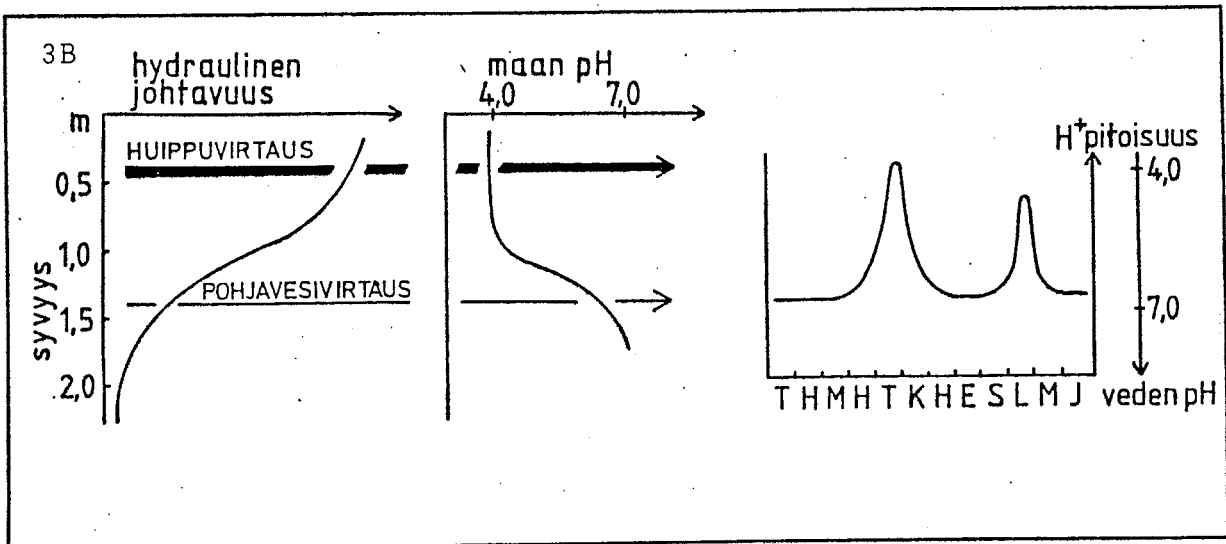
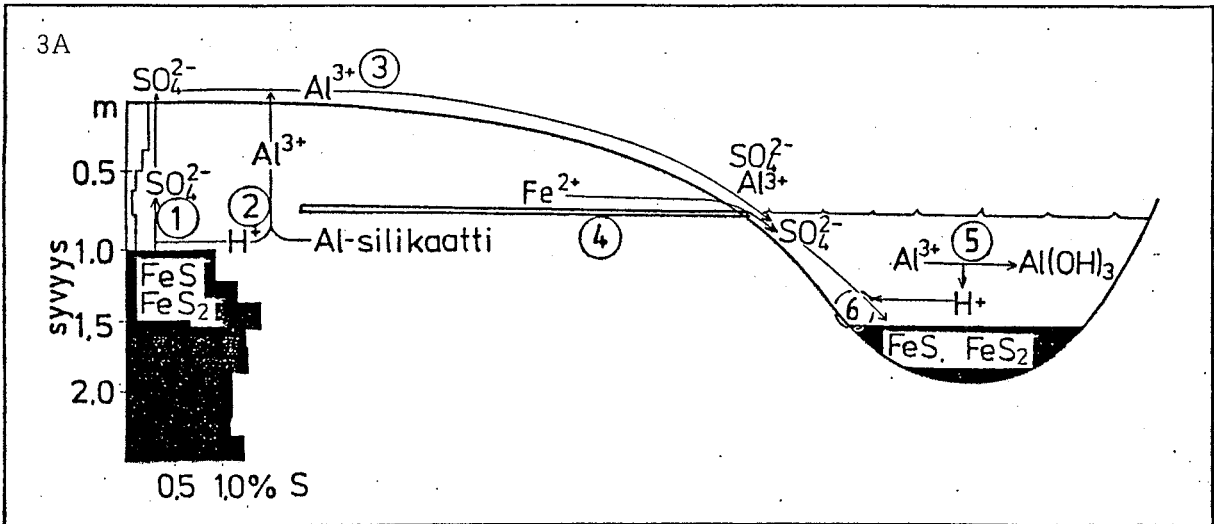
on sulfaattimuodossa. Tämän alapuolella (60 - 110 cm) pääasiallisin rikkimuoto on alkuainerikki ja neutraaleissa (yli 110 cm) olosuhteissa sulfidirikki.



Kuva 2. Hapan sulfaattimaaprofiili Limingan Tupokses-
sa (korkeustasolla 3,5 m mpy). Pelto on ollut tehok-
kaassa viljelyksessä noin 10 vuotta. Muokkauskerrok-
sesa esiintyy turvetta, huuhtoutumiskerroksessa ruskeita
rautaoksidisaostumia, hapettumiskerroksessa keltaisia
jarosiittijyväsia ja sulfidikerros on kauttaaltaan tum-
manmusta.

2.5 Maaperän happamuuden siirtyminen vesistöön

Yksinkertaistettu kuva happamuuden siirtymisestä sul-
fidisedimentistä vesistöön on esitetty kuvassa 3a. Sul-
fidikerroksen hapettumisen seurauksena maanesteeseen
vapautuu alkalimetalli- ja alumiini-ioneja, jotka kul-
keutuvat kuivana aikana kapillaariveden mukana maan
pintakerrokseen. Happamissa sulfaattimaissa sulfaatti
on pääasiallisin anioni, jolloin se toimii kulkeutumi-
sessa näin kationien vastaionina. Kuivina kesinä kapil-
laarinen virtaus on suuri runsaan haihtumisen seurauk-
sena, jolloin maan pintakerrokset voivat olla kauttaal-
taan erilaisista sulfaattiyhdisteistä muodostuneen här-
meen peitossa.



Kuva 3a. Happamuuden muodostuminen ja huuhtoutuminen vesistöön happamilla sulfaattimailloilla: 1) Sulfidisedimentin hapettuminen 2) Silikaattimineraalien kemiallinen rapautuminen 3) Ionien huuhtoutuminen maaperästä vesistöön 4) Ferroraudan huuhtoutuminen salaojavalunnassa vesistöön 5) Alumiini-ionien hydrolysoituminen ja happamuuden vapautuminen vesistössä 6) Sekundaarinen sulfidien sedimentaatio vesistössä.

Kuva 3b. Happamuustilanteen ajoittuminen vesistössä.

Alumiini on avainalkuaine happamuuden kulkeutumisessa. Osa alumiinista hydrolysoituu maaprofiilissa tai maan pintakerroksessa muuttamalla näiden happamuusolosuhteita, osa taas saostuu erilaisina sulfaattisuoloina. Pääosa jokien valumasta on pintavaluntaa; ainoastaan kuiva-aikana merkittävä osuus on pohjavaluntaa. Pohjavesi on hyvin puskuroitunut happamuutta vastaan, jolloin kuiva-aikana valumavesi on lähes neutraalia. Maan pinta-

kerrosten suuren läpäisevyyden seurauksena kosteana aikana valumavesi liuottaa ja huuhtoo tehokkaasti maan pintakerrokseen saostuneet ionit vesistöön. Alkalimetallien ja sulfaatin joutuminen vesistöön ei muuta vesistön happamuustilaa, sen sijaan alumiini-ionit pyrkivät muuttamaan sitä hydrolysoitumisen seurauksena. Alumiini saostuu alumiinihydroksidina vapauttaen maaperässä sitomansa protonin (Kuva 3a). Samalla vesistön puskurointikyky alkaa ehtyä ja lopulta sen pH laskee. pH-minimi saavutetaan tulvahuipun kohdalla keväisin ja syksyisin (Kuva 3b).

Hartikainen ja Yli-Halla (1986) ovat laboratoriossa suorittamallaan muhitus- ja eluointikokeilla todenneet, että alunperin täysin pelkistyneessä tilassa olevan happaman sulfaattimaan eluointi vapautti aluksi alkalimetalleja (erityisesti Mg) sulfaatin vastaioneina ja että happamien vastaionien pitoisuus kasvoi vasta myöhemmin eluointinesteessä. Hapettuneen ja pelkistyneen kerroksen muutosvyöhykkeen eluointi vapautti välittömästi happamat kationit eluointiliuokseen. Kokeet osoittivat, että neitseellisen sulfidisedimentin hapettumisen ja happaman huuhtoutuman välillä on latenssiaika, joka johtuu sulfidin hapettumisen ja kemiallisen rapautumisen aiheuttamasta viiveestä. Potentiaalisesti happaman sulfaattimaan kuivatuksen yhteydessä viive voi olla havaittavissa myös luonnossa. Kuivatuksen vaikutus kohdistuu yleensä kuitenkin ns. hapettumiskerrokseen, jolloin Hartikaisen ja Yli-Hallan (1986) kokeen perusteella em. seikoista johtuvaa viivettä on mahdollisesti vaikea havaita luonnollisissa kuivatusolosuhteissa.

Salaojitus edesauttaa ferroraudan (Fe^{2+}) huuhtoutumista maaperän hapettumiskerroksesta vesistöön. Ferrorautaa on yksi happamuutta sisältävä rautasulfidin hapettumisen välituote, ja ferrorauta pyrkii vapauttamaan hapettuessaan protonin valumaveteen. Tämän vuoksi salaojitetuilla alueilla sulfidisedimentin hapettumisen vaikutus valumaveden happamuusolosuhteisiin on nopea (Kuva 3a).

Usein jokien ja järvien pohjalietteessä tapahtuu ns. sekundaarinen sulfidin sedimentoituminen (Kuva 3a, reaktio 6). Tämä reaktio sitoo rikin ja protonin vedestä pohjalietteeseen happamuusolojen muuttuessa. Tätä reaktiota katalysoivat pelkistävät rikkibakteerit. Koko rikkikierron lopputuloksena osa litorinasedimentin sulfidirikistä siirtyy happaman sulfaattimaan hapettumiskerroksesta vesistön pohjalietteeseen. Samalla on tapahtunut kierron eri vaiheissa maaperässä ja vesistöissä merkittäviä happamuusolosuhteiden muutoksia. Koska rikkikierto on jatkuva prosessi niin kauan kun sulfidisedimenttiä on jäljellä hapettuvissa oloissa, maaperän ja vesistön happamuusongelma on hitaasti muuttuva tila.

2.6 Valumaveden happamuuden ennakointi

Ilmaperäisen laskeuman osuus happamien sulfaattimaiden happamoitumisessa on pieni. Sirppujoen valuma-alueella, jonka sulfaattimaiden osuus on 10,8 %, ilmasta tulevan rikin määrän arvioitiin olevan 4 % alueen rikin kokonaiskuormituksesta (Palko et al. 1985). Valumaveden happamuuden ennakoinnissa pyritään karkeaan malliajatteluun, jossa aktiivisessa hapettumisvaiheessa olevien happamien sulfaattimaiden merkitys on korostunut. Mallin luominen edellyttää usean vuoden yhtäjaksoista valumaveden laadun ja hydrologian seuranta, alueen maaperäkartoitusta sekä aikaisempien ojitusten ajallista ja laadullista tuntemusta.

Happamien sulfaattimaiden valumaveden laatuun vaikuttavat tekijät voidaan jakaa kahteen osaan: ilmastotekijöihin ja maaperätekijöihin. Ilmastotekijät kuvaavat maaperässä vapautuvan happamuuden huuhtoutumistehoa ja huuhtoutuman ajoittumista. Yleensä alueen valunta on riittävä vaikuttavien tekijöiden, sadannan, haihdunnan ja lämpötilan selittäjä. Maaperätekijöitä on selitettävä usealla eri ominaisuudella, joiden käsittely on tehtävä alueittain. Mitä pienempiin alueyksiköihin mennään sitä tarkempi kuvaus voi olla. Selitettävän tekijän, alueyksikön valumaveden laadun, seurantakapasiteetti asettaa usein rajat alueyksikön koon valinnalle. Maaperätekijät voidaan jakaa osiin alueen happamien sulfaattimaiden määrän, niiden huuhtoutumistilan sekä alueella suoritettujen ojitusten suhteen. Näille tekijöille määritellään yksi tai useampi selittävä parametri.

Maaperätekijät selvitetään alueen maaperäkartoituksella, jonka primaarituloksena saadaan happamien sulfaattimaiden suhteellinen osuus, niiden paikantuminen, huuhtoutumistila ja pohjamaan happamuuspotentiaali. Kartoitettavat alueet rajataan korkeustasolle, jolla litorinasedimentti voi esiintyä. Hiekkakerrostuma-alueet ja paksut suoalueet voidaan jättää kartoituksen ulkopuolelle. Kairauspiste pyritään valitsemaan siten, että se kattaa noin 50 hehtaarin alueen. Kartoituksen perusteella piirretään aluekartta, johon on eritelty samanarvokäyrillä happamat sulfaattimaat huuhtoutumistilaa kuvaaviin luokkiin. Suoritettujen kuivatusten tehokkuus ja kuivatusajankohtien painopisteet ovat löydettävissä kuivatussuunnitelmista ojien pituusleikkauksista.

Usean tulva-ajan yhtäjaksoisella valumavesiseurannalla etsitään yhteys ilmasto- ja maaperätekijöiden yhteisvaikutuksen ja valumaveden laadun välillä. Yksittäisen tulvan aikana maaperätekijät pysyvät samoina, jolloin tulva-aikainen valumaveden laadun muuttuminen kuvaa ilmasto-olosuhteiden vaikutusta. Kuivatusten aiheuttaman happamuusvaikutuksen tutkimiseen on sovellettavissa alueen elementtitarkastelua, jolloin ilmastotekijöitä

voidaan pitää yhtäläisinä kun näytteenotto on suoritettu elementtien purkukohdissa samanaikaisesti. Tällöin alue-elementtien keskinäiset maaperätekijät määräävät elementtien valumaveden keskinäisen laatuero.

Vedenlaatumalli rakennetaan yksinkertaiselle parametrille, jota selittävinä tekijöinä käytetään maaperäkartoituksesta ja vedenlaadun seurannasta saatuja parametrejä. Luonnollisia selittäviä vedenlaatuparametrejä ovat valumaveden sulfaattipitoisuus ja asiditeetti-arvo. Sulfaattipitoisuuden sijasta voidaan käyttää sähkönjohtavuusarvoa, jos sulfaatti on valumaveden pääasiallisin anioni, ja näin happamien sulfaattimaiden tulvavesissä yleensä on laita. Sulfaattipitoisuusindikaatio kuvaa valuma-alueella hapettuneen sulfidin määrää. Yhtälöiden 1 - 3 mukaan monosulfidin hapettumisen yhteydessä happamuus ja sulfaatti-ionit vapautuvat maaperään samanaikaisesti. Sulfaattimalliajattelu tähtääkin tämän perusreaktion kuvaamiseen kun perusreaktion ja siitä aiheutuvan happaman huuhtoutuman ajallinen ero pystytään selittämään. Valumaveden asiditeetti-arvo kuvaa jo suoraan perusreaktion vaikutuksia valumavedessä, mikä puolustaa tämän parametrin käyttöarvoa. Alumiini-ionien nopea liukoisuusolosuhteiden muuttuminen erilaisissa pH-olosuhteissa estää alumiinipitoisuuden käytön selitettävänä tekijänä, sama koskee myös pH-arvoa. Korkeita ionipitoisuuksia sisältävässä vesinäytteessä voi tapahtua jo näytteen kuljetuksen yhteydessä alumiinin hydrolyysiä, jolloin näytteen liukoinen alumiinipitoisuus ja pH-arvo muuttuvat. Yleisesti käytetty pH-arvon määrittäminen, jossa näyte lämmitetään 25 °C:een ennen mittausta, on happamille valumavesille arveluttava. Erikoisesti tämän vuoksi asiditeettimäärittäminen vakiinnuttaminen happamien sulfaattimaiden valumavesiseurannassa olisi perusteltua. Riittämättömästä asiditeettiseurannasta johtuen ollaan yleensä pakotettuja ottamaan valumaveden happamuustilan laatutarkastelussa selitettäväksi tekijäksi joko pH-arvo tai sulfaattipitoisuus.

2.7 Toimenpidevaihtoehdot happamuushaittojen ehkäisemiseksi

Happamuushaittojen ehkäisy suoritetaan maaperäkartoituksesta ja valumavesiseurannasta saatavien tietojen pohjalta maaperän ja/tai valumaveden neutraloinnilla sekä ojitustöiden asianmukaisella suunnittelulla.

Maaperän kalkitseminen on osoittautunut suhteellisen tehottomaksi happaman huuhtoutuman ehkäisyssä, koska maaperään levitetyn kalkin vaikutusta ei voida tehokkaasti kohdentaa suoraan kriittisenä aikana mobilisoituvan happamuuden neutraloimiseen. Jotta peltokalkituksen vaikutus tulisi esille valumaveden happamuuden pienemisenä kalkkimäärien olisi oltava erittäin suuria. Valumavesissä neutralointiaineen teho voidaan kohdistaa suoraan kriittiselle ajalle ja kriittiseen paikkaan

ts. tulvahuipun ajalle ja selllaisten alueiden purku-kohtiin, joiden valumavesi voi laskea ratkaisevasti pääuoman puskurikykyä. Salaojaveden suora neutralointi kriittisillä alueilla ja kokoojaputkien suuaukon luona olisi tehokasta, jolloin välttyttäisiin suurten vesimassojen neutraloinnilta. Tähänastiset vaikeudet valumavesien neutraloinnissa ovat liittyneet neutralointikalkin saattamiseen liukoiseen muotoon kalkinsyötön yhteydessä. Kalkinsyöttö vaatii tehokkaan sekoituksen, jolloin neutralointipaikka olisi järkevintä sijoittaa mahdollisen pumppaamon yhteyteen.

Maaperäkartoitustietoja voidaan käyttää hyväksi kuivatuksen suunnittelussa keskittämällä uusien ojalinjojen kaivu vähiten kriittisille alueille ja hidastamalla pohjaveden alenemista ongelmallisilla sulfaattimaa-alueilla ojasyvyyttä pienentämällä tai rakentamalla lasku-uomiin pohjapatoja. Uusien ojien kaivuun tai vanhojen ojien perkauksen yhteydessä muodostuneet ojan-kaivuumaat lisäävät happamuusvaikutusta. Ojanpohjat sisältävät runsaasti sekundaarisesti sedimentoitunutta rautasulfidia, joka hapettuu altistettaessa täysin happellisiin olosuhteisiin. Kaivuumaat tulisi joko kuljettaa pois puskuroituun ympäristöön tai levittää laajalle alueelle ja kalkita. Kaivuumaiden levitys on tärkeää, jotta kalkitus olisi tehokas. Jos kaivuumaita ei voida kalkita tehokkaasti, on edullisempaa pitää ne läjitettyinä. Läjitysalueiden kasvuun saattaminen edellyttää näiden tehokasta kalkitusta ja useassa tapauksessa pintaturpeen lisääystä.

Tulva-ajan kriisitilanteissa auttaisi säännöstelyvesien laskeminen kriittisimpänä aikana puskuroimaan jokisuualueita. Tämä on kuitenkin epätaloudellinen vaihtoehto ja tulvasuojelun kannalta huono ratkaisu.

2.8 Tutkimuksen painopistealueet Suomessa

Happamien sulfaattimaiden valumavesitutkimus on keskitynyt happamille sulfaattimaa-alueille, joiden valumavedet laskevat huonosti vaihtuviin merenlahti- tai allassysteemeihin. Tulva-aikoina näillä alueilla havaitaan toisinaan valumavesien happamuudesta aiheutuvia kalakuolemia. Kyrönjoen suualue, Uudenkaupungin allas sekä Luodonjärven ja Öjanjärven makeavesialtaat ovat olleet suurimmassa vaaravyöhykkeessä (Kuva 1). Limingalahden vesistöalueen happamilla sulfaattimaille on suoritettu mittavia täydennyskuivatuksia v. 1983 - 1984, minkä vuoksi tiivis valumavesiseuranta on kohdennettu myös tälle alueelle.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Alueen yleiskuvaus

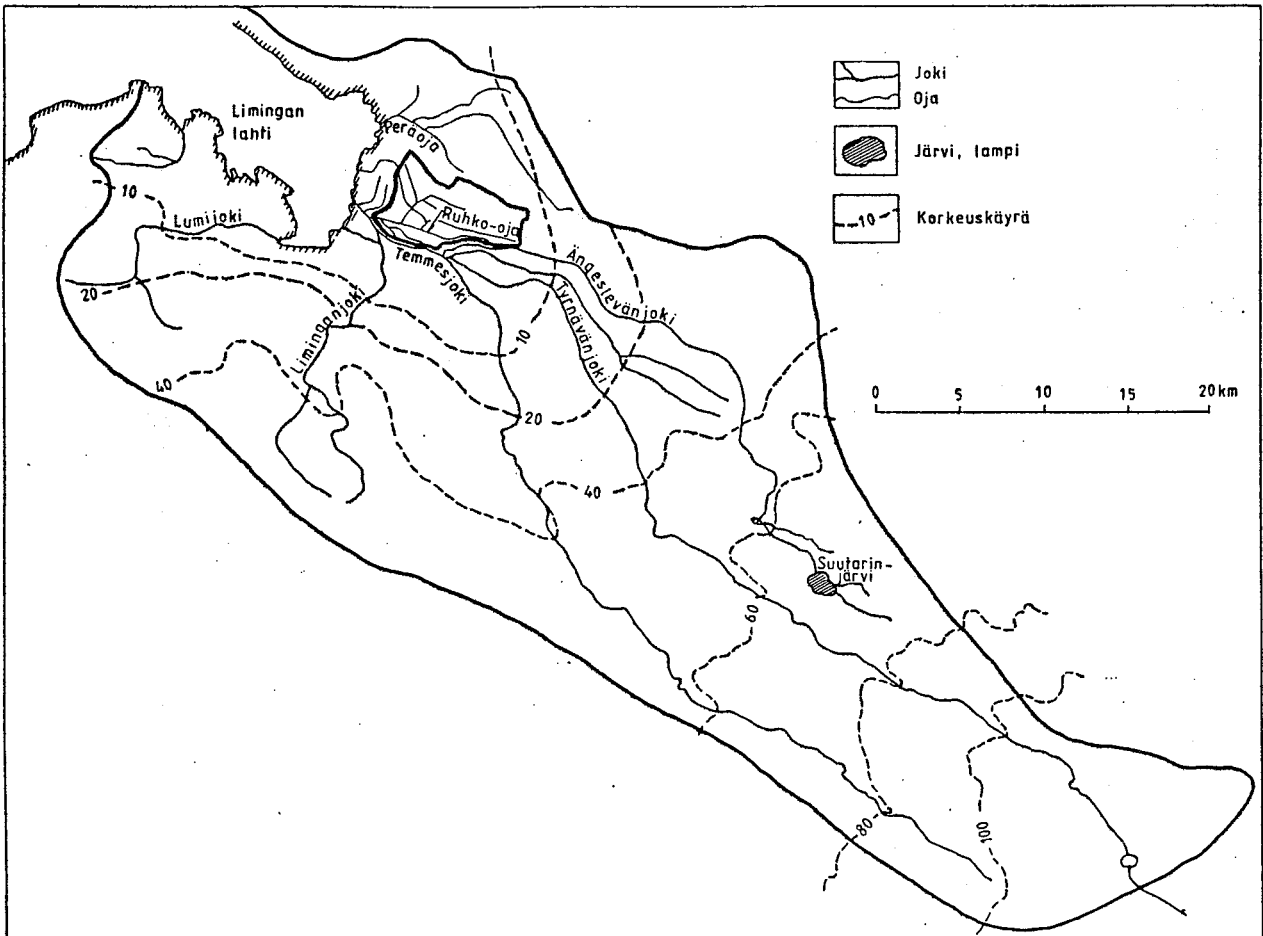
Temmesjoen valuma-alue ($F = 1\,079\text{ km}^2$) kattaa noin 80 % Oulun eteläpuolella sijaitsevasta Liminganlahden vesistöalueesta. Alavat ranta-alueet ovat niittynä ja peltona; vesistöalueen yläosat ovat pääosin suota. Korkeustaso 10 m mpy saavutetaan vasta noin 15 km ja 100 m:n korkeustaso noin 60 km rantaviivasta (Kuva 4). Limingan tasanko on ollut Litorinameren lahti, joka ulottui 100 m nykyistä merenpintaa korkeammalle. Liminganlahden nykyinen vesistöalue on ollut tuolloin itäistä kolmikaansu lukuun ottamatta veden peitossa. Tämän merivaiheen peittämät alueet ovat mahdollisia hapan sulfaattimaa-alueita. Maankohoamisen johdosta irtomaalajit ovat lajittuneet siten, että ylempänä ovat hiekkamaat, jokien yläjuoksun varsilla taas esiintyy karkeita hietamaita ja tasankoalueet ovat hienoa hietaa. Alueesta on 16,7 % peltona, 26,8 % metsänä ja 55,9 % suona; järviä alueella on 0,6 %. Pienestä järvisyydestä johtuen Temmesjoen vuodenaikaiset virtaamavaihtelut ovat suuret. Liminganlahden vesistöalueella ei ole ollut mittausasemaa, jolta olisi saatavissa päivittäisiä virtaamavaihteluita. Lähin pienvallama-alue on Huopakinoja Pattijoella ($F = 19,7\text{ km}^2$). Oulun vesipiirin vesitoimiston vuonna 1974 suorittamien virtaamavaihtelujen ja Huopakinojan valuman pohjalta Siira (1980) arvioi Liminganlahden vesistöalueen keskimääräiseksi valumaksi v. 1971 - 1976 $8,61\text{ l/s km}^2$. Sittemmin vuonna 1985 Huopakinojan mittapato on sortunut, minkä vuoksi tässä työssä valuntahuipun ajoittumista kuvataan Kalajoen Tuuraajan ($F = 20,6\text{ km}^2$) valunnalla. Ruhko-ojan ja Tuuraajan valuntahuippujen ajalliset erot on todettu pieniksi (Palko 1986b). Vuoden keskilämpötila alueella on $2,5\text{ °C}$ ja sademäärä $508,7\text{ mm/a}$ (Siira 1980).

Tutkimusalue, Ruhko-ojan valuma-alue ($F = 26,4\text{ km}^2$) sijaitsee Temmesjoen valuma-alueen suistossa (Kuva 4). Ojan purkautumiskohta sijaitsee noin 1 km Temmesjoki-suulta. Alue sijaitsee pääosin korkeustasolla 2,5 - 5,0 m mpy. Lähes 65 % alueesta on peltoa ja loput metsää. Alueen lounaisosat ovat maalajiltaan hietoja ja itäosat orgaanisia maalajeja (multamaa ja turve; Erviö & Palko 1984). Alueen pohjoisosassa esiintyy hiekkamuodostuma (Kuva 5). Ruhko-ojan valuma-alue on kaivettu vuonna 1955 tehdyn kuivatushankkeen yhteydessä. Täydennyskuivatus suoritettiin vuosina 1983 ja 1984.

3.2 Suoritetut maaperätutkimukset

Tupoksen alueella on suoritettu kaksi maaperäkartoitusta (Purokoski 1958 ja Erviö & Palko 1984). Purokosken kartoituksen mukaan Ruhko-ojan valuma-alue oli hapan sulfaattimaa hiekkamuodostuma-alueita lukuun

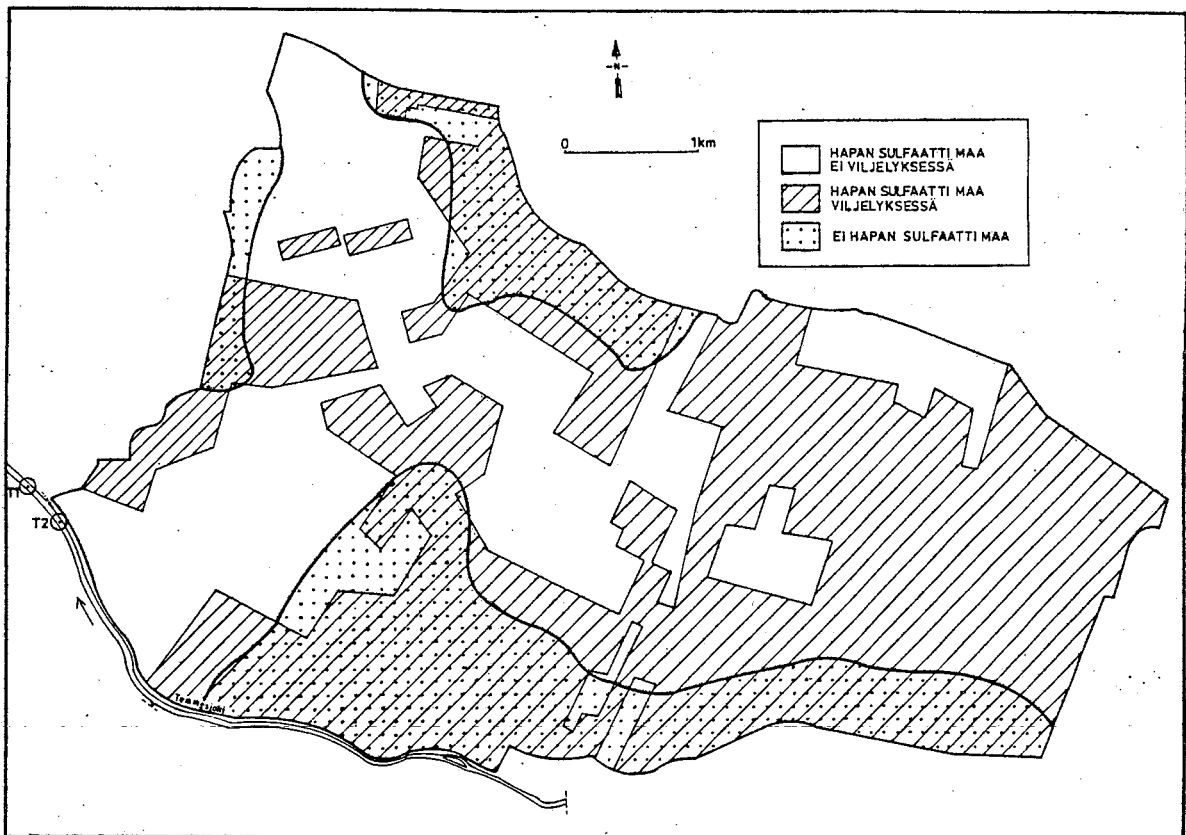
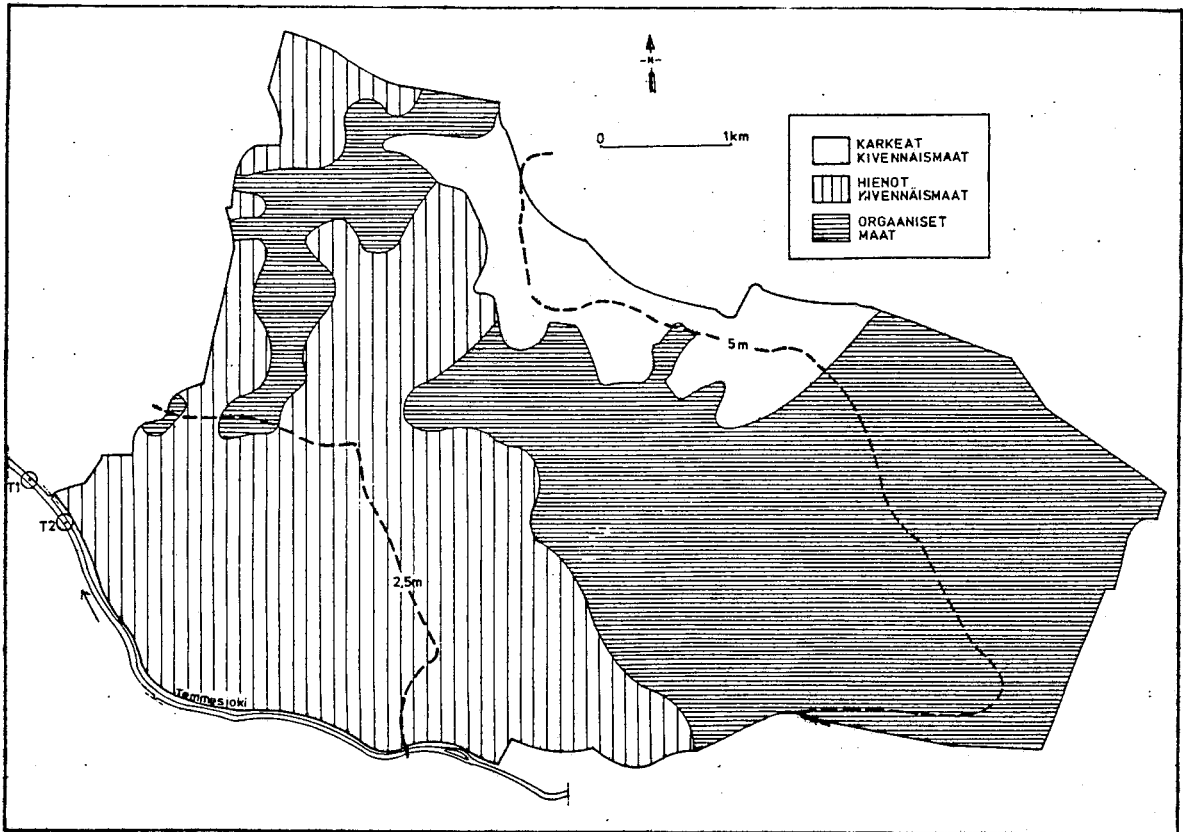
ottamatta. Arvio perustui 15 kairauspistehavaintoon. Erviö ja Palko suorittivat 212 kairauspistettä käsittävän alueen peltojen uusintakartoituksen vuonna 1983. Kuvassa 5b on esitetty tähän aineistoon perustuva Ruhko-ojan valuma-alueen happamien sulfaattimaiden raja; alueen pinta-alasta 75 % on hapanta sulfaattimaata. Happamat sulfaattimaat sijaitsevat alueen keski- ja itäosissa, pohjoisosassa sijaitseva hiekkamuodostuma-alue kuten myöskään Ruhko-ojan ja Temmesjoen väliin jäävä alue eivät ole hapanta sulfaattimaata.



Kuva 4. Liminganlahden vesistöalue. Tupoksen täydennyskuivatusalue Temmesjoen suulla on rajattu erikseen.

3.3 Täydennyskuivatuksen valumavesiseuranta

Vuosina 1983 - 1984 suoritetun täydennyskuivatusalueen vaikutusta Temmesjoen veden laatuun on seurattu ottamalla purkautumiskohdan yläpuolelta ja alapuolelta samanaikaisesti vesinäytteet, joiden laatueroa on verrailtu. Näytteenotto on keskitetty pääosin tulva-aikoihin. Vuosina 1983 - 1985 vuosiseuranta käsitti keskimäärin 8 havaintoajankohtaa, vuonna 1986 näytteet on otettu tulva-aikana kaksi kertaa viikossa (40 havaintoajankohtaa). Vesinäytteistä määritettiin pH-arvo ja



Kuva 5a. Maan pintakerroksen maalajijakautuma ja korkeustasot Ruhko-ojan valuma-alueella.
 Kuva 5b. Maankäyttö ja happamien sulfaattimaiden esiintyminen Ruhko-ojan valuma-alueella (Erviö & Palko 1984).

sähkönjohtavuus (EC) kentällä ja sulfaattipitoisuus (SO_4^{2-}) laboratoriossa (SFS 3024, 1974). Lisäksi vuosina 1983 ja 1986 näytteistä määritettiin asiditeetti ja alkaliteetti (SFS 3005, 1981) sekä liukoinen alumiinipitoisuus atomiabsorptiospektrometrisesti (SFS 3046, 1982). Alueen hydrologista tilaa kuvattiin Kälajoen Tuuraajan pienvaluma-alueen päivittäisillä valumahavainnoilla.

4. TULOKSET

4.1 Täydennyskuivatuksen tehokkuuden arviointi

Ruhko-ojan valuma-alueen täydennyskuivatus aloitettiin 1.1.1983 ja lopetettiin 28.9.1984. Kuivatuksen yhteydessä perattiin 20 ojaa, jotka käsittivät ojastoa yhteensä 42,5 km. Valuma-alueen hyötyalue oli 20 km², mikä vastasi noin 80 % koko alueen pinta-alasta. Ojien perkauksen aiheuttamaa pohjaveden pinnan laskua on pyritty arvioimaan ohjanpohjan syvyyden muutoksella. Ojasto on tämän perusteella jaettu neljään luokkaan siten, että kuhunkin luokkaan kuuluu lähes saman verran ojastoa:

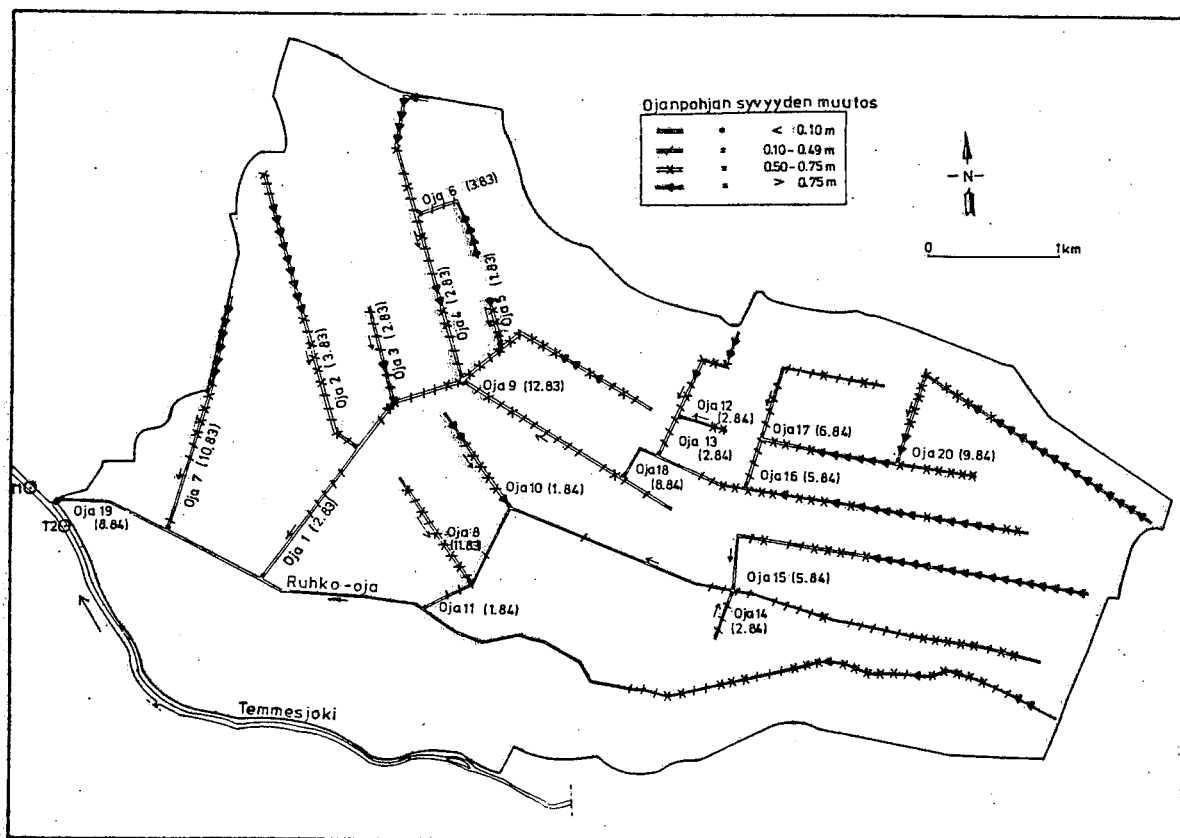
1. luokka Ojanpohjan lasku $< 0,1$ m
2. luokka Ojanpohjan lasku $0,1 - 0,49$ m
3. luokka Ojanpohjan lasku $0,5 - 0,75$ m
4. luokka Ojanpohjan lasku $> 0,75$ m

Kuvassa 6 on esitetty ojien kaivuuajankohdat sekä kaivuuluokitus 100 m:n välein.

Ruhko-ojan uomaa syvennettiin ainoastaan ojan latvaosista, Temmesjoen ja Ruhko-ojan välinen alue ei kuulu kuivatuksen hyötyalueeseen. Valuma-alueen keskiosissa on ojajaksoja, joita ei syvennetty (ojat 1 ja 11). Valuma-alueen keskiosassa ojanpohjan syvyyden muutos oli pääosin pienempi kuin 0,5 m.

Valuma-alueen luoteisosassa sijaitsee aiemmin kuivatamatta jäänyt alava suoalue, jota reunustavien ojien (ojat 2 ja 4) latvoja jouduttiin syventämään täydennyskuivatuksen yhteydessä reilusti. Nämä alueet, samoin kuin ojan 7 latvat, sijaitsevat sulfaattimaa-alueen reuna-alueilla, joilla litorinasaven ja angylus-saven sekoittuminen on ollut ilmeistä. Alueen täydennyskuivatus on suoritettu alkuvuodesta 1983.

Suhteellisesti tehokkainta täydennyskuivatus on ollut valuma-alueen koillisosassa, jossa kuivatusojien tiheys on suurin ja lähes poikkeuksetta ojanpohjan syvyyden muutos oli yli 0,50 m. Noin 60 % neljänteen ojitusluokkaan kuuluvasta ojastosta sijaitsee tällä alueella (ojat 15, 16, 18 ja 20). Alue käsittää noin 20 % koko Ruhko-ojan valuma-alueesta (Kuva 6).



Kuva 6. Tupoksen täydennyskuivatuksen yhteydessä Ruhko-ojan valuma-alueella toteutetut ojien perkausajankohdat ja ojanpohjan syvyyden muutokset 100 m:n välein.

Ojituksen vaikutus maaperän hapettumistilaan alkaa ojitusta seuraavana kesänä. Taulukossa 1. on esitetty Tupoksen täydennyskuivatuksen yhteydessä kaivettujen ojien pituus ojitusluokittain vaikutusajankohdan mukaan.

Taulukko 1. Tupoksen täydennyskuivatuksen yhteydessä kaivettujen ojien jako ojitusluokkiin ja vaikutusajankohdan mukaan.

Vaikutus- ajankohta	Ojan pituus (km) ojitusluokassa				Yht.	Kuivatuksen osuus (%)
	Lk 1	Lk 2	Lk 3	Lk 4		
Kesä 1983	1,3	3,3	2,9	2,5	10,0	25
Kesä 1984	3,7	6,8	5,3	3,7	19,5	45
Kesä 1985	4,1	1,4	4,0	3,5	13,0	30
Yht.	9,1	11,5	12,2	9,7	42,5	100

Kesään 1983 mennessä kaivettiin ojia 10,0 km, 25 % ojituksen kokonaismäärästä ja 24 % 3. ja 4. ojitus-

luokkiin kuuluvien ojien pituudesta. Kesään 1984 mennessä ojia kaivettiin lisää 19,5 km, 45 % ojituksen kokonaismäärästä ja 41 % 3. ja 4. ojitusluokkiin kuuluvien ojien määrästä. Kesään 1985 mennessä ojia kaivettiin lisää 13,0 km, 30 % ojituksen kokonaismäärästä ja 34 % 3. ja 4. ojitusluokkiin kuuluvien ojien määrästä.

Jos ajatellaan ojituksen vaikutusta viiveettömä systeeminä, karkeasti arvioituna 25 % vaikutuksesta kohdistuisi syksyn 1983 ja kevään 1984 tulvavesiin, 45 % syksyn 1984 ja kevään 1985 tulvavesiin ja 30 % syksyn 1985 ja kevään 1986 tulvavesiin. Todellisuudessa valumavesivaikutus on viiveellinen prosessi, johon vaikuttavat niin hydrologiset kuin maaperäkemialliset tekijät. Kuivatuksen aiheuttama maaperän primaarivaikutuksen voidaan katsoa alkaneen kesällä 1983 ja vaikutuksen painopisteen kohdistuneen kesään 1984.

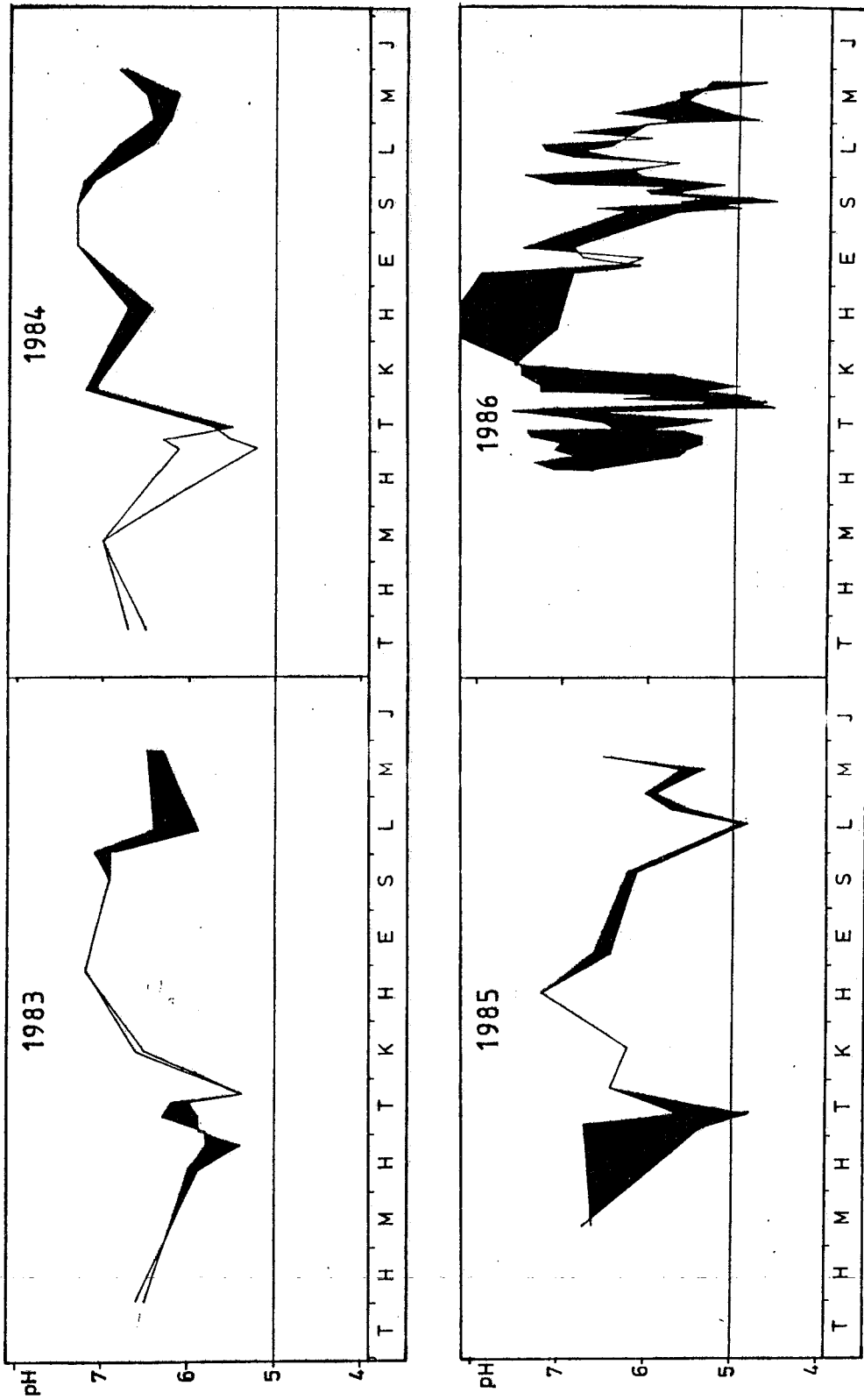
4.2 Temmesjoen veden laatumuutokset v. 1983 - 1986

Yläpuolisessa havaintopisteessä (T2) pH ei alittanut arvoa 5,0 koko seuranta-ajanjaksona, kun taas alapuolisessa havaintopisteessä (T1) tämä arvo alittui useaan otteeseen vuosina 1985 ja 1986 (Kuva 7a). Vuosien 1983 ja 1984 kevättulvan pH-minimi kummassakin havaintopisteessä oli 5,4. Syystulvan pH:n ei todettu alittaneen arvoa 6,0. Vuonna 1985 havaintopisteessä T1 kevät- ja syystulvan pH-minimiarvo oli 4,8. Vuonna 1986 pH-arvo 5,0 alittui noin kolmen viikon ajaksi (minimiarvo 4,5). Yläpuolisessa havaintopisteessä T2 pH-arvo ei alittanut tätä raja-arvoa.

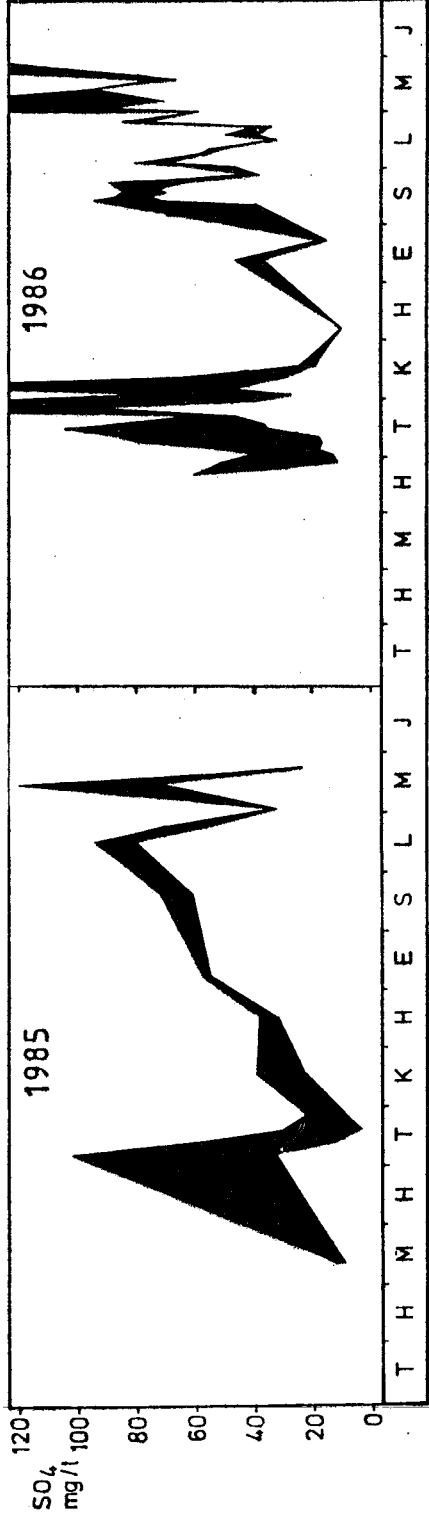
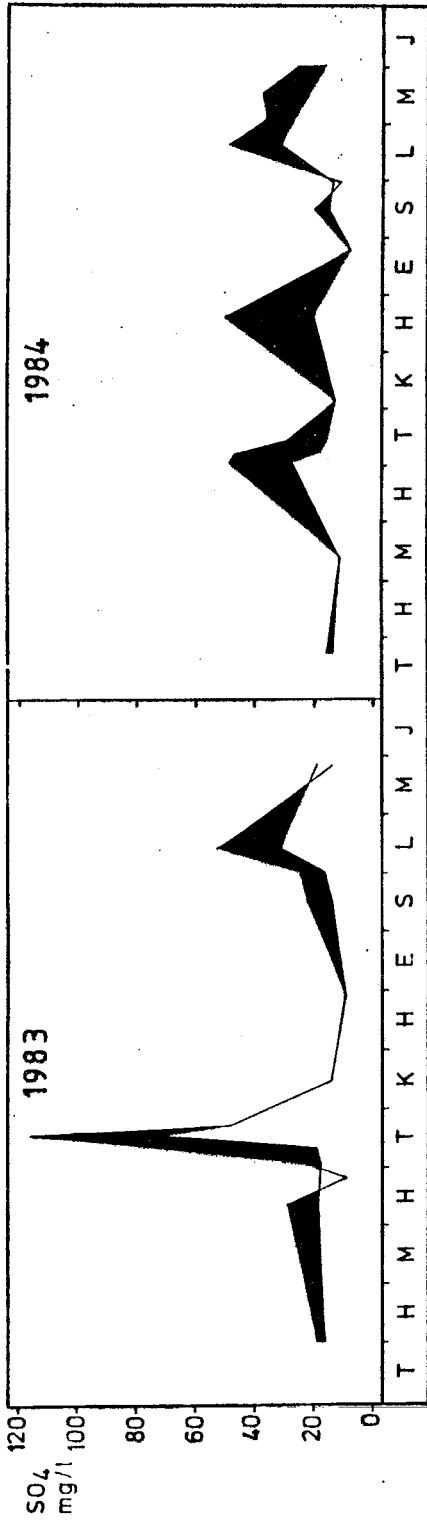
Temmesjoen alivalumakauden sulfaattipitoisuus oli noin 30 mg/l (Kuva 7b). Pintavalunnan osuuden kasvaessa sulfaattipitoisuudet nousivat jyrkästi. Keskimääräinen sulfaattipitoisuus havaintopisteessä T1 nousi huomattavasti vuonna 1985 edellisten vuosien tasolta; vuoden 1983 kevättulvan aikana sulfaattipitoisuus ylitti arvon 50 mg/l noin kahden viikon ajaksi, vuonna 1984 ei havaittu tämän raja-arvon ylittymistä kun taas vuosina 1985 ja 1986 valuman sulfaattipitoisuus oli yli 50 mg/l koko tulva-ajan.

4.3 Ruhko-ojan täydennyskuivatusalueen vaikutus Temmesjoen veden laatuun

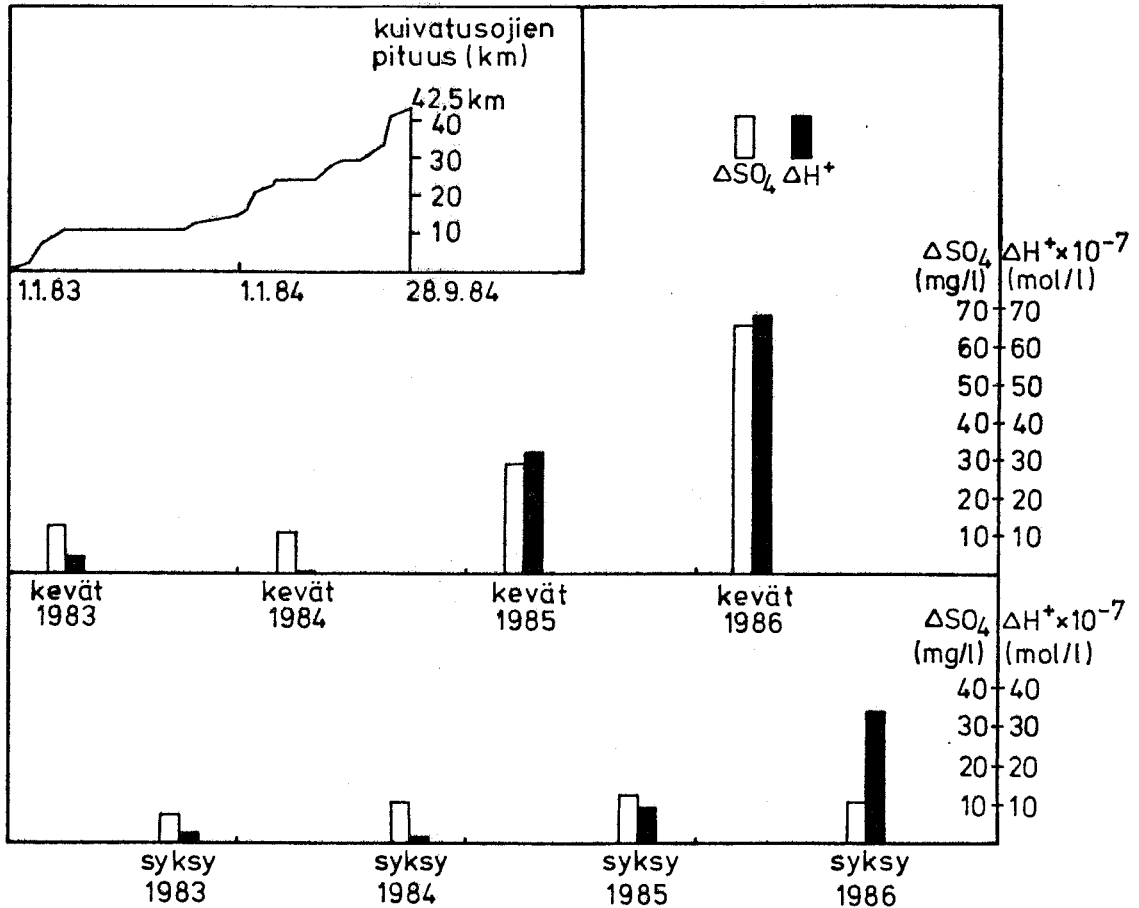
Kuvassa 8 on esitetty Tupoksen täydennyskuivatuksen eteneminen Ruhko-ojan valuma-alueella kaivettuna ojapituutena sekä Ruhko-ojan valuma-alueen vaikutus Temmesjoen vetyioni- ja sulfaattipitoisuuteen havaintopisteiden T1 ja T2 pitoisuuserolla. Pitoisuuserot on esitetty puolivuotiskeskisarvoina.



Kuva 7a. Temmesjoen pH-arvon vaihtelu Ruhko-ojan purkautumiskohdan yläpuolisessa ja alapuolisessa havaintopisteessä vuosina 1983 - 1986. Täydennyskuivatusalueen aiheuttamaa pH-arvon laskua kuvaa varjostettu alue.



Kuva 7b. Temmesjoen sulfaattipitoisuuden vaihtelu Ruhko-ojan purkautumiskohdan yläpuolisessa ja alapuolisessa havaintopisteessä vuosina 1983 - 1986. Täydennys-kuivatusalueen aiheuttamaa sulfaattipitoisuuden nousua kuvaa varjostettu alue.



Kuva 8. Tupoksen täydennyskuivatuksen eteneminen Ruhko-ojan valuma-alueella ja Ruhko-ojan valuma-alueen valumaveden vaikutus Temmesjoen vetyioni- ja sulfaattipitoisuuteen vuosina 1983 - 1986.

Havaintopisteiden keskimääräinen sulfaattipitoisuusero vuosien 1984 ja 1985 keväät- ja syysajanjaksoilla oli noin 10 mg/l. Havaintopisteiden sulfaattipitoisuudessa havaittiin ensimmäinen merkittävä muutos keväällä 1985, jolloin keskimääräinen sulfaattipitoisuusero nousi 2,4-kertaiseksi. Muutos korostui keväällä 1985, jolloin sulfaattipitoisuusero oli 6-kertainen kevään 1984 tasoon verrattuna. Syystulvan sulfaattipitoisuuserossa ei havaittu suuria muutoksia: vuosina 1984, 1985 ja 1986 se oli noin 30 % vuoden 1983 tasoa (8,5 mg/l) korkeampi (Kuva 8).

Havaintopisteiden keskimääräinen vetyionipitoisuusero vaihteli vuosina 1983 - 1986 keväällä 0,0 - 70.10⁻⁷ mol/l välillä ja syksyllä 2,0 - 34.10⁻⁷ mol/l välillä. Havaintopisteiden vetyionipitoisuudessa todettiin merkittävä nousu samanaikaisesti sulfaattipitoisuuden nousun kanssa keväällä 1985, jolloin keskimääräinen vetyionipitoisuusero nousi kymmenkertaiseksi, ja nousu korostui keväällä 1986, jolloin nousu oli 23-kertainen vuoden 1983 keskimääräiseen pitoisuuseroon verrattuna. Syksyllä 1985 vetyionipitoisuusero nousi kolminkertaiseksi ja syksyllä 1986 10-kertaiseksi, vuo-

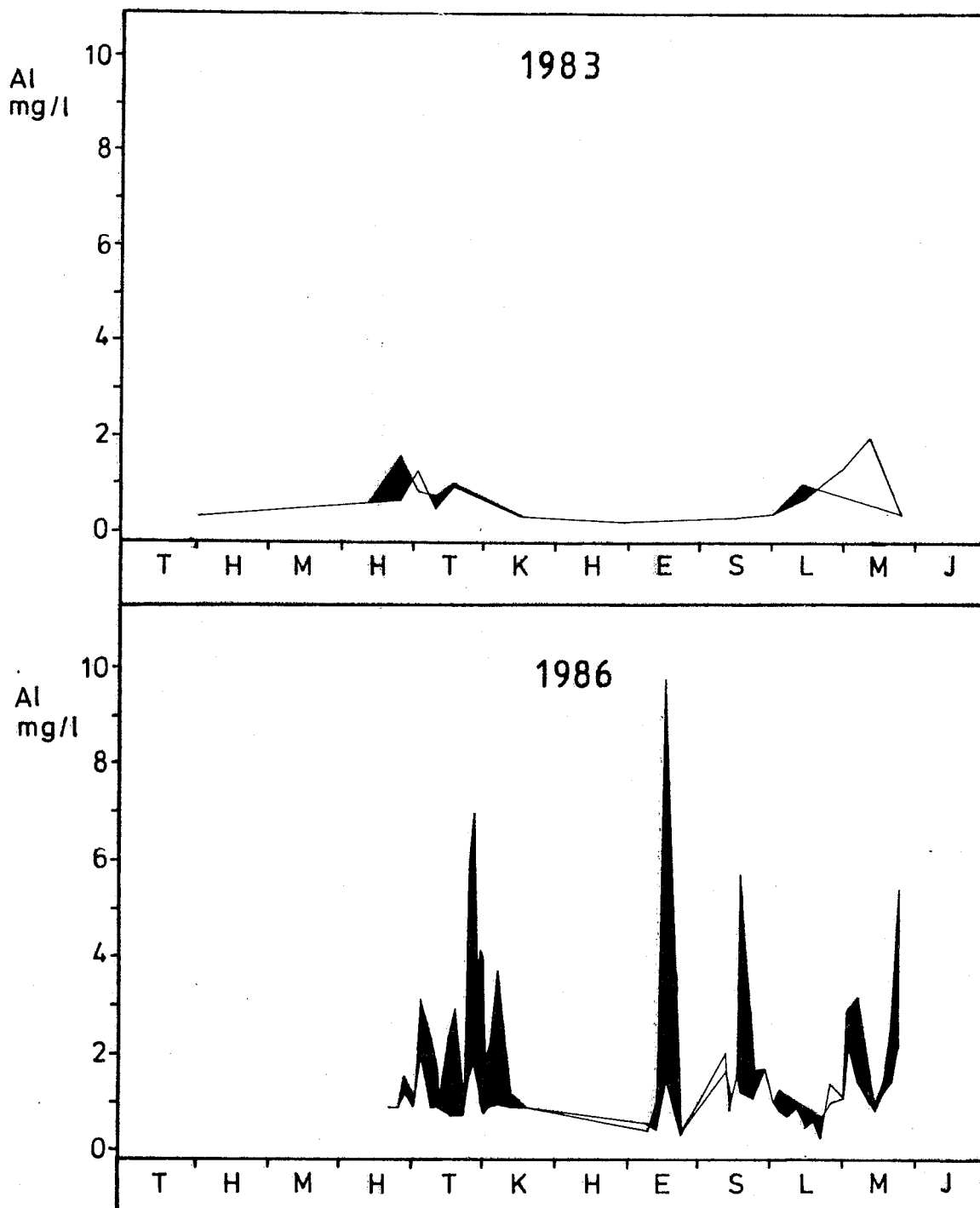
sien 1983 ja 1984 keskimääräisestä syksyn vetyioni-pitoisuudesta.

Havaintopisteiden tulvaveden alumiinipitoisuuseron suurentuminen Temmesjoessa osoittaa selvästi happamuustilan muuttumisen 2 vuotta täydennyskuivatuksen jälkeen (Kuva 9). Vuonna 1983 havaintopisteiden T1 ja T2 alumiinipitoisuudet eivät poikenneet merkittävästi toisistaan; kolme vuotta myöhemmin havaintopisteiden alumiinipitoisuusero oli yli kaksinkertainen. Mielenkiintoisena yksityiskohtana havaittiin, että kevään huippuarvo (7,8 mg/l) esiintyi tulvan jälkipuoliskolla ja syksyn huippuarvo (10,8 mg/l) saavutettiin tulvan ensimmäisen huipun kohdalla.

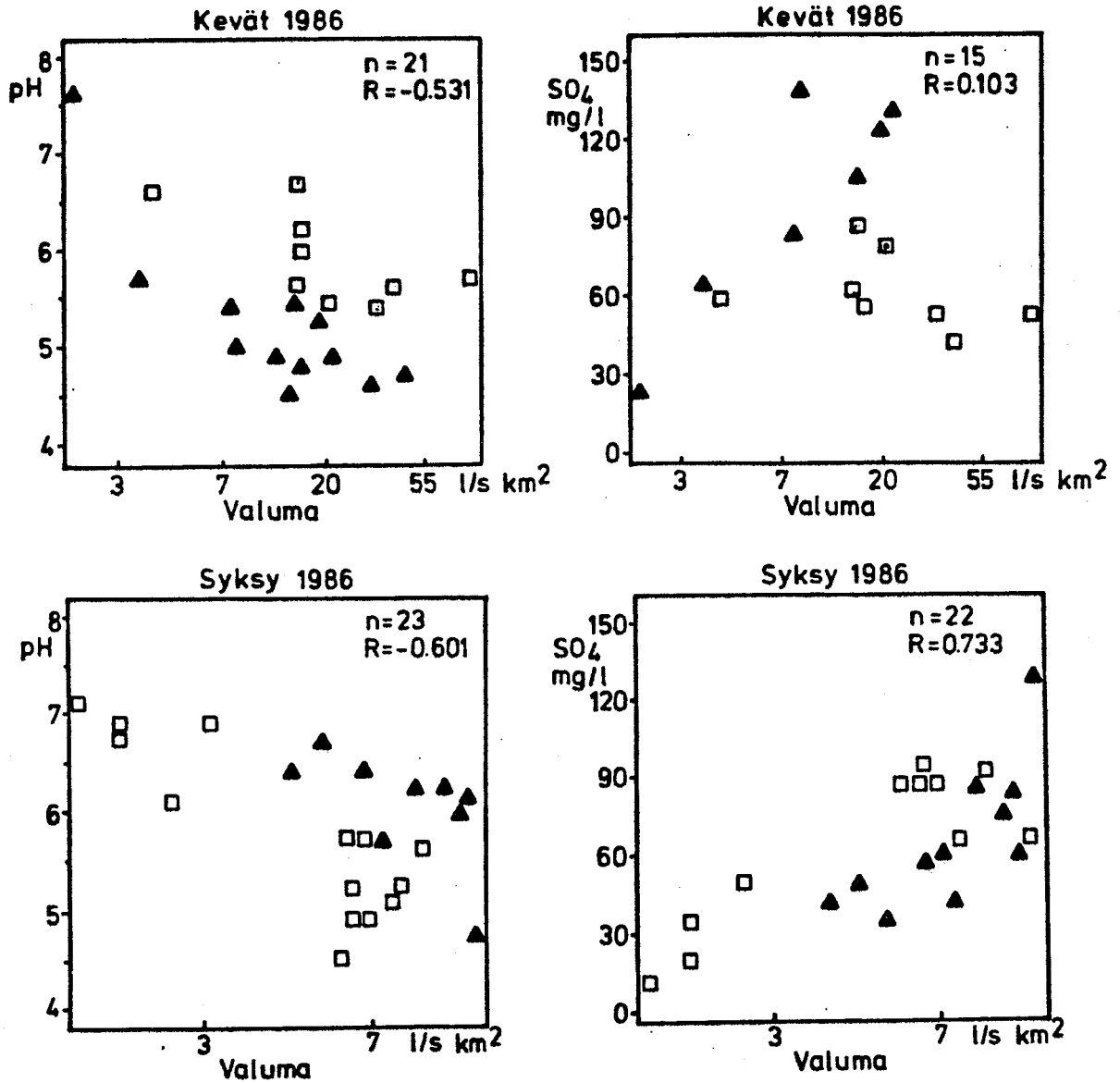
4.4 Hydrologisten tekijöiden vaikutus Temmesjoen veden laatu- vaihteluun

Kuvassa 10 on esitetty Temmesjoen havaintopisteen T1 vedenlaatuparametrien, pH-arvon ja sulfaattipitoisuuden riippuvuus hetkellisestä valuman määrästä. Kuva osoittaa, että pitoisuusarvot nousevat valuman noustessa. Tulvahuipun kohdalla pitoisuusarvot saavat maksimiarvonsa. Kuvan 9 perusteella voitiin todeta Al-pitoisuuteen vaikuttavan myös havainnon ajoittuminen tulvaan nähden siten, että keväällä pitoisuudet suhteessa valumaan kasvoivat ja syksyllä pienenivät tulvan loppua kohden. Sama suunta havaittiin pH-arvon ja sulfaattipitoisuuden suhteen keväällä 1986; huhtikuun pH-arvot olivat noin yksikön pienempiä kuin kesäkuun arvot. Kuitenkin kumpanakin ajankohtana havaittiin selvä riippuvuus valuman määrästä. Huhtikuun sulfaattipitoisuudet eivät muuttuneet merkittävästi valuman suuretessa, kun taas kesäkuun sulfaattipitoisuudet nousivat voimakkaasti. Erot johtuivat siitä, että huhtikuussa valuma oli pääasiassa peräisin lumensulamisesta ja kesäkuussa taas roudansulamisesta, roudansulamisedet pystyivät tehokkaammin huuhtomaan pintakerroksen ioneja vesistöön kuin lumensulamisedet. Syksyn tulvan yhteydessä havaittu valumaan suhteutettu sulfaattipitoisuus pieneni ja pH-arvo suureni tulvan loppua kohden. Tämän voidaan katsoa johtuvan maan pintakerroksen ionipitoisuuden pienenemisestä tulvan lopussa.

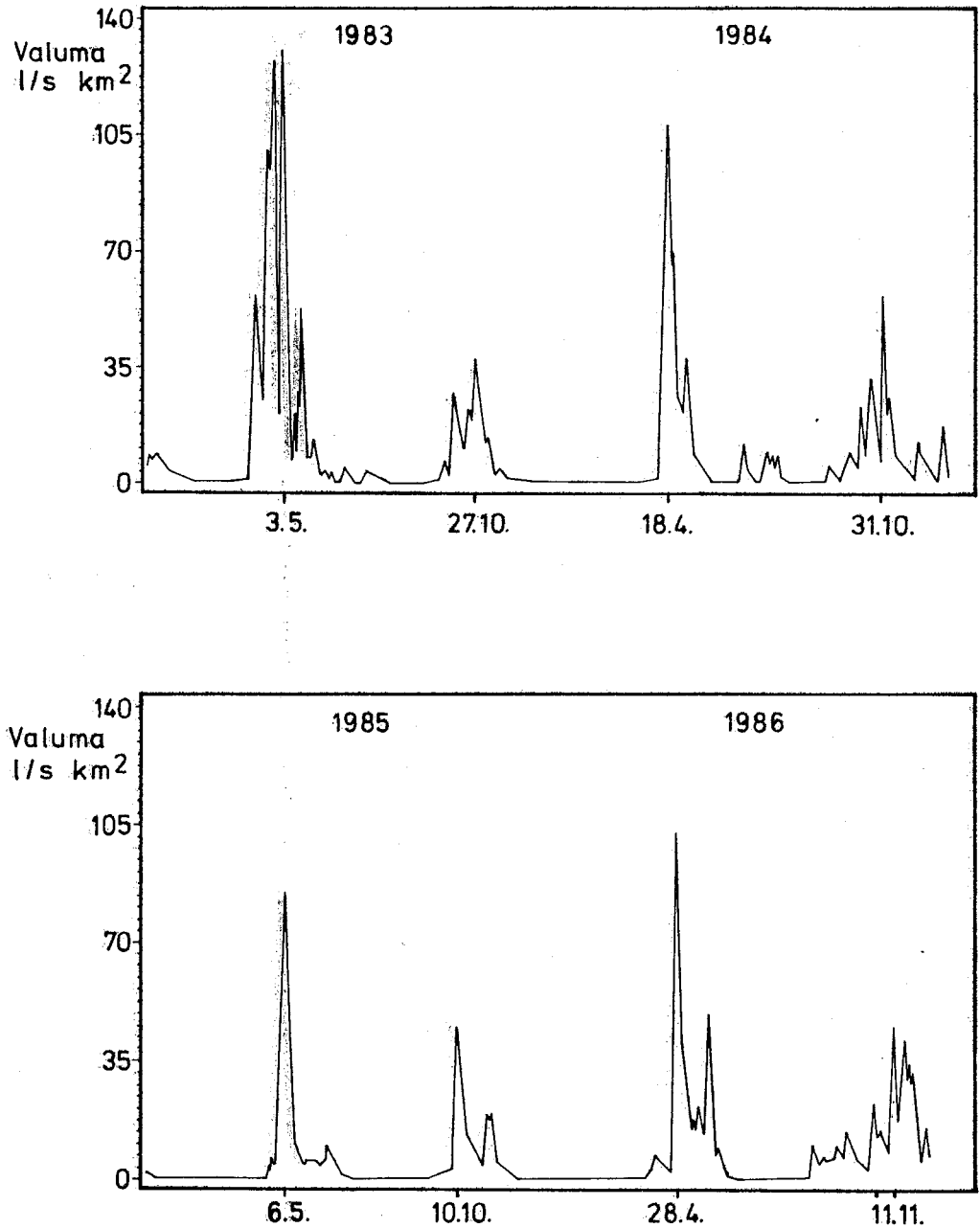
Eräs tapa selittää ilmastotekijöiden vaikutusta on tarkastella tulva-aikoja kokonaisuuksina. Tällöin ilmastotekijöitä voidaan kuvata vaikuttavan ajanjakson kokonaisvaluman määrällä ja vastaavaa veden laatua vaikuttavan ajanjakson pitoisuuskeskiarvolla. Kuvassa 11 on esitetty Tuuraajan pienväluma-alueen valuma tutkimusajanjaksoilla 1.1.1983 - 31.12.1986 ja taulukossa 2 vaikuttavien ajanjaksojen hydrologisia olosuhteita kuvaavat kokonaisvalumat.



Kuva 9. Ruhko-ojan valuma-alueen purkautumiskohtan yläpuolisen ja alapuolisen havaintopisteen alumiinipitoisuudet Temmesjoessa ennen täydennyskuivatusta vuonna 1983 ja kolme vuotta täydennyskuivatuksen aloittamisen jälkeen vuonna 1986. Täydennyskuivatusalueen aiheuttamaa alumiinipitoisuuden nousua kuvaa varjostettu alue.



Kuva 10. Temmesjoen Ruhko-ojan alapuolisen havaintopisteen vedenlaatuparametrien, pH-arvon ja sulfaattipitoisuuden riippuvuus hetkellisen valuman määrästä kevät- ja syystulvan aikana. Tulvien käsittely on jaettu ajallisesti kahteen osaan (□ = tulvan alkupuoli, ▲ = tulvan loppupuoli).



Kuva 11. Tuuraojan pienvaluma-alueen valunta 1.1. 1983 - 5.12.1986. Tulvahuippujen päivämäärät on merkitty erikseen.

Taulukko 2. Hydrologisten tekijöiden kuvaus v. 1983 - 1986 Tuuraojan pienvaluma-alueella.

Vuosi	Kevättulva m ³ /km ²	Syystulva m ³ /km ²	Kesä m ³ /km ²
1983	228 000	67 200	5,7
1984	121 000	76 000	11,7
1985	74 000	61 000	1,9
1986	86 000	80 000	3,0

Heinä- ja elokuun valuman määrä kuvaa kesäaikana ilmastotekijöistä johtuvaa happamuuden muodostumista alueen happamilla sulfaattimaillo. Tämän mukaan kesä 1984 poikkesi muista siten, että hydrologiset olosuhteet happamuuden muodostumiselle eivät tällöin olleet muiden vuosien luokkaa. Sekä syys- että kevättulvan kesto oli kutakuinkin 2 kk, tulvan painopiste ajoittui yleensä keväällä toukokuun alkuun ja syksyllä marraskuun alkuun. Syystulvan valuman määrä vaihteli hyvin vähän v. 1983 - 1986 (Taulukko 2). Sen sijaan kevättulvien valumat poikkesivat toisistaan merkittävästi siten, että keväällä 1983 valunta oli kaksinkertainen kevään 1984 valumaan verrattuna, kun taas kevätiden 1985 ja 1986 valumat olivat aikaisempaa pienempiä, mutta toisiinsa nähden samansuuruisia.

4.5 Temmesjoen tulva-ajan veden laadun nykytila

Taulukossa 3 on esitetty Temmesjoen keskimääräiset vedenlaatuarvot kevät- ja syyslivaluntojen aikana vuonna 1986. Ruhko-ojan purkautumiskohdan alapuolisessa havaintopisteessä ei ollut vuoden 1986 kevät- ja syystulvan aikana puskurikykyä, ja tällöin pH laski arvon 5,0 alapuolelle (minimi keväällä 4,52 ja syksyllä 4,64). Asiditeetti- ja alumiinipitoisuudet saattoivat nousta hetkellisesti 10 mg/l:n pitoisuustasolle. Tällainen tilanne Temmesjoessa vuonna 1986 on kestänyt arviolta 2 kuukautta. Temmesjoen valunta vastaa suurimmasta osasta Liminganlahden valunnasta, mikä antaa olettaa, että tulva-ajan olosuhteet ovat olleet kriittiset Temmesjoen suualueen lisäksi myös Liminganlahden kalakannalle.

Taulukko 3. Temmesjoen vedenlaatusuureiden keskiarvot sekä pienin ja suurin arvo seurantapisteessä T1 keväällä 1986 (21.4. - 18.6.86, n = 21) ja syksyllä 1986 (7.8. - 20.11.86, n = 29).

	pH	Alk. mmol/l	Asid. mmol/l	SO ₄ mg/l	Al mg/l
Kevät 1986 (n = 21)	5,52 4,52-7,58	0,17 0,0 -0,93	0,51 0,20-1,49	102 24-307	2,63 0,9 -7,84
Syksy 1986 (n = 29)	5,83 4,64-6,44	0,24 0,03-1,08	0,52 0,17-1,41	80 18-267	2,05 0,26-10,8

5. TULOSTEN TARKASTELU

Tässä työssä esitelty kuivatuksen ojitusluokitus on käyttökelpoinen vasta silloin kun happamien sulfaattimaiden alueellinen esiintyminen ja huuhtoutumistila tunnetaan. Tällöin aluetta voidaan tarkastella maaperän ja kuivatuksen suhteen elementeissä, jolloin elementtien yhtäaikainen valumaveden laatuero kuvaa maaperätekijöiden laatueroa. Kuivatusaluetta käsiteltiin yhtenä kokonaisuutena, joka antaa myöhemmin pohjan tarkemmalle yksikkötarkastelulle. Varsinainen Ruhko-ojan täydennyskuivatuksen valumavesiseuranta on suoritettu kuudessa alue-elementissä. Kuivatusalueen maaperätekijöistä saatavat tämänhetkiset tiedot eivät kuitenkaan vielä ole antaneet edellytyksiä elementtitarkasteluun. Palkon & Saaren (1986) esittelemän maaprofiilin huuhtoutumistilan perusteella happamat sulfaattimaat luokitteleva maaperäkartoitus antaa tulevaisuudessa tähän mahdollisuuden.

Alueen hydrologisten tekijöiden vaikutus valumaveden laatumuutokseen on vaikeasti selitettävissä lyhyellä valumavesiseurannalla. Näytteenottohetken valuman määrä ja sijoittuminen tulvahuippuun vaikuttavat ratkaisevasti yksittäisen havainnon lopputulokseen. Koska tulva-aika on yleensä lähes samanpituisen, katkeamaton 2 kertaa viikossa suoritettava näytteenotto takaa riittävän kuvauksen tulva-aikaisesta tilanteesta. Kolmena ensimmäisenä havaintovuotena Temmesjoen seuranta oli huomattavasti tätä harvempi. Näytteenottoajankohdat ajoittuivat kuitenkin tulva-ajoille tasaisesti, joten havaintoajanjaksot katsottiin olevan vertailukelpoisia vuoden 1986 tiheämpään seurantaan. Hydrologisten tekijöiden vaikutusta pyrittiin eliminoimaan seuraamalla valuma-alueen vaikutusta kahden Temmesjoen havaintopisteen laatueroon. Tämä ei kuitenkaan poista täysin hydrologisten tekijöiden vaikutusta, koska vaikutus on korostunut runsaasti happamia sulfaattimaita käsittävällä alueella.

Syksyn ja kevään valunnat ovat toisiinsa sidotut siten, että ne kummatkin kuluttavat samaa, edellisenä kesänä muodostunutta happamuuspotentiaalia. Syksyn valuman laimentava ja huuhtova vaikutus eri havaintovuosina oli lähes samansuuruinen, kun taas kevättulvan valumavaihtelut olivat niin suuret, että vuosien 1983 ja 1984 runsaiden lumensulamiesvesien laimentava vaikutus on mahdollisesti korostanut täydennyskuivatuksen oletettua vaikutusta. Toisaalta suuret valuntauhiut huuhtovat tehokkaasti maaperää, jolloin vuorovaikutus on päinvastainen. Kuivatuksen jatko seuranta sekä valuma-alueen elementtitarkastelu tulevat antamaan jatkossa selityksen hydrologisten tekijöiden ja Ruhko-ojan täydennyskuivatuksen vaikutusosuusiksi.

Ruhko-ojan täydennyskuivatuksen hyötyalueen valuma on noin 2 % Temmesjoen valumasta. Valumavesien sekoittu-

minen tulva-aikana tapahtuu purkautumiskohdassa nopeasti. Alivaluman aikana merivesi voi ajoittain padota Ruhko-ojan vettä. Temmesjoen valuma-alueella Ruhko-ojan purkautumiskohdan yläpuolella esiintyy myöskin happamia sulfaattimaita, mikä on selvästi nähtävissä havaintopisteen T2 tulvahuippujen korkeista sulfaattipitoisuusarvoista. Temmesjoen veden puskurikyky Ruhko-ojan purkautumiskohdan yläpuolella riittää estämään veden pH-arvon laskun jopa tulvahuipun kohdalla kriittisen rajan (5,0) alapuolelle. Veden puskurikyky ei kuitenkaan ole ollut riittävä estämään Ruhko-ojan valuma-alueen aiheuttamaa ratkaisevaa Temmesjoen happamuustilan huonontumista vuosina 1985 ja 1986.

Happamuusvaikutus tulee selvemmin esille vuosiperiodin kevättulvan kuin syystulvan yhteydessä. Karkean rae-koon omaavat, yleensä ei-happamat sulfaattimaat, kuivuvat keväällä jo lumensulamisen yhteydessä. Hienojakoisten happamien sulfaattimaiden hapanta valuma on taas peräisin roudansulamisesta, jolloin valumavesien happamuustilanne on kriittisin kevättulvan jälkipuoliskolla. Ilmeisesti roudan sulaminen pystyy tehokkaammin huuhtomaan happamat kationit maan pintakerroksista kuin syksyn sadanta ja lumen sulaminen.

Kesän aikana maaperän pintakerrokseen konsentroituneet helppoliukoiset ionit huuhtoutuvat seuraavalla vuosiperiodilla (seuraava syksy ja kevät) valumavesiin. Ruhko-ojan täydennyskuivatuksen maaperävaikutuksen alkamiskohta ajoittui kesään 1983. Ruhko-ojan valuma-alueen happamuusvaikutuksen suureneminen havaittiin toisen vuosiperiodin keväänä ja kolmannen vuosiperiodin syksyllä, eli 1 - 2 vuotta kuivatuksen maaperävaikutuksen alkamisesta. Täydennyskuivatuksen toteutuksen ajallinen painopiste oli kesällä 1984. Ruhko-ojan valuma-alueen happamuusvaikutuksen merkittävä suureneneminen syksyllä 1986 enteilee sitä, että kuivatuksen vaikutushuippu saavutetaan lähivuosina ja valumaveden laatu tulee huononemaan entisestään. Kevättulvan vaikutus tulevina vuosina Liminganlahden kalakannalle voi osoittautua kriittiseksi, koska veden vaihtuvuus lähellä kevättulvan aikana on huono jääpeitteen takia ja tällöin meriveden neutraloiva vaikutus on estynyt. Tässä tilanteessa Liminganlahden vesi on pääasiassa Temmesjoen hapanta tulvavettä. Vuoden 1986 veden laatu valumahuippujen aikana on ylittänyt ne rajat, mitä on pidetty useissa vastaavissa tapauksissa kalakuolemiin johtavina laaturajoina. Tällaisten tilanteiden varalle happamien sulfaattimaiden kuivatusten yhteyteen tulisi perustaa valumaveden neutralointiyksiköitä, joilla kriittinen tilanne voitaisiin välttää. Ruhko-ojan valuman neutralointi olisi riittävä estämään mahdollisen tuhoisan tilanteen syntymisen Temmesjoessa ja Liminganlahdella.

6. TIIVISTELMÄ

Tehokkaasti kuivatetun happamia sulfaattimaita käsittelevän alueen valumaveden happamuustila vaihtelee hydrologisten tekijöiden, maaperän ominaisuuksien ja ojitusten vaikutuksesta. Osavaikutusten kuvaaminen on mahdollista vain, jos valuma-alueen maaperä on kartoitettu asianmukaisesti ja valumaveden laatua on seurattu yhtäjaksoisesti usean ylivalumakauden ajan. Tässä työssä haettiin käsittelytapoja näiden eri valumaveden laatuun vaikuttavien tekijöiden kuvaamiseen. Esimerkkitapauksena käsiteltiin Limingan Tupoksen täydennyskuivatusaluetta. Täydennyskuivatusalueen purkukohdan yläpuolista ja alapuolista veden laatua Temmesjoessa on seurattu ojitusten aloittamisesta, vuodesta 1983 lähtien. Huuhtoutuvissa oleva happamuuspotentiaali muodostuu maaperässä kesän kuivana aikana ja huuhtoutuu seuraavan kevättulvan yhteydessä vesistöön. Kevättulva on happaman huuhtoutuman osalta syystulvaa kriittisempi. Syystulvan maaperää huuhtova vesimäärä on vuosittain lähes samansuuruinen, kun taas kevättulvan lumensulamavesien laimentava vaikutus vaihtelee suuresti. Kevättulvan loppupuolella (toukokuun loppu) ja syystulvan alkupuolella (syyskuu) happamuuden huuhtoutuminen maaperästä on tehokkainta. Vuosina 1983 ja 1984 Temmesjoen veden puskurikyky oli riittävä puskuroimaan Tupoksen kuivatusalueen happamat valumavedet, mutta vuonna 1985, kaksi vuotta täydennyskuivatuksen aloittamisesta, kuivatusalueen happamuusvaikutus korostui, jolloin Temmesjoen tulva-ajan veden laatu huononi merkittävästi. Vuonna 1986 happamuustilanne paheni Temmesjoen suulla entisestään siten, että sekä kevät- että syystulvan aikana Temmesjoessa ei ollut puskurikykyä, mikä aiheutti pH-arvon pysymisen alhaisena koko tulva-ajan ja liukoisten happamien kationien pitoisuuden kohoamisen. Vuonna 1987 vedenlaatutilanne tulee muuttumaan vielä tästäkin huonommaksi, sillä Tupoksen täydennyskuivatuksen aiheuttama happamuushuippu on odotettavissa lähivuosina. Tämä työ on ensimmäinen vaihe Limingan Tupoksen täydennyskuivatuksen seurannassa. Toisessa vaiheessa suoritetaan alueen maaperäkartoitus. Maaperäkartoitusta voidaan käyttää apuna alueen elementtitarkastelussa, jolloin hydrologisten tekijöiden ja maaperätekijöiden osavaikutusten eroittaminen toisistaan on mahdollista.

7. SUMMARY

The water quality of an efficiently reclaimed acid sulphate soil area is highly affected by climate changes, soil properties and drainage managements. Description of these effects is possible only if the area has been mapped properly and the runoff quality has been monitored continuously for several flood periods. In this paper we studied different methods

to describe the effect of these potent factors. The last renewed drainage of the Tupos area in Liminka district was studied as a case in point. The water quality in the river Temmesjoki in two different sampling points, above and below the discharge point of the drainage area, was observed regularly after the drainage was started in 1983. The acid potential is formed during the dry summer season and is leached during the following autumn and spring floods. Spring floods are more critical than autumn floods in leaching acidity. The washing efficiency of autumn floods is almost similar, but the washing efficiency varies greatly of spring floods because of differences in the amount of snowmelt waters. The leaching of acidity is most efficient towards the end of spring floods and at the beginning of autumn floods. During the years 1983 and 1984 in the river Temmesjoki there was sufficient buffer capacity to eliminate the acid attack leached from the drainage area, but in 1985, two years after the beginning of the drainage, the effect of the drainage was noticeable and the flood water quality became significantly worse. In 1985 the acidity situation worsened so that during the floods there was no buffer capacity in the river water and that is why the pH value stayed low and the soluble acidic cation content increased greatly. In 1987 the water acidity will presumably increase further because of the increasing effect of the drainage. This paper is the first part of a study monitoring the effects of drainage carried out in the Tupos area. The second part will map the soil forming the base of a substudy in which it is hoped that hydrological factors and soil factors will be separated from each other.

KIRJALLISUUS

- Erviö, R. 1975. Kyrönjoen vesistöalueen rikki-pitoiset viljelysmaat. J. Scient. Agric. Soc. Finl., vol. 47, s. 550-561.
- Erviö, R. & Palko, J. 1984. Macronutrient and micronutrient status of cultivated acid sulphate soils at Tuos, Finland. Ann. Agric. Fenn., vol. 23, s. 121-134.
- Hartikainen, H. & Yli-Halla, M. 1986. Oxidation-induced leaching of sulphate and cations from acid sulphate soils. Water, Air and Soil Pollution, vol. 27, s. 1-13.
- Manninen, H. 1972. Maankuivatustoimenpiteiden vaikutus veden laatuun lähinnä Kyrönjoen vesistöalueella. Espoo, Teknillinen korkeakoulu. Diplomityö, rakennusinsinööriosa.
- Palko, J. 1986a. Revision of drainage principles for reducing water acidity problems in acid sulphate soils. First interim report from the Ruhko-oja polder investigations. Oulu, Oulun yliopiston Rakentamistekniikan osasto. Vesitekniikan laboratorio. 40 s.
- Palko, J. 1986b. Revision of drainage principles for reducing acidity problems in acid sulphate soils. Second interim report from the Ruhko-oja polder runoff investigations, Spring flood 1986. Oulu, Oulun yliopiston Rakentamistekniikan osasto. Vesitekniikan laboratorio. 50 s.
- Palko, J., Räsänen, M. & Alasaarela, E. 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Helsinki. 95 s. Vesihallituksen tiedotus 260.
- Palko, J. & Räsänen, M. 1986. Identification and classification of agricultural acid sulphate soils in drainage basin of the River Sirppujoki, SW Finland. Int. Inst. Land. Rec. Impr. Publ. (painossa).
- Palko, J. & Räsänen, M. 1987. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja niiden huuhtoutumistila Ähtävänjoen vesistöalueella. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisu (käsikirjoitus).
- Palko, J. & Saari, M. 1986. Lapväärtin Storsjön järvi-kuivion happamien sulfaattimaiden kartoitus. Oulu. 20 s. Raportti Vaasan vesi- ja ympäristöpiirille.

- Purokoski, P. 1959. Die schwefelhaltigen Tonsedimente in dem Flachgebiet von Liminka im lichte chemischer Forschung. 88 s. Helsinki. Agrogeol. Julk. 74.
- Purokoski, P. 1959. Rannikkoseudun rikkipitoisista maista. Helsinki. 27 s. Agrogeol. Julk. 74.
- Seppänen, J. 1975. Rikin kiertokulusta ja huuhtoutumisesta Keski-Pohjanmaalla. Oulun yliopiston teknillinen tiedekunta. Rakennusinsinööri-osasto. Diplomityö.
- SFS 3024. 1974. Veden sulfaatin määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 4 s.
- SFS 3005. 1981. Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrinen titraus. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 5 s.
- SFS 3406. 1982. Veden, lietteen ja sedimentin metallipitoisuudet. Määrittäminen atomiabsorptiospektrometrisesti liekkimenetelmällä. Erityisohjeita alumiinille. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 4 s.
- Siira, J. 1980. Liminganlahden vesistöalueen tutkimuksia I: alueen yleiskuvaus. Oulu, Oulun yliopisto. 27 s.

JUKKA PALKO, MARKUS SAARI

LAPVÄÄRTIN-ISOJOEN VESISTÖALUEELLA SIJAITSEVAN STORSJÖN JÄRVIKUIVION HAPPAMAT SULFAATTIMAAT

English summary: Acid sulphate soils in the drained lake area of Storsjö in the drainage basin of the River Lapväärti-Isojoki

JUKKA PALKO, URPO MYLLYMAA

HAPPAMIEN SULFAATTIMAIDEN VESISTÖVAIKUTUKSISTA, ESIMERKKINÄ LIMINGAN TUPOKSEN TÄYDENNYSKUIVATUSALUE

English summary: Acidity problems of drainage basins in acid sulphate soil areas: An example from the drainage basin of Tupos in Liminka, Central Western Finland

JUKKA PALKO, MATTI RÄSÄNEN, ERKKI ALASAARELA

LUODON-ÖJANJÄRVEN VALUMA-ALUEEN MAAPERÄN JA VESISTÖN HAPPAMUUSKARTOITUS

English summary: The survey of the soil and water acidity in the catchment area of Luodon-Öjanjärvi

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

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-0807-5
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1987

JUKKA PALKO, MATTI RÄSÄNEN & ERKKI ALASAARELA

LUODON-ÖJANJÄRVEN VALUMA-ALUEEN MAAPERÄN
JA VESISTÖN HAPPAMOITUMISKARTOITUS

THE SURVEY OF THE SOIL AND WATER ACIDITY IN
THE CATCHMENT AREA OF LUODON-ÖJANJÄRVI

SISÄLLYS

1. JOHDANTO	66
2. HAPPAMAT SULFAATTIMAAT JA NIIDEN VESISTÖVAIKUTUKSET	67
3. MATERIAALI JA MENETELMÄT	69
3.1. Tutkimusalue	69
3.2. Maaperäkartoitus	70
3.3. Tutkimusalueen vedenlaatu seuranta	73
4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	75
4.1. Ähtävänjoen valuma-alueen maaperäkartoitus	75
4.1.1. Maaperä	75
4.1.2. Happamien sulfaattimaiden tunnistaminen	78
4.1.3. Happamien sulfaattimaiden luokittelu	79
4.1.4. Tunnistus- ja luokittelumenetelmän suhteesta muihin kartoitustuloksiin	81
4.1.5. Ähtävänjoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden erityispiirteet	83
4.2. Luodon-Öjanjärven vesistön happamuustila syksyllä 1986	84
4.2.1. Osa-alueiden happamuuskuormitus Ähtävänjoen valuma-alueella	84
4.2.2. Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien happamuustila ja happamuuskuormitus	86
4.2.3. Luodonjärven happamuustila	91
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	94
6. YHTEENVETO	97
7. SUMMARY	98
KIRJALLISUUS	99

LIITE

ALKUSANAT

Vesi- ja ympäristöhallinnon (VYH) ja VTT:n rakennuslaboratorion yhteistyönä on aloitettu tutkimusprojekti, jonka tarkoituksena on paikantaa Luodon-Öjanjärven vesistöalueen happamat sulfaattimaat ja luokitella ne alueittain happamuusvaikutuksen mukaan. Em. kartoitustietojen ja vedenlaatusurantatietojen pohjalta eritellään hydrologisten olosuhteiden vaikutusta ja arvioidaan Luodon-Öjanjärven kannalta kriittisten happamoitumistilanteiden syntymismahdollisuutta. Lisäksi esitetään toimenpiteet happamuushaittojen torjumiseksi alueella. Projektia rahoittavat Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri, Luodon ja Öjanjärven ympäristökunnat ja kaupungit, Oy Wilh. Schauman Ab sekä Öjanjärven säännöstely-yhtiö. Tässä työssä esitetään Ähtävänjärven alaosan kartoituksen tulokset. Kartoitustöitä jatketaan ja koko vesistöaluetta koskeva happamoitumisselvitys valmistuu vuoden 1988 aikana.

Projektin maaperäkartoituksen suunnittelusta ja raportoinnista ovat vastanneet FK Jukka Palko (VYH) ja FL Matti Räsänen (Turun yliopiston Maaperägeologian osasto) sekä kenttätöitä on johtanut rak. mest. Visa Wenström Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiristä. Vedenlaatusurannasta ja sen raportoinnista ovat vastanneet FK Jukka Palko ja dos. Erkki Alasaarela (VTT/RAK, Oulu). Aineistojen tilastollisen käsittelyn on suorittanut LuK Aini Bloigu Oulun vesi- ja ympäristöpiiristä.

1. JOHDANTO

Pietarsaaren kaupungin edustalla sijaitseva Luodonjärvi padottiin merestä vuonna 1961 ja tämän pohjoispuolella sijaitseva Öjanjärvi vuonna 1969. Patoamisten seurauksena makeavesialtaissa ilmeni ajoittaisia happamuushaittoja. Myöhemmin todettiin, että happamuushaitat johtuivat valuma-alueella esiintyvien happamien sulfaattimaiden kuivumisen yhteydessä muodostuvien happamien yhdisteiden huuhtoutumisesta tulvavesien mukana altaisiin. Patoamisen jälkeen merivesi ei enää neutraloinut valuma-alueelta tulevia vesiä, minkä seurauksena altaissa on havaittu ajoittain tulva-aikoina veden happamuudesta aiheutuvia kalakuolemia.

Happamuushaittoja ja kalakuolemia on todettu eri puolilla rannikkoaluetta. Sirppujoen happamien sulfaattimaiden maaperäkartoituksen yhteydessä todettiin, että sulfaattimaiden valumavesien laatuun vaikuttavat ensisijaisesti alueen hydrologiset olosuhteet, mitkä luovat perusedellytykset happamuuden syntymiselle maaperässä (Palko et al. 1985). Useiden perättäisten kuivien kesien vaikutus voi olla kohtalokas vesistön kalakannalle. Suuret aluekuivatukset lisäävät happamuuden irtoamista maaperästä. Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalueen valumavesiseuranta osoitti, että suhteellisen pienen happamia sulfaattimaita käsittävän alueen kuivatus voi vaikuttaa merkittävästi koko vesistöalueen happamuustilaan. Vaikutushuippu on nähtävissä vasta useita vuosia kuivatuksen toteuttamisesta (Palko & Myllymaa 1987). Sirppujoella ja joen laskualtaassa epäsuotuisten hydrologisten olosuhteiden ja kuivatusten yhteisvaikutus ilmeni 1970-luvun alussa kalakannan lähes täydellisenä tuhoutumisena. Samanaikaisesti Kyrönjoen suulla ja Luodonjärven altaassa havaittiin kalakuolemia. 1980-luvun alun hydrologiset olosuhteet olivat suotuisat valumavesien laadun paranemiselle. Tässä suhteessa tapahtui käänne pahaan suuntaan vuoden 1986 kesällä, minkä seurauksena valumavesien happamuustilanteen merkittävä huononeminen on odotettavissa näillä alueilla.

Luodonjärven ja Öjanjärven valuma-alueiden happamista sulfaattimaista on niukalti tietoa, koska järjestelmällistä kartoitusta ei ole suoritettu. Kuivatustöiden yhteydessä on tehty joitakin happamuusmittauksia, jotka pääsääntöisesti ovat osoittaneet happamien sulfaattimaiden olemassaolon. Eräissä tapauksissa asianmukaisen maaperäkartoitusmenetelmän puuttumisen vuoksi johtopäätökset ovat olleet jopa virheellisiä. Alueen hienorakeisista maalajeista ei ole juuri muita tutkimuksia kuin Okon (1949) 1:400 000 maaperäkartan selitykset. Selvimmän kuvan happamien sulfaattimaiden olemassa olostä ovat antaneet valuma-alueen valumaveden laatuseurantatulokset. Kokkolan vesija ympäristöpiiri on vuosina 1971–1979 suorittanut seuranta-a vesistöalueen joissa, jonka perusteella Seppänen (1975) on tehnyt arvion kultakin alueelta huuhtoutuvan rikin määrästä. Pietarsaaren kaupungin vesilaitoksella on seurattu päivittäin Ähtävänjoen pH-arvoa. Luodonjärven veden laatua, biologiaa ja siinä tapahtuvia muutoksia on tutkinut Hongell (1979) ja Luodon-Öjanjärven velvoitetarkkailun yhteydessä Oy Wilh. Schauman Ab on seurannut altaiden happamuuskehitystä.

Tässä työssä esitetään happamien sulfaattimaiden paikantamiseen ja kuivatus-
syvyyden määrittämiseen perustuva maaperäkartoitusmenetelmä. Menetelmää sovelletaan Ähtävänjoen valuma-alueen kartoitukseen. Lisäksi raportissa esite-

tään valumavesiseurannan pohjalta vesistöalueen happamuustilanne syystulvan 1986 aikana.

2. HAPPAMAT SULFAATTIMAAT JA NIIDEN VESISTÖVAIKUTUKSET

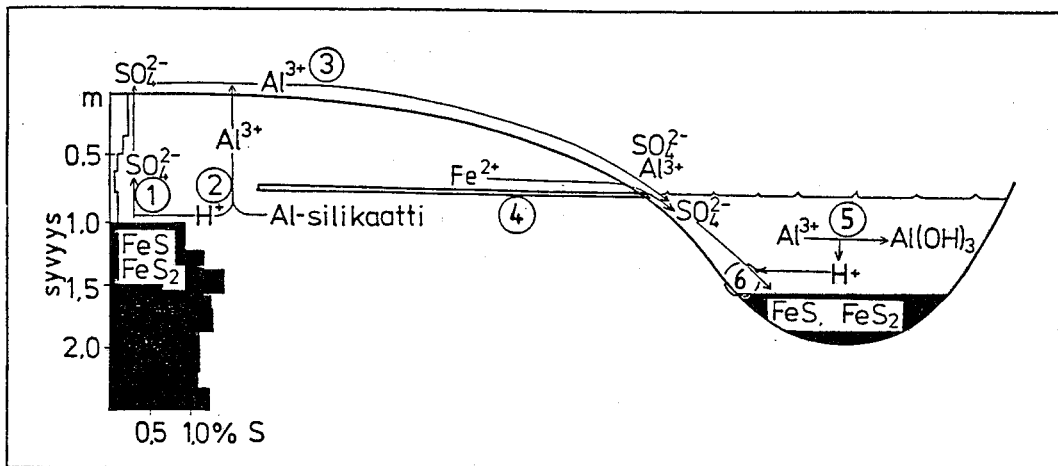
Happamien sulfaattimaiden happamuus on peräisin näiden maiden kuivumisen yhteydessä tapahtuvasta runsaasti rikkiä sisältävien maakerrosten hapettumisesta. Muodostuneen happamuuden määrä on suorassa suhteessa hapettuneen rikin määrään, joka riippuu alueen pohjaveden pinnan muutoksista. Happamatsulfaattimaat tulevat olemaan jatkuva maanviljelyn ja ympäristönsuojelun ongelma Suomen rannikkoalueilla. Ajan myötä ongelmien painopistealueet muuttuvat vanhempien happamien sulfaattimaiden menettäessä happamuuspotentiaalinsa ja uusien maiden paljastuessa merestä maankohoamisen ja uusien ojitusten seurauksena.

Suomen happamat sulfaattimaat sijaitsevat Pohjanlahden rannikon alavilla mailla, joissa Litorinameren aikana muodostuneet rikkipitoiset savisedimentit ovat tehokkaassa hapettumisvaiheessa. Litorina kerrostuma-alueen raja kulkee noin 30 m mpy Etelä-Suomessa ja noin 90 m mpy Pohjois-Suomessa. Lisäksi näitä maita esiintyy järvikuivioalueilla, joissa hapettava rikki on peräisin järven pohjaan kerrostuneesta orgaanisesta aineksestä. Tämänhetkisten arvioiden mukaan Suomen rannikkoalueella esiintyy aktiivisessa huuhtoutumisvaiheessa olevia happamia sulfaattimaita yli 100 000 hehtaaria (Palko & Myllymaa 1987). Suurimmat yhtenäiset alueet esiintyvät Lounais-Suomessa Sirppujoen vesistöalueella, Pohjanmaalla Kyrönjoen vesistöalueella ja Luodon-Öjanjärven vesistöalueilla ja Pohjois-Suomessa Liminganlahden vesistöalueella.

Suomalaisten happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen on kehitetty oma menetelmänsä. Menetelmää on kehitetty useassa eri vaiheessa. Ensimmäisessä vaiheessa tunnistaminen perustui maaprofiilin keskikerroksen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ arvon ja sulfaattipitoisuuden määrittämiseen: Maa tunnistettiin happamaksi sulfaattimaaksi, kun keskikerroksen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -arvo oli pienempi tai yhtäsuuri kuin 5,0 ja/tai happaman ammoniumasettiutoksen (AAAc) sulfaattipitoisuus oli suurempi kuin 100 mg/l kuivaa maata (Erviö 1975, Erviö & Palko 1984). Menetelmäkehittelyn toisessa vaiheessa tunnistamiseen riitti keskikerroksen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ määrittäminen; happamien sulfaattimaiden keskikerroksen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ oli pienempi kuin 5,0. Keskikerroksen sulfaattipitoisuutta käytettiin alueen huuhtoutumistason kuvaukseen. Jako tehtiin kolmeen eri luokkaan; I luokan happamat sulfaattimaat olivat nuoria heikosti huuhtoutuneita liejusavimaita, joiden sulfaattipitoisuus oli suurempi kuin 500 mg/l, II luokan sulfaattimaat olivat jo paremmin huuhtoutuneita liejusavia, joiden sulfaattipitoisuus oli välillä 100–500 mg/l, III luokan happamat sulfaattimaat olivat hyvin huuhtoutuneita, niiden sulfaattipitoisuus oli pienempi kuin 100 mg/l, mutta $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -arvo kuitenkin edelleen alhainen ($< 5,0$) (Palko et al. 1985, Palko & Räsänen 1986). Parhailtaan menetelmän kehittämisessä on meneillään kolmas vaihe, joka tähtää kentällä tehtäviin maaprofiilin pH-havaintoihin. Menetelmä esiteltiin pääpiirteissään Palkon & Saaren (1987) toimesta ja sitä tarkennettiin Palkon & Myllymaan (1987) toimesta.

Suomalaisen happaman sulfaattimaan pelkistyneet kerrokset sisältävät rikkiä 0,1-3,0% (Purokoski 1958, Palko et al. 1985). 1 mooli (32 g) rikkiä vapauttaa hapettuessaan 2 ekvivalenttia happamuutta maanesteeseen, jota maan ioninvaihto ja kemiallinen rapautuminen pyrkivät puskuroimaan. Aluksi maaperä pyrkii neutraloimaan happamuuden sitomalla vapautuneet vetyionit ioninvaihtokohtiinsa, jolloin heikomman adsorptiokyvyn omaavat ionit kuten K^+ , Mg^{++} ja Ca^{++} vapautuvat maanesteeseen. Kun tämä puskurisysteemi on kulutettu loppuun maaperän mineraalirakenne alkaa rapautua. Tällöin rikin hapettumisesta vapautunut happamuus siirtyy pääasiallisesti alumiini-ioneihin, jotka kulkeutuvat kuivana aikana maan pintakerrokseen. Happamissa sulfaattimaissa sulfaatti (SO_4^{--}) on pääasiallinen anioni ja toimii Al^{+++} :n kuljetuksessa vastaionina (kuva 1). Kuivina kesinä kapillaarinen virtaus on suuri runsaan haihtumisen seurauksena; tällöin maan pintakerrokset voivat olla kauttaaltaan erilaisista sulfaattiyhdisteistä muodostuneen härmeen peitossa.

Alumiini on avainalkuaine happamuuden kulkeutumisessa maaperästä vesistöön. Osa maaperässä muodostuneesta alumiinista hydrolysoituu maaprofiilissa tai maan pintakerroksessa muuttaen näiden happamuusolosuhteita, osa taas saostuu erilaisina sulfaattisuoloina maan pintakerrokseen. Pääosa jokien valumasta on pintavaluntaa, ainoastaan kuiva-aikana merkittävä osuus on pohjavesivaluntaa. Pohjavesi on hyvin puskuroitunutta, jolloin kuiva-aikana valumavesi on lähes neutraalia. Tulva-aikoina valumavedet liuottavat ja huuhtoutuvat tehokkaasti maan pintakerrokseen saostuneet ionit vesistöön. Vesistöön huuhtoutuneet alumiini-ionit pyrkivät muuttamaan vesistön happamuustilaa hydrolysoitumisen seurauksena. Tällöin alumiini-ioni saostuu alumiinihydroksidina vapauttaen maaperässä sitomansa protonin vesistöön, vesistön puskurikyky alkaa ehtyä ja lopulta sen pH laskee (kuva 1).



Kuva 1. Happamuuden muodostuminen ja huuhtoutuminen vesistöön happamilla sulfaattimailla.

- 1) Sulfidisedimentin hapettuminen.
 - 2) Silikaattimineraalien kemiallinen rapautuminen.
 - 3) Ionien huuhtoutuminen maaperästä vesistöön.
 - 4) Ferroraudan huuhtoutuminen salaojavalunnassa vesistöön.
 - 5) Alumiini-ionien hydrolysoituminen ja happamuuden vapautuminen vesistössä.
 - 6) Sekundaarinen sulfidien sedimentaatio vesistössä.
- (Palko & Myllymaa 1987).

3. MATERIAALI JA MENETELMÄT

3.1. TUTKIMUSALUE

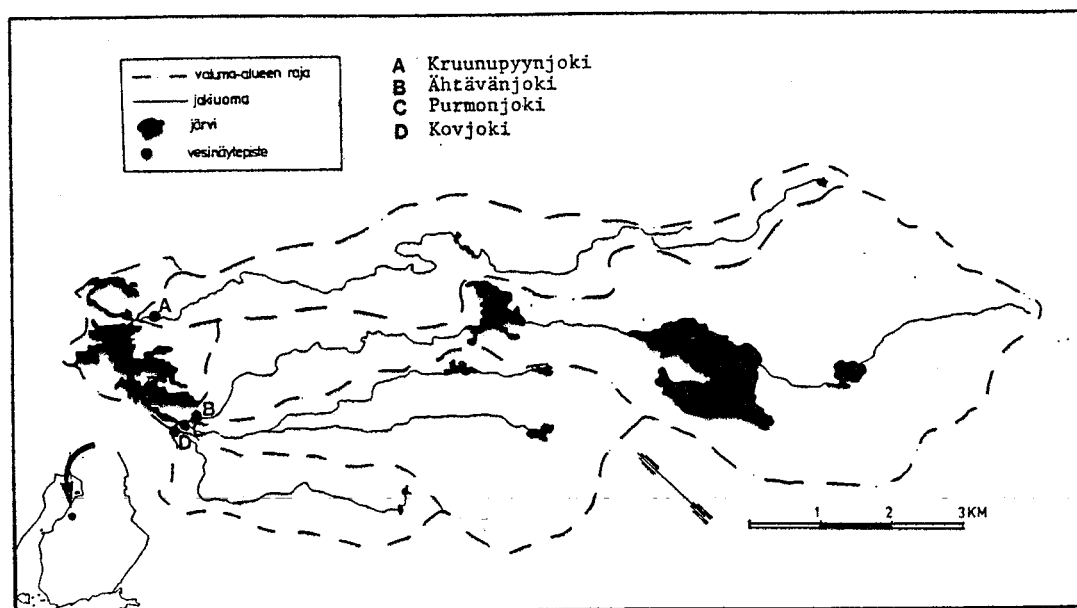
Luodon-Öjanjärven valuma-alue (4280 km²) käsittää Ähtävänjoen, Purmonjoen, Kruunupyynjoen ja Kovjoen sekä altaan oman valuma-alueen.

Ähtävänjoen valuma-alue (2048 km²) alkaa Soinin kunnassa sijaitsevilta soilta ja järviltä ja rajoittuu pohjoisessa Kruunupyynjoen vesistöön ja etelässä Purmon, ja Lapuanjoen vesistöihin. Valuma-alueen huomattavimmat järvet ovat Alajärvi, Lappajärvi ja Evijärvi (järvisyys 10,5%). Ähtävänjoen vesistö on osittain säännöstelty.

Purmonjoen valuma-alue (866 km²) rajoittuu pohjoisessa Ähtävänjokeen ja etelässä Lapuanjokeen. Vesistön eteläinen haara, Purmonjoki, alkaa Korttesjärven ja Lappajärven rajoilla olevista järvistä, ja pohjoinen haara, Norijoki, Evi-järvillä sijaitsevista järvistä (järvisyys 3,5%). Norijoen latvoilla sijaitsevan Kettuanjärven vedenpintaa on nostettu ja sitä säännöstellään Luusuaan rakennetulla padolla.

Kruunupyynjoen valuma-alue (767 km²) alkaa Alajärven, Vimpelin ja Perhon rajamailla olevalta suo- ja järviolueelta ja rajoittuu pohjoisessa Perhonjoen vesistöön ja etelässä Ähtävänjoen vesistöön (järvisyys 4,2%).

Kovjoen valuma-alue (292 km²) rajoittuu etelässä Lapuanjoen ja pohjoisessa Purmonjoen vesistöön. Vesistön eteläinen haara, Dalasbäcken, ja pohjoinen haara, Kovjoki, alkavat Jepuan ja Purmon kuntien rajamailla olevista järvistä (järvisyys 0,5%) (kuva 2).



Kuva 2. Luodon-Öjanjärven vesistöalueen osavaluma-alueet ja vedenlaatusuurantapistet.

Luodon-Öjanjärven oma valuma-alue on 310 km². Altaat ovat yhteydessä toisiinsa Kruunupyyngojen suosan haarojen välityksellä sekä välikanavalla. Altaiden vedet purkautuvat mereen Hästgrundetin ja Gertrudin patoluukkujen kautta. Lisäksi järven ja meren välisessä penkereessä on Storströmmenin kaksoisrumpu sekä neljä venesulkua. Altaiden säännöstelyllä pyritään turvaamaan Kokkolan ja Pietarsaaren asutuksen ja teollisuuden vedensaanti. Altaiden yhteispinta-ala on 85 km² (N60+0,00), tilavuus 200 milj. m³, keskisyvyys 2,3 m ja suurin syvyys 9,5 m.

3.2. MAAPERÄKARTOITUS

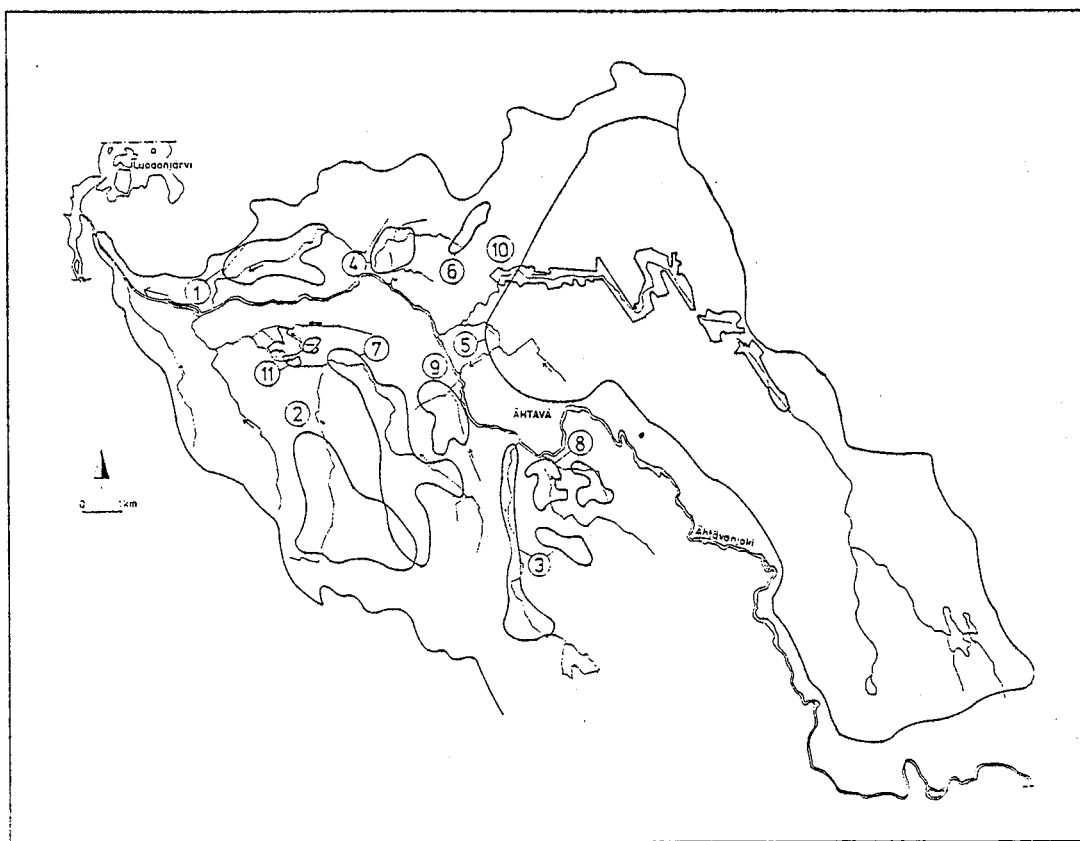
Maaperäkartoitusalue käsitti Ähtävänjoen valuma-alueella korkeustason 40 m mpy alapuolelle jäävät alueet, joista noin 40% on peltoa, 30% metsää ja 30% suota. Peltoalueet ovat keskittyneet Ähtävänjoen ja sen kuivatusojien varsille 0-20 m mpy korkeustasolle; Dalabäckin alueella 5-7 m mpy ja Bäckbybäckenin alueella sekä vastaavalla tasolla Ähtävänjoen varsilla 15-20 m mpy korkeustasolle.

Kartoitusalueilla on suoritettu 1950-luvulta lähtien 11 aluekuivatusta. Ensimmäinen kuivatuksesta on tehty Vadbäckenin alueella vuonna 1955 ja viimeinen Dalabäckenin alueella vuonna 1982 (kuva 3).

Kairauspisteytys tehtiin 1:20 000 peruskartoille siten, että yksi kairauspiste noin 0,25 km² suuruista aluetta. Yksittäinen näytepiste pyrittiin sijoittamaan siten, että se edusti alueen keskimääräistä korkeustasoa ja sijantia. Peltoalueille sijoitettiin 213 kairauspistettä, näiden lisäksi metsäja suoalueilla suoritettiin 24 tarkistuskairausta (kuva 4). Kolmimiehinen kairausryhmä suoritti työpäivän aikana keskimäärin 10 kairausta, jolloin päivän aikana kartoitetun alueen määrä oli noin 2 km².

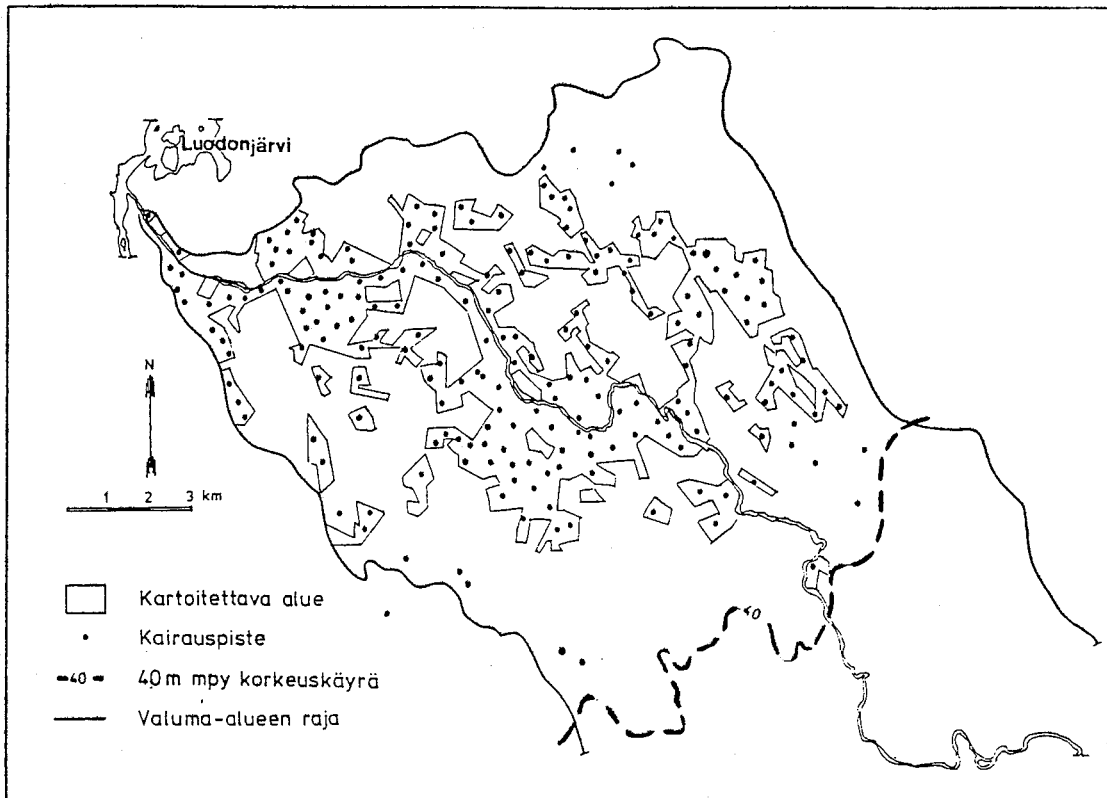
Kairaukset suoritettiin syvällä uralla varustetulla läpivirtauskairalla, jonka halkaisija oli 2,5 cm. Kairan läpivirtausosan pituus oli 1,0 m (kuva 5). Maaprofiili otettiin jokaisesta pisteestä 2,0 m:n syvyydelle kahdessa erässä painamalla kairan läpivirtauskärki halutulle syvyydelle. Kiertämällä kairaa muutaman kierroksen maassa uraan kertyy maa-aines halutulta syvyysväliltä. Kairauspisteissä, joissa vastassa oli hiekkamoreeni, kairaus oli lopetettava tähän kerrostumaan.

Kairan uraan jääneestä maa-aineksesta tehtiin välittömästi maalajihavainnot sekä mitattiin pH-arvo 10 cm:n välein (mittari WTW pH 91, elektrodi Ingold Malli 406M6). pH:n muuttuessa yhtäkkisesti happamasta neutraaliin mittaus suoritettiin 5 cm:n välein. pH-mittauksen jälkeen kairasta otettiin kaksi maanäytettä, keskikerroksesta (0,4-0,5 cm) ja pohjamaasta (1,4-1,6 m). Maanäytteet kuljetettiin laboratorioon, ne kuivatettiin +40°C:ssa ja hienonnettiin huumarissa. Keskikerrosnäytteestä määritettiin pH-arvo maavesi suspensiosta, 1:2,5 (w/V) (pH(H₂O)) ja sulfaattirikkipitoisuus (SO₄-S) happamasta ammoniumseptaattiutoksesta, pH 4,65 (AAAc) (Vuorinen & Mäkitie 1955). Pohjamaanäytteestä määritettiin kokonaisrikkipitoisuus (TOTS) menetelmällä, jossa maanäyte hapetettiin 6N HCl-liuoksessa 110°C:ssa 0,5h. Rikkipitoisuusmääritykset tehtiin uutoksista turbidimetrisesti (SFS 3024, 1974).



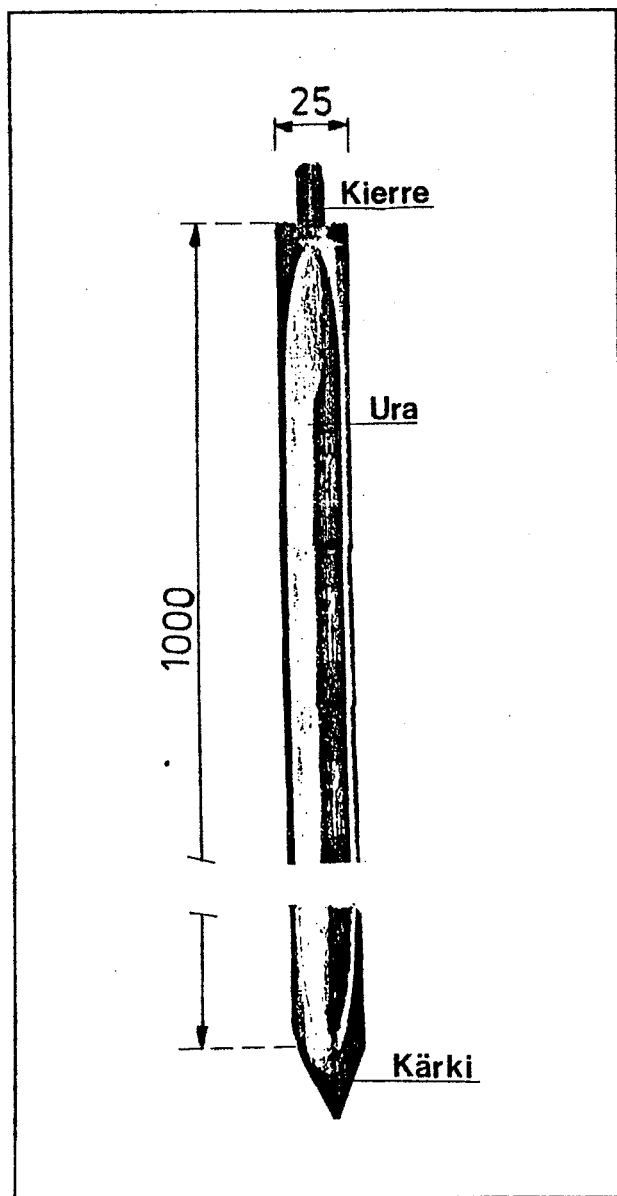
Kuva 3. Ähtävänjoen maaperäkartoitusalueella vuoden 1950 jälkeen suoritettujen kuivatusten hyötyalueet:

1) Vadbäcken (1955)	3,88 km ²
2) Kristbäcken (1955)	2,42 km ²
3) Nädjärvibäcken (1955)	2,29 km ²
4) Mosautfallet (1956)	1,51 km ²
5) Bäckbybäcken (1959)	13,18 km ²
6) Kallmossdiket (1962)	1,17 km ²
7) Orsmossbäcken (1962)	4,06 km ²
8) Linjärvbäcken (1963)	2,13 km ²
9) Överstthagadiket (1966)	1,03 km ²
10) Bäckbybäcken (1982)	2,97 km ²
11) Dalabäcken (1982)	1,17 km ²



Kuva 4. Ähtävänjoen suosalla kartoitetut alueet ja kairauspisteiden sijainnit.

Kuva 5. Maaperäkartoituksessa käytetty läpivirtauskairan kärki-osa. Näytteenottoon tarkoitettu läpivirtauskärki tunkeutuu helposti maahan pienen halkaisijansa ja erikoisen rakenteensa ansiosta. Ylösnostettaessa sisäkartiio pitää näytteen kärjessä.



3.3. TUTKIMUSALUEEN VEDENLAATUSEURANTA

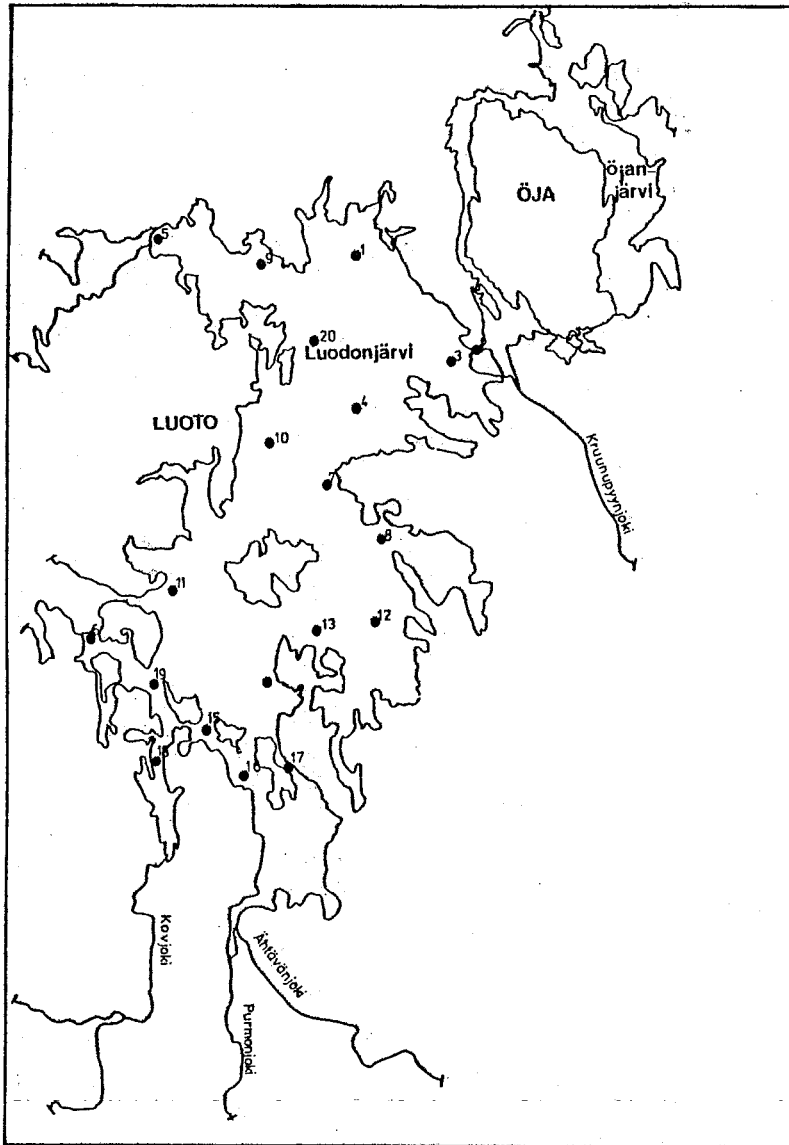
Luodon-Öjanjärven vesistöalueen jokien veden laatua syystulvan 1986 aikana (5.9. - 1.12.) seurattiin keskimäärin kaksi kertaa viikossa 12 eri havaintopisteessä (kuva 3).

Ähtävänjoen vesistöalueella sijaitsi kolme pistettä; yksi Forsin kohdalla Bäckbybäckenin purkauskohdan yläpuolella ($F = 1913 \text{ km}^2$), toinen Bäckbybäckenin suulla ($F = 70 \text{ km}^2$) ja kolmas Ähtävänjoen suulla ($F = 2048 \text{ km}^2$). Purmonjoen vesistöalueella sijaitsi kaksi seurantapistettä, yksi Forsbyssä Purmonjoen ja Norijoen yhtymäkohdan alapuolella, toinen Purmonjoen suulla ($F = 866 \text{ km}^2$).

Kruunupyynjoen vesistöalueella sijaitsi neljä havaintopistettä, yksi Kruunupyynjoessa Kivijärvibäckenin purkautumiskohdan yläpuolella ja toinen alapuolella, kolmas Kivijärvibäckenin suulla ja neljäs Kruunupyynjoen suulla ($F = 767 \text{ km}^2$).

Kovjoen vesistöalueella sijaitti kolme havaintopistettä, yksi välittömästi Kovjoen ja Dalasbackin yhtymäkohdan alapuolella, toinen ennen Bockholmskanalia 5-tien kohdalla ja kolmas Bockholmskanalin suulla.

Luodon-Öjanjärvestä otettiin vesinäytteet 28.11.1986. Näytepisteitä oli 20, joista 19 sijaitti Luodonjärvessä ja yksi Luodonjärveä ja Öjanjärveä yhdistävässä kanavassa (kuva 6).



Kuva 6. Luodonjärven veden laadun tutkimuspisteet.

Laboratorioon tuoduista jokivesi- ja allasvesinäytteistä määritettiin välittömästi pH-arvo ja sähkönjohtavuus. Lisäksi näytteistä määritettiin alkaliteetti ja asiditeetti (SFS-3005, 1981) sekä sulfaattipitoisuus (SFS 3024, 1974). Jokaisesta näytetystä säilöttiin (1% HNO₃) mahdollisten jatkotutkimusten varalta. Tässä työssä esitetään vesistön pH ja asiditeettiarvot Ähtävänjoesta ja muiden jokien suualueilta sekä Luodonjärvestä.

Tutkimusalueelta huuhtoutuvan happamuuskuormituksen kuvaamisessa käytettiin asiditeettiarvoa (mmol/l) ja vastaavan ajankohdan valuma-arvoa (l/d/km²) sekä näytepisteen takana olevan valuma-alueen pinta-alaa (km²). Päivittäinen valuma saatiin Kalajoella sijaitsevalta Tuuraajan pienvaluma-alueelta (F = 23,5 km²). Näiden tietojen perusteella voitiin laskea jokaisen havaintopisteen kautta huuhtoutuvan happamuuden määrä. Vedenlaatusurannan pohjalta yhden tarkastelujakson pituudeksi määräytyi 2-4 päivää.

4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

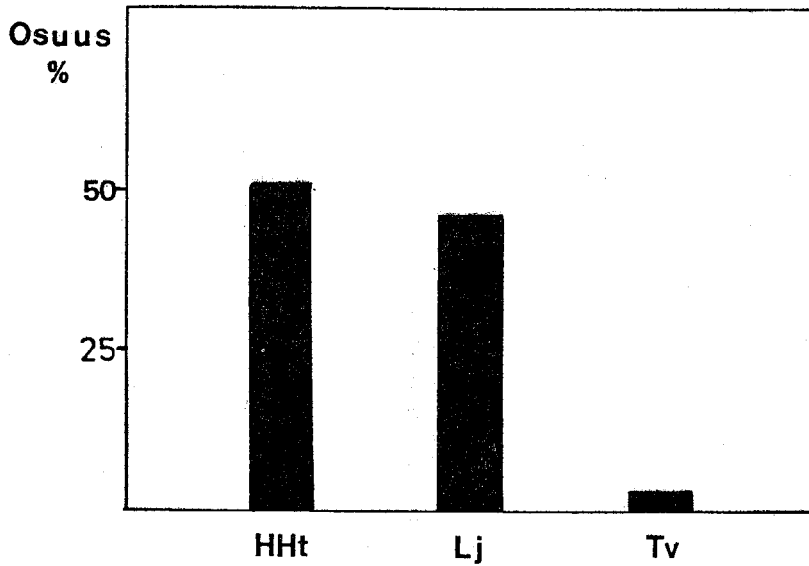
4.1. ÄHTÄVÄNJOEN VALUMA-ALUEEN MAAPERÄKARTOITUS

4.1.1. Maaperä

Kairauspisteprofiilin maalajimäärityksen perusteella arvioitiin alueen rikkipitoisen sedimentin esiintymissyvyys ja sen hapettumis- ja huuhtoutumistilaan vaikuttavat tekijät. Suo- ja metsäalueilla samoin kuin joillakin pelloilla turvekerroksen paksuus ylitti 0,60 m, jolloin sedimentin katsottiin olevan täysin pelkistyneessä tilassa. Hietaisen rantakerrostuman esiintyminen on edesauttanut rikkipitoisen sedimentin hapettumista; alue luettiin "hietaisiin rantakerrostumamaihini", jos tämä kerrostuma oli paksumpi kuin 0,30 m ja aina kun se esiintyi hapettuneessa kerroksessa 0,50 m:n syvyyden alapuoella.

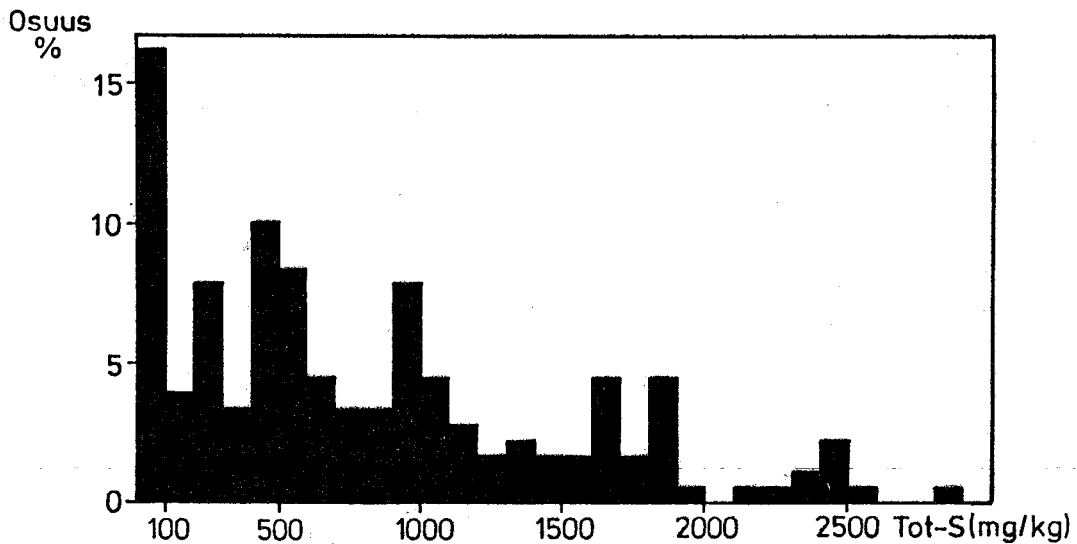
Maaperäkairaus suoritettiin 213 peltopisteessä. Hietainen rantakerrostuma esiintyi yli puolessa kairauspisteistä (116 kpl) varsinaisen liejuisen hiesu-savikerrostuman (Litorinasavi) yläpuolella (kuva 7). Litorinakerrostuma ulottui maanpintaan 30%:ssa peltopisteistä, lisäksi pintakerroksen vallitsevana maalajina esiintyi 12%:ssa hiekansekaista savea ja 13%:ssa turvetta tai liejua.

Kairauksia suoritettiin myös hienorakeisten sedimenttien alueilla, jotka olivat metsää tai suota (24 kairauspistettä). Paikoin voimakkaista ojituksista huolimatta sulfidipitoisen litorinasedimentin todettiin olevan näillä alueilla pelkistyneessä tilassa turvekerroksen tai hietaisen rantakerrostuman alla. Tämän pohjalta voitiin vesistöä olennaisesti happamoitava sulfidisedimentin hapettuminen todeta tapahtuvaksi pääasiassa peltoalueilla.



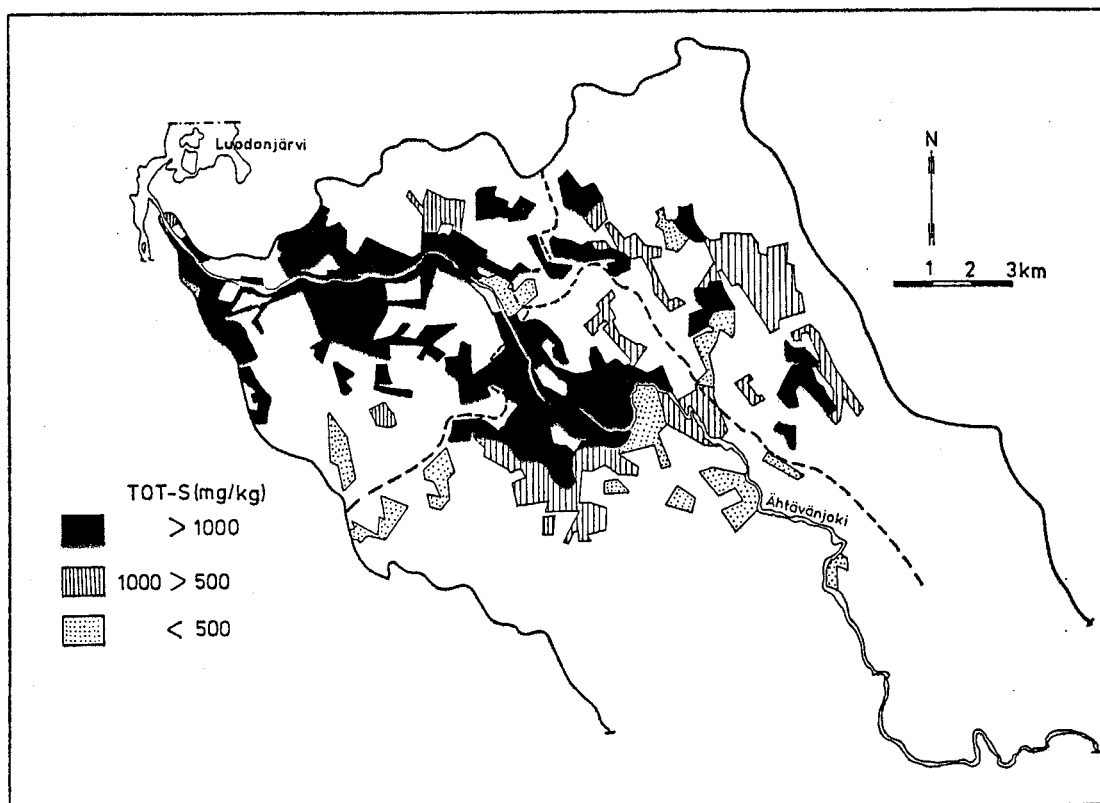
Kuva 7. Hietaisten rantakerrostumien (HHt), liejuisten hiesu- ja savikerrostumien (Lj) sekä turpeiden (Tv) suhteelliset osuudet Ähtävänjoen valuma-alueen kairauspisteprofileissa.

Hienorakeisten maalajien rikkipitoisuus määritettiin 1,5 m:n syvyydestä, jossa rikki on vielä säilynyt huuhtoutumattomana. Tällä syvyydellä kerrostuma on yleensä syvempään veteen kerrostunutta litorinasedimenttiä eivätkä lähempänä maan pintaa esiintyvät murto- ja makeaveden liejut pääse vaikuttamaan tuloksiin. Rantakerrostuman olemassaololla ei myöskään todettu olevan vaikutusta allaolevan litorinakerrostuman rikkipitoisuuksiin. Tutkimusalueen rikkipitoisuudet vaihtelivat 10–3000 mg/kg DW, keskiarvo 805 mg/kg DW (kuva 8).



Kuva 8. Ähtävänjoen valuma-alueen kairauspisteiden pohjamaan kokonaisrikkipitoisuusjakautuma.

Vain 16% pohjamaanäytteistä sisälsi rikkiä vähemmän kuin 100 mg/kg. Näissä tapauksissa kairaukset ovat saattaneet ulottua muihin kuin litorinasedimentteihin (Yoldia/Ancylus savet). Suhteellisen alhaisen kokonaisrikkipitoisuuden alueet (pitoisuus pienempi kuin 500 mg/kg) sijoittuvat Bäckbybäckenin valuma-alueen keskiosiin ja itse Bäckbybäckenin varrelle sekä tutkimusalueen eteläosiin. Suurimmat pitoisuudet todettiin lähellä Ähtävänjoen suualuetta, Dalabäckissä (pitoisuudet keskimäärin 1000 mg/kg) (kuva 9).

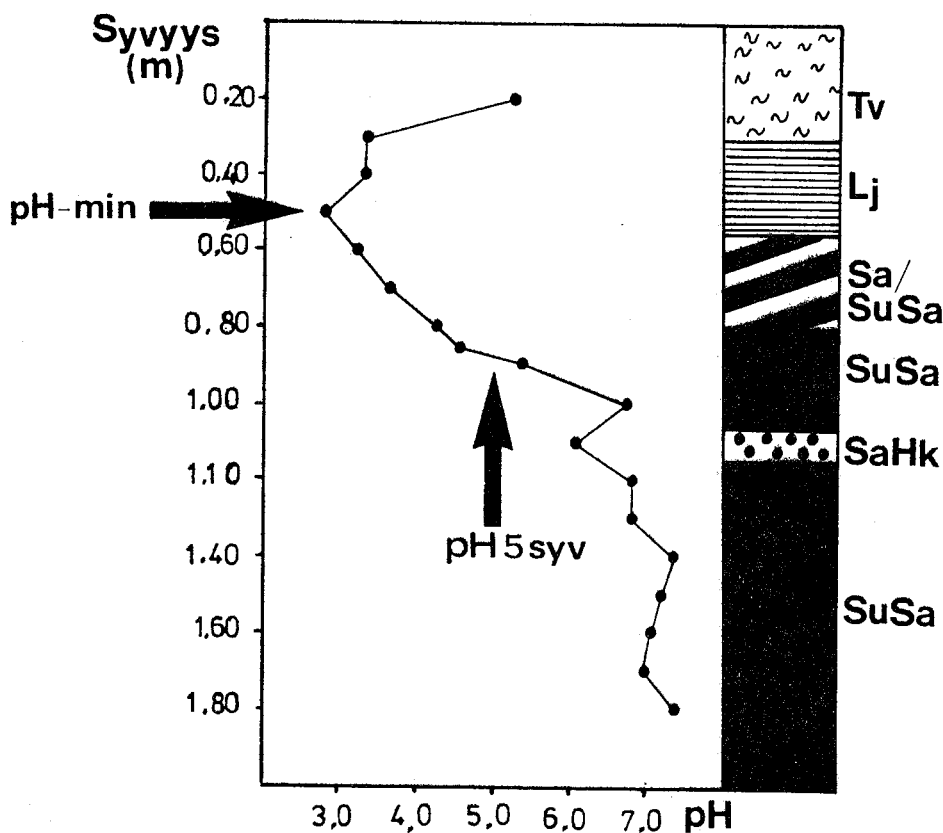


Kuva 9. Pohjamaan kokonaisrikkipitoisuus Ähtävänjoen valuma-alueella.

Ähtävänjoen valuma-alueen litorinasedimentin kokonaisrikkipitoisuus on alhainen verrattuna aiemmin Sirppujoella ja Limingan Tupoksessa mitattuihin pohjamaan kokonaisrikkipitoisuuksiin. Pitoisuudet Sirppujoen litorinakerroksissa ovat poikkeuksetta lähes kymmenkertaisia (keskiarvo 10 000 mg/kg) Ähtävänjoen rikkipitoisuuksiin verrattuna. Limingan Tupoksen kokonaisrikkipitoisuudet olivat taas keskimäärin kaksi kertaa Ähtävänjoen kokonaisrikkipitoisuuksia suuremmat (keskiarvo 2000 mg/kg).

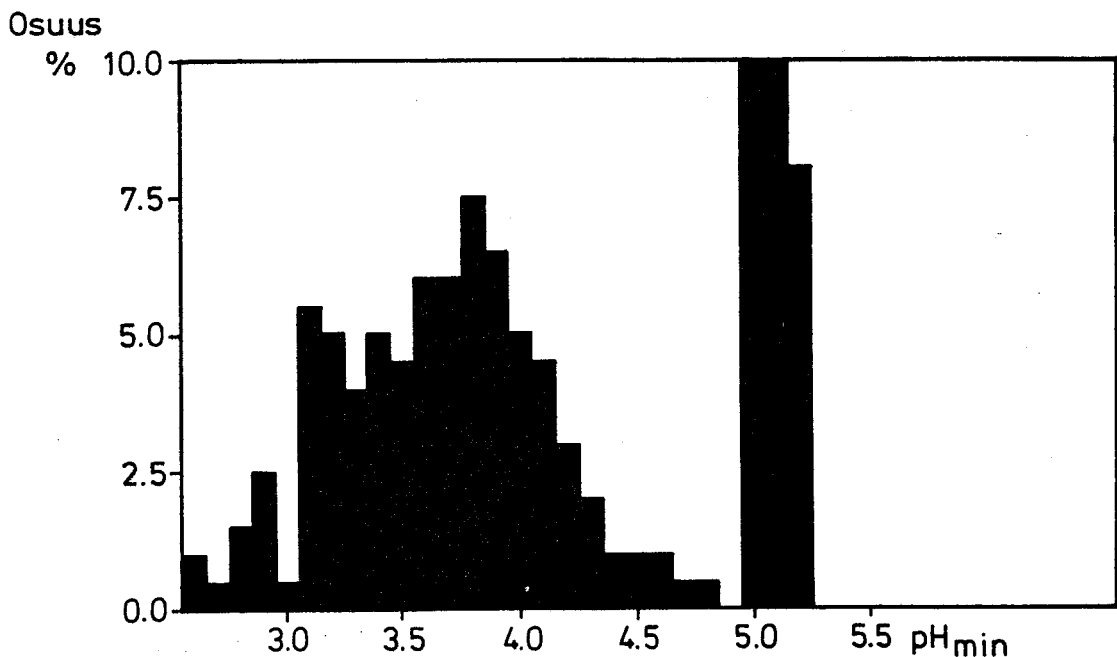
4.1.2. Happamien sulfaattimaiden tunnistaminen

Happamien sulfaattimaiden tunnistukseen ja niiden kuivatussyvyyden arvioinnissa käytettiin hyväksi maaprofiilin pH-mittausarvoja. Happaman sulfaattimaan profiiliin on muodostunut pH-gradientti, jossa on selvästi havaittavissa pH-arvon systemaattiset muutokset. Kuvassa 10 on esitetty Bäckbyn kylässä sijaitsevan kairauspisteen kairaustulokset ja niitä vastaavat tässä työssä käytettävät parametrit.



Kuva 10. Bäckbyn alueella sijaitsevan kairauspisteen kairaustulokset ja niiden pohjalta valitut käsittelyparametrit. Tv = turve, Lj = lieju, Sa = savi, SuSa = sulfidisavi ja SaHk = savinen hiekka.

Ähtävänjoen vesistöalueen kairauspisteiden pH-minimi-arvot jakautuivat selvästi kahteen osa-aineistoon siten, että osa-aineistojen väliin pH-alueelle 4,6–4,9 jäi ainoastaan muutama pH-havainto. Pisteistä 147 kappaletta (73%) sijoitui tämän pH-välin alapuolelle ja 56 kappaletta (27%) sen yläpuolelle (kuva 11). Tämän perusteella happaman sulfaattimaan pH-minimi-arvo on pienempi kuin 4,8. Todellisuudessa merkittävä osa happamien sulfaattimaiden tunnistuksen ulkopuolelle jäävistä kairauspisteistä sisältää sulfidisedimentin, mutta tämä on hapettumiskerroksen ulottumattomissa tai happamat kationit ovat jo huuhtoutuneet tehokkaasti hapettuneista kerroksista. Kummassakin tapauksessa happamuusvaikutusta ei tällöin ole olemassa, joten pisteen edustaman alueen ilmoittaminen happamaksi sulfaattimaaksi ei ole perusteltua.



Kuva 11. Ähtävänjoen valuma-alueen kairauspisteiden pH-minimiarvojen jakautuminen. $n = 213$.

pH-minimiarvoon perustuvan tunnistusmenetelmän mukaan kartoitettavasta alueesta $38,5 \text{ km}^2$ (81%) todettiin happamiksi sulfaattimaiksi, mikä vastaa 22% tutkittavan valuma-alueen osan pinta-alasta ja 2% koko Ähtävänjoen valuma-alueen pinta-alasta. Suurimmat happamien sulfaattimaiden keskittymät olivat Dalabäckin, Kallbyn, Lassfolkin, Forsin ja Bäckbyn peltoalueilla. Bäckbybäckenin osavaluma-alueen ($F = 70 \text{ km}^2$) kartoitettavista alueista $10,9 \text{ km}^2$ (90%) todettiin happamiksi sulfaattimaiksi, mikä on 16% koko alueen pinta-alasta (liite 1).

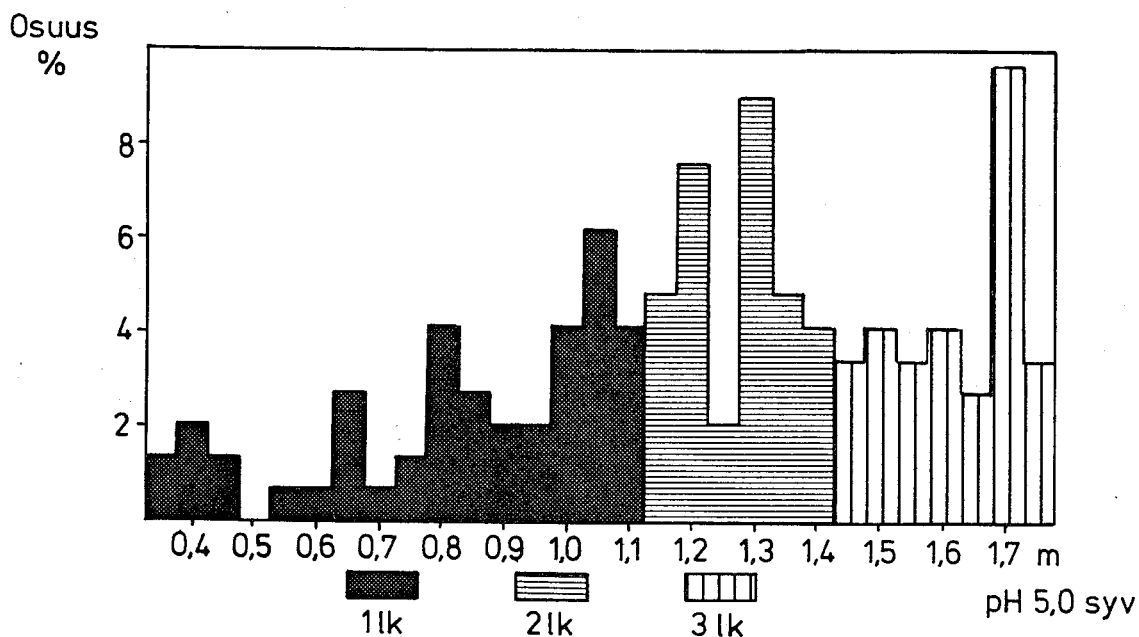
4.1.3. Happamien sulfaattimaiden luokittelu

Odotettavissa olevan happamuusvaikutuksen suuruus on riippuvainen maaprofiilin kuivatussyvyydestä sekä pohjaveden pinnan muutoksista. Profiilin kuivatussyvyyteen vaikuttavat alueen korkeustaso, aikaisemmat ojitukset, maankäyttö sekä profiilin maalajiominaisuudet.

Kuivatussyvyys on suhteessa pH-minimikohdan esiintymiseen, mutta pintamaan maalaji, etenkin turvekerroksen ja hietaisen rantakerrostuman esiintyminen,

vaikuttavat liiaksi syvyyssarvoon minkä vuoksi pH-min.syvyyttä ei voida käyttää kuivatussyvyyden arvioinnissa. Sen sijaan kuivatussyvyyttä kuvaa parhaiten maakerros, jossa hapettuneet olosuhteet muuttuvat pelkistyneiksi. Happaman sulfaattimaan profiilissa tämä muutoskohta todetaan pH-arvon jyrkkänä muutoksena happamasta neutraaliksi. Bäckbyn esimerkkiprofiilissa 0,15 m:n matkalla (0,85-1,00 m:n syvyydellä) havaittiin pH-arvon nousu 4,5:sta 6,8:aan (kuva 10). pH-arvon 5,0 kohdalla nousu on suurinta, joten tätä arvoa vastaavaa syvyyssarvoa (pH 5,0 syv.) käytetään kuivatussyvyyden arvioimiseen. pH 5,0 syv.-arvo voidaan määrittää vain happaman sulfaattimaan profiilista, koska ainoastaan tähän on muodostunut selvä pH-gradientti.

Maaperäkartoituksen hapen sulfaattimaa-aineisto jaettiin kolmeen otokseltaan yhtäsuureen ryhmään pH 5,0 syv.-arvon mukaan; raja-arvoiksi saatiin arvot 1,10 m ja 1,40 m (kuva 12). Luokittelurajat eri sulfaattimaaaluokille ja luokkia vastaavat pinta-alalliset osuudet Ähtävänjoen kartoitusalueella on esitetty taulukossa 1.



Kuva 12. Ähtävänjoen valuma-alueen kartoitusaineiston jakaminen luokkiin maaprofiilin pH 5,0 syv.-arvon perusteella.

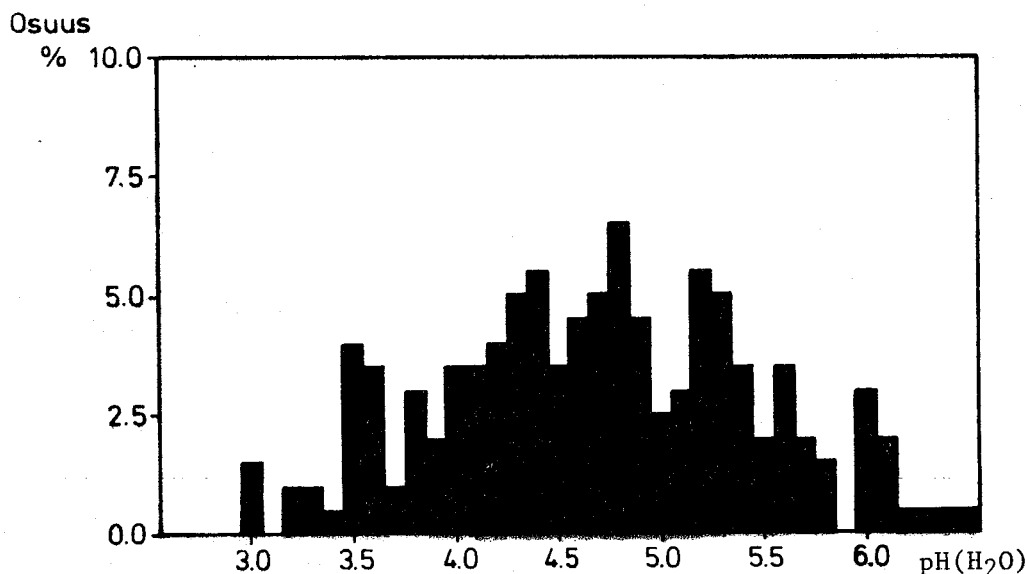
Pääosa hyvin huuhtoutuneista III luokan happamista sulfaattimaista esiintyy Ähtävänjokivarren vanhoilla viljelysmailla; Dalabäckin ja sen yläpuolella olevan Kolpin peltoalueilla sekä Ähtävän kirkokylän alueella. Bäckbybäckenin valuma-alueen happamat sulfaattimaat ovat lähes kokonaan heikosti huuhtoutuneita I ja II luokan happamia sulfaattimaita, samoin Dalabäckin alapuolella sijaitsevat hajanaiset peltoalueet, alueet Lassfolkissa sekä Snärbackan eteläpuolella (liite 1).

Taulukko 1. Ähtävänjoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden luokittelu-rajat ja luokkia vastaavat pinta-alalliset osuudet.

	TUNNISTUS pH-min	LUOKITUS pH 5 syv.	PINTA-ALA km ²
III luokka	< 4,8	> 1,4 m	11,6
II luokka	< 4,8	1,1 - 1,4 m	10,9
I luokka	< 4,8	< -1,1 m	16,0

4.1.4. Tunnistus- ja luokittelumenetelmän suhteesta muihin kartoitustuloksiin

Aiemmin happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen käytettiin keskikerrosnäytteen pH(H₂O) määrittämissarvoa 5,0 (Palko et al. 1985). Ähtävänjoen happamat sulfaattimaat eivät erottuneet selvästi kairauspisteiden pH(H₂O)-arvon perusteella ei-happamista sulfaattimaista; pH(H₂O)-arvoalueella 4,8-5,2 voidaan todeta useita näytteitä, joiden tunnistaminen jompaan kumpaan ryhmään on vaikeata (kuva 13). Tästä huolimatta ainoastaan 7 kairauspistehavaintoa jäi tunnistamatta vanhan tunnistusmenetelmän mukaan happamaksi sulfaattimaaksi. pH-minimiarvoon perustuva tunnistusmenetelmä ei ole sidottu kerrossyvyyteen, jolloin maaprofiilin tehokas huuhtoutuminen ei karsi happamien sulfaattimaiden tunnistamista ja tällöin rajatapaukset karsiutuvat (kuva 11). Rajatapauksen karsiutumiseen vaikuttaa myös se, että happamien sulfaattimaiden pH-minimiarvo on noin yhden pH-yksikön alhaisempi kuin vastavan pH(H₂O)-arvo. Tämä johtuu osaksi siitä, että kentällä keskikerros ei yleensä vastaa pH-minimisyyttä ja osaksi siitä, että mitattu näyte on konsentroidumpi kuin laboratoriossa mitattu pH(H₂O)-näyte.



Kuva 13. Ähtävänjoen valuma-alueen kairauspisteiden keskikerrosnäytteiden pH(H₂O)-arvojen jakautuminen.

Aiemmin suomalaisten happamien sulfaattimaiden luokitteluparametrinä käytettiin keskikerroksen AAAC:iin uuttuvaa sulfaattirikkipitoisuutta (Palko et al. 1985). Indikaatio kuvaa suhteellisen hyvin pH 5,0 syv. luokittelua I luokan sulfaattimaiden kohdalla; 58% vanhan luokituksen mukaisista maista täytti myös uuden luokituksen ehdon (taulukko 2). Sen sijaan keskikerroksen sulfaattipitoisuuteen perustuvan luokituksen II ja III luokan happamat sulfaattimaat eivät vastanneet merkittävästi pH 5,0 syv.-luokitusta, erityisesti vanhan luokituksen II luokka vastasi huonosti uuden menetelmän vastaavaa luokkaa (taulukko 2).

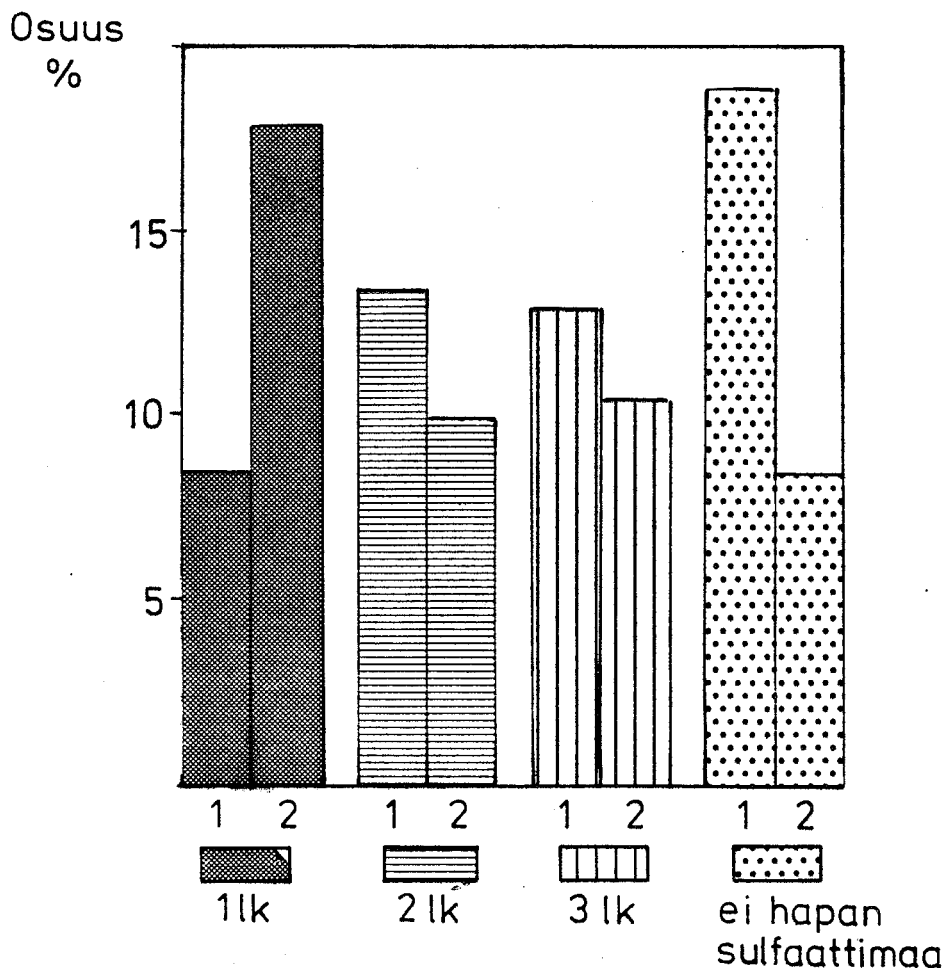
Taulukko 2. Ähtävänjoen kairauspisteiden keskikerroksen sulfaattirikkipitoisuusluokituksen suhde maaprofiiliin pH 5,0 syv.-arvoluokitukseen. Arvot ovat luokkien keskinäisiä prosenttiosuuksia.

pH 5,0 syv. - luokitus	I lk	II lk	III lk	ei hapan sulfaattimaa
SO₄-S - luokitus				
I lk	58,1	27,9	14,0	0,0
II lk	33,3	28,6	38,1	0,0
III lk	16,7	26,7	35,0	21,7
ei hapan sulfaattimaa	12,5	20,3	9,4	57,8

Alueen kuivatussyvyyden arviointiin pH 5,0 syv.-luokitus on sulfaattipitoisuusluokitusta käyttökelpoisempi, koska sen perusteella alueen kuivatustaso voidaan määrittää 5 cm:n tarkkuudella. Sulfaattipitoisuushavainto on taas sidottu liiaksi tiettyyn maakerrokseen, jossa kerroksen maalajiominaisuudet voivat vaikuttaa liiaksi lopputulokseen.

Suurin osa (70%) ei-happamien sulfaattimaiden maaprofiileista sisälsi karkeahietaisen rantakerrostuman. Rantakerrostuma ulottui näissä kairauspisteissä niin syvälle, että mahdollinen pohjamaan sulfidisedimentti ei ole päässyt vielä luovuttamaan happamuuttansa ylempiin kerroksiin. Vastaavasti noin 70% heikon kuivatustason omaavista I luokan happamista sulfaattimaista tämä kerrostuma puuttui (kuva 14), ja loppuissa näistä rantakerrostuma oli ohut ja se esiintyi usein vasta pelkistyneissä kerroksissa kuten kuvan 10 profiilissa. II ja III luokan happamissa sulfaattimaissa reilussa puolessa maaprofiileista oli rantakerrostuma.

Karkeahietainen rantakerrostuma toimii tehokkaana salaojana, jos se ulottuu riittävän syvälle profiilin maakerroksiin. Jotta aluekuivatusten happamuusvaikutusten arviointi voitaisiin suorittaa mahdollisimman tarkkaan rantakerrostuman alueellinen paikantuminen ja esiintymissyvyys olisi tiedettävä.



Kuva 14. Rantakerrostuman esiintyminen kuivatussyvyysluokittain Ähtävänjoen valuma-alueen happamilla sulfaattimailta. 1 = rantakerrostuma, 2 = liejuinen hiesu- ja savikerrostuma.

4.1.5. Ähtävänjoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden erityispiirteet

Suomen rannikkoalueella on suoritettu kolme eri happamien sulfaattimaiden maaperäkartoitusta, joiden aineistot ovat toisiinsa nähden vertailukelpoisia. Aineistot ovat otokseltaan lähes samansuuruisia, niiden kartoituksissa on käytetty samanlaista pisteytysmenetelmää ja keskikerrosnäytteiden pH(H₂O)- ja SO₄-S määritykset on tehty samoilla menetelmillä (taulukko 3).

Sirppujoen kartoitusalueen keskimääräinen pH(H₂O)-arvo ja mediaani olivat merkittävästi kahden muun alueen arvoja alhaisemmat. Tämän voidaan ajatella johtuvan Sirppujoen valuma-alueen suhteellisesti muista paljon korkeammasta TOT-S pitoisuudesta. Tupoksen kartoitettavien alueiden keskimääräinen pH(H₂O)-arvo oli selvästi korkeampi, mutta mediaani merkittävästi alhaisempi kuin Ähtävänjoen kartoitettavien alueiden vastaavat arvot. Tupoksen korkeampi keskiarvo aiheutuu alueella esiintyvistä Muhosmuodostumasta, millä alueella pH(H₂O)-arvot olivat erityisen korkeita ja ne nostivat koko kartoitusalueen keskiarvoa. pH(H₂O)-mediaaniarvon perusteella Tupoksen alueen happamat sulfaattimaat ovat kuitenkin happamampia kuin Ähtävänjoen alueen happamat sulfaattimaat, mikä pitää yhtä alueiden TOT-S pitoisuushavaintojen kanssa.

Taulukko 3. Keskikerrosnäytteiden pH(H₂O)- ja SO₄-S arvojen keskiarvot (Ka) ja mediaaniarvot (Md) Limingan Tupoksen, Sirppujoen ja Ähtävänjoen alueilla. n = havaintojen määrä.

		pH(H ₂ O)	SO ₄ -S(mg/kg)
TUPOS	n	183	183
	Ka	4,85	282
	Md	4,60	164
SIRPPUJOKI	n	152	152
	Ka	4,61	279
	Md	4,40	21
ÄHTÄVÄNJOKI	n	213	213
	Ka	4,68	364
	Md	4,70	17

Keskikerroksen keskimääräinen SO₄-S pitoisuus Ähtävänjoen kartoitusalueella oli merkittävästi muita vertailtavia alueita suurempi, Sirppujoella ja Tupoksessa ne olivat taas lähes samansuuruiset. Tämä osoittaa, että Ähtävänjoen kartoitusalueen rikkipitoisen sedimentti on tehokkaasti hapettunut johtuen pääasiassa laajoista rantakerrostumaesiintymistä. Kuitenkin Ähtävänjoen ja Sirppujoen SO₄-S mediaaniarvot olivat pieniä verrattuna Tupoksen vastaavaan arvoon; Tupoksen kartoitusalue on huomattavasti heikommassa kuivatustilassa kuin Ähtävänjoen ja Sirppujoen kartoitettavat alueet.

4.2. LUODON-ÖJANJÄRVEN VESISTÖN HAPPAMUUSTILA SYKSYLLÄ 1986

4.2.1. Osa-alueiden happamuuskuormitus Ähtävänjoen valuma-alueella

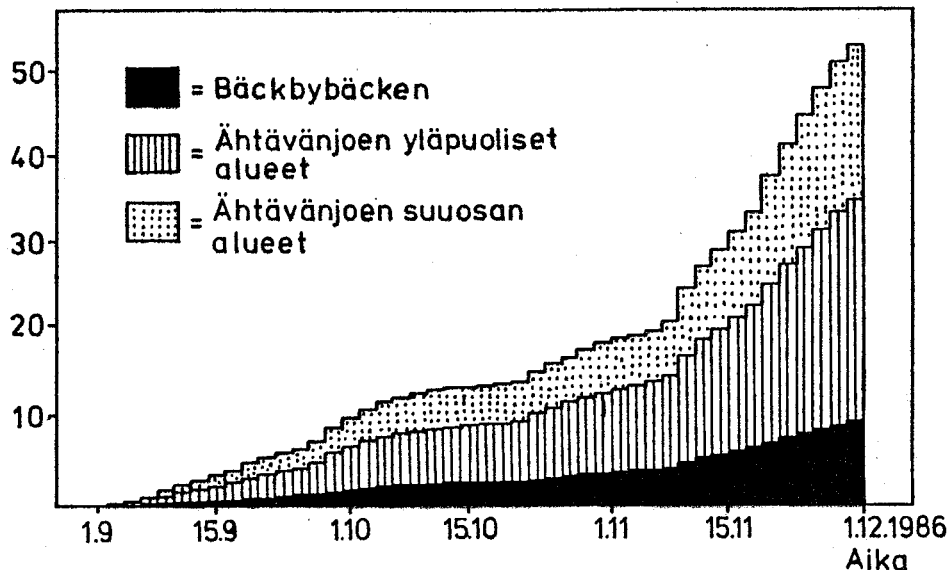
Ähtävänjoen valuma-alue jaettiin vedenlaatu seurantapisteen perusteella kolmeen osavaluma-alueeseen, joiden osuutta Ähtävänjoen happamuuskuormituksessa tutkittiin (kuva 15, taulukko 4). Suurimman osa-alueista muodosti Forsin yläpuolinen alue, joka käsitti 93,4% koko Ähtävänjoen valuma-alueen pinta-alasta. Bäckbybäckenin ja Ähtävänjoen suosan osavaluma-alueet muodostivat lähes yhtä suuret osat jäljelle jäävästä valuma-alueosasta.

Forsin yläpuolinen alue muodosti lähes puolet Ähtävänjoen kokonaishappamuuskuormituksesta, vaikka happamien sulfaattimaiden osuus tällä alueella oli vain 24% koko Ähtävänjoen valuma-alueen sulfaattimaista. Tämä osoittaa, että suurin osa yläpuolisten alueiden happamuuskuormituksesta on peräisin muualta kuin happamilta sulfaattimailta; pääasiassa metsä- ja suo-ojituksista sekä ilman happamasta laskeumasta. Bäckbybäckenin osavaluma-alue muodosti vajaat 20% ja suosan alue runsaat 30% Ähtävänjoen happamuuskuormituksesta (taulukko 4). Forsin yläpuolisten alueiden suhteellinen happamuuskuormitus

suureni merkittävästi kahteen pienempään osa-alueeseen verrattuna vesimäärin kasvaessa tulvan loppupuolella (kuva 15).

Happamuuskuormitus

milj. eq



Kuva 15. Ähtävänjoen vesistöalueen osa-alueiden happamuuskuormitus syystulvan 1986 aikana.

Taulukko 4. Ähtävänjoen valuma-alueen ja sen osa-alueiden pinta-alat A), happamien sulfaattimaiden pinta-alat (B) ja syystulvan 1986 kokonaiskuormitukset (C), happamuuskuormitukset alueen pinta-alaa kohti (D) sekä happamuuskuormitukset happamien sulfaattimaiden pinta-alaa kohti (E).

	A km ²	B km ²	C milj. eq	D eq/km ² *1000	E eq/km ² *1000
Bäckbybäcken	70	10,9	9,5	136	875
Forsin yläp.	1913	9,2	24,56	12,8	2670
Suosan alue	65	18,4	17,33	267	940
Ähtävänjoki	2048	38,5	51,43	25,1	749

Bäckbybäckenin ja Ähtävänjoen suosan alueet ovat lähes yhtäsuuria, mutta suosan alueiden happamuuskuormitus oli noin kaksi kertaa suurempi Bäckbybäckenin kuormitukseen verrattuna (taulukko 4). Suhde vastaa näiden alueiden happamien sulfaattimaiden suhteellista määrää, 10,9 vs. 18,4 km². Bäckbybäckenin alueella esiintyy pääasiallisesti I luokan happamia sulfaattimaita ja suosan alueella II ja III luokan happamia sulfaattimaita; happaman huuhtouman suuruus on verrannollinen happamien sulfaattimaiden määrään, eikä niinkään niiden luokitusarvoihin. Ähtävänjoen valuma-alueen sulfaattimailta huu-

toutui happamuutta syystulvan 1986 aikana keskimäärin 900 000 eq/km² (taulukko 4).

4.2.2. Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien happamuustila ja happamuuskuormitus

Veden pH-arvon vaihtelu Ähtävänjoen vesistössä vuosina 1971-1979 on esitetty kuvassa 16. pH-muutoksissa on havaittavissa happamille sulfaattimaille tyypillinen piirre; kevään ja syksyn ylivalumien aikana pH laskee minimiinsä, mikä Bäckbybäckenin alueella oli 4,0-4,2 ja Ähtävänjoen alaosassa 4,5-5,0. Bäckbybäckenin alueella pH-vaihtelut ovat säännönmukaisia kun taas Ähtävänjoen alaosan alueen pH vaihtelulla on selvä yhteys alueen hydrologisiin olosuhteisiin.

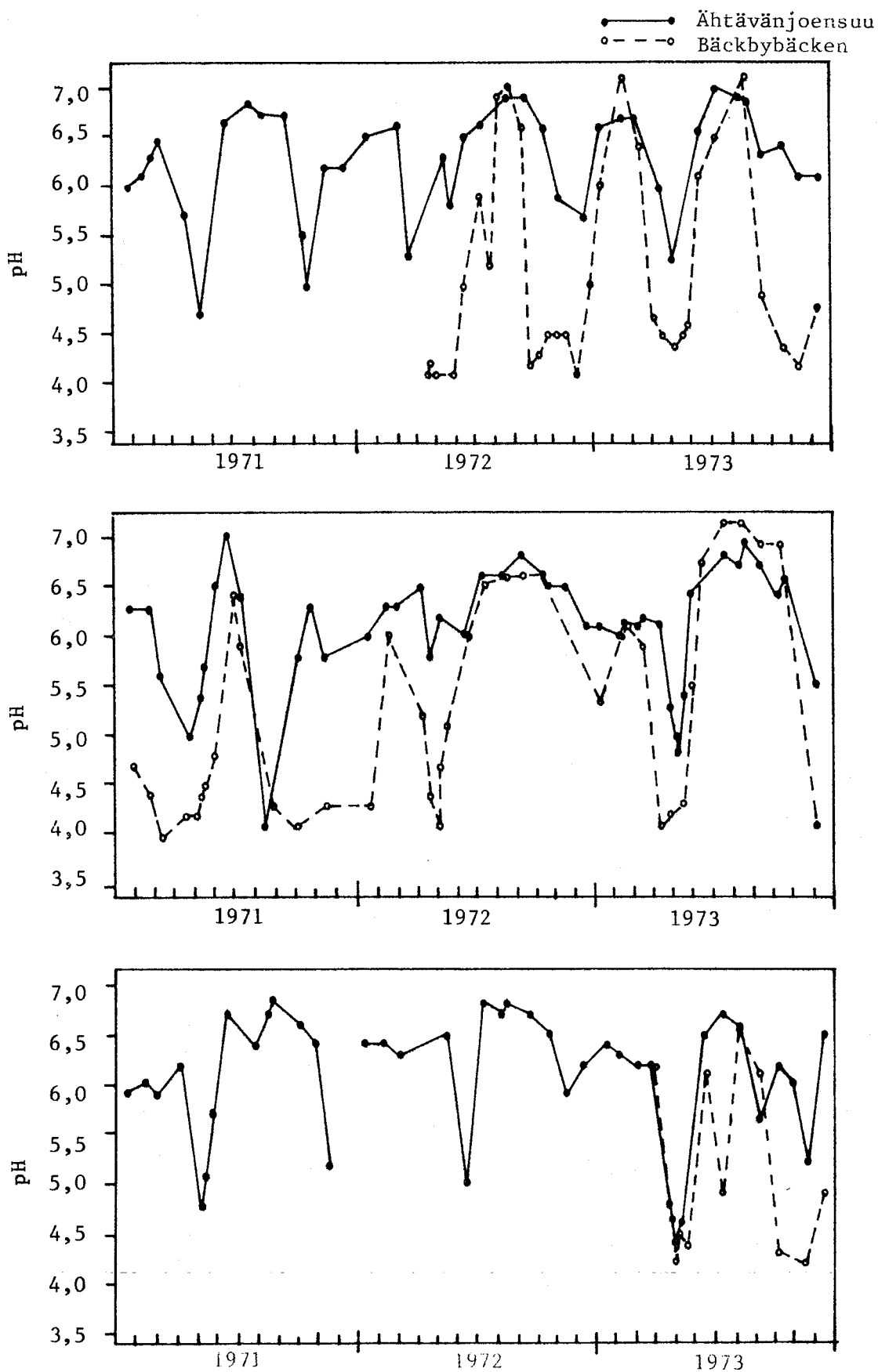
Syksyllä 1986 seurattiin Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien pH-arvon ja asiditeetin vaihtelua kaksi kertaa viikossa. Tutkimusjakson aikana valuma-arvot olivat normaaliin nähden korkeita (kuva 17). Jokivedet olivat happamimmillaan syysylivaluman alkuvaiheessa ja marraskuussa. Äkillisiin valuman lisäyksiin liittyi happamuuden lisääntyminen; jokivesien asiditeettiarvot suurenivat ja vastaavasti pH-arvot pienenivät. Happamien sulfaattimaiden vaikutus jokiveden laatuun oli selvimmin havaittavissa Purmonjoessa ja Kovjoessa.

Syksyn 1986 asiditeettiarvoista laskettu happamuuskuormitus oli suurin Ähtävänjoessa. Purmonjoessa kuormitusarvo oli vain 17% pienempi vaikka vastaava ero valuma-alueen pinta-aloissa oli lähes 60%. Pienimmän Kovjoen valuma-alueen happamuuskuormitus pinta-alayksikköä kohti oli kaikkein suurin, mikä viittaa siihen että myös happamien sulfaattimaiden suhteellinen osuus tällä alueella on suurin (kuvat 19, 20 ja 21, taulukko 5).

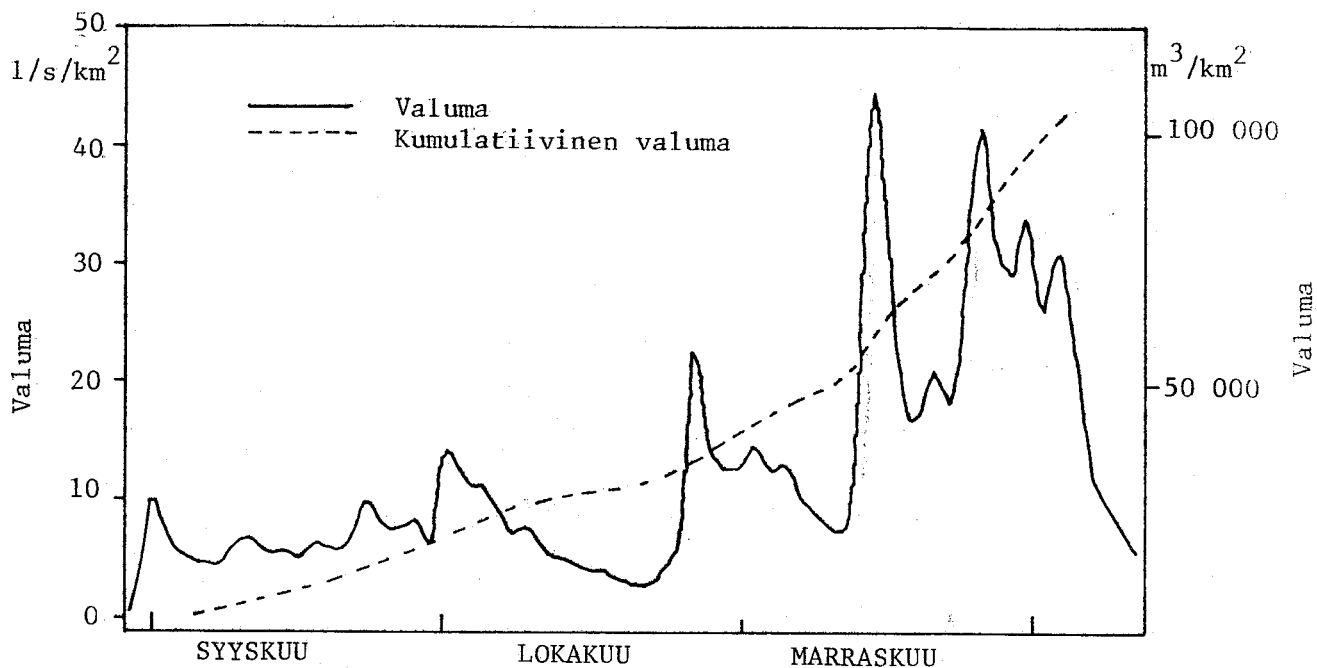
Taulukko 5. Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien happamuuskuormitus syysylivaluman 1986 aikana.

	Happamuuskuormitus		Valuma-alue km ²
	milj. eq	meq/km ²	
Kruunupyynjoki	27,77	36,2	767
Ähtävänjoki	51,43	25,1	2048
Purmonjoki	42,64	49,2	866
Kovjoki	17,41	59,6	292

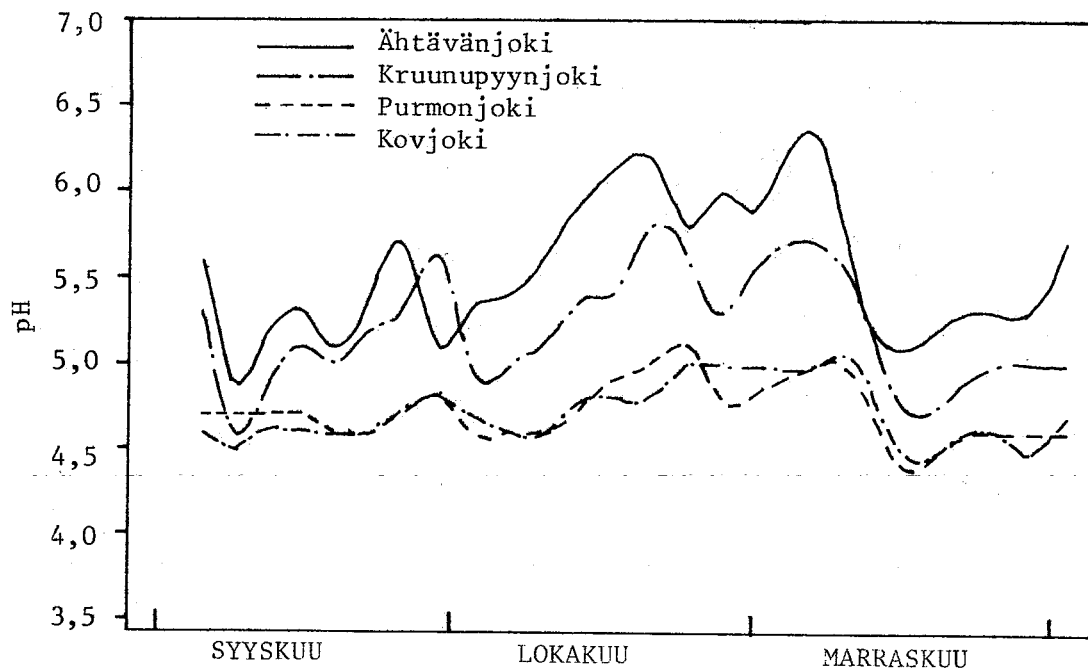
Vedenlaatututkimus osoittaa, että valuman määrällä ja siinä tapahtuvilla nopeilla muutoksilla on huomattava merkitys happamuustilaan ja happamuuskuormitukseen. Kaksi kertaa viikossa toteutettu näytteenotto antaa riittävän kuvan tilanteesta. Syystulvan aikana happamuuden irtoaminen valumaveteen on yleensä voimakkainta syystulvan alkuvaiheessa, mutta myös valuman suuruudessa tapahtuvilla muutoksilla on ratkaiseva merkitys. Kevättulvan aikana happamien sulfaattimaiden vaikutus on suurimmillaan tulvan loppupuolella (Palko & Myllymaa 1987).



Kuva 16. Veden pH-avon vaihtelu Ähtävänjoen ja Väckbybäckenin suualueella vuosien 1971-1979.

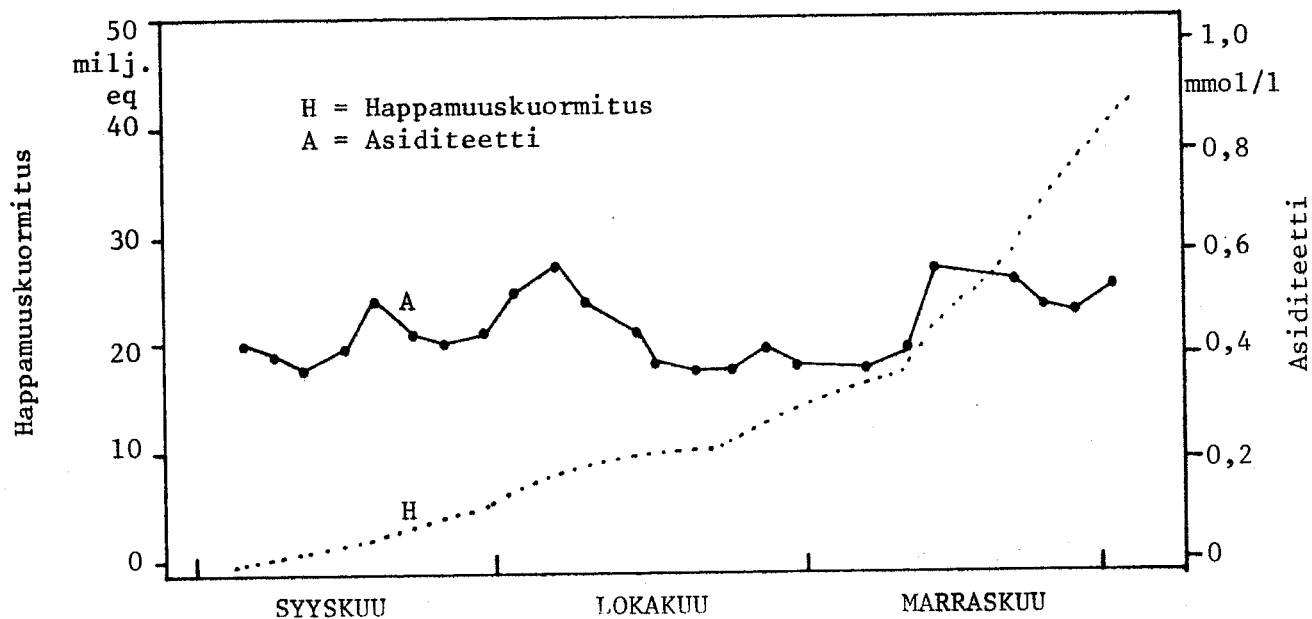


Kuva 17. Tuurajoen piervaluma-alueen vertailuvesistö, ($F=23,5 km^2$) valuma syksyllä 1986

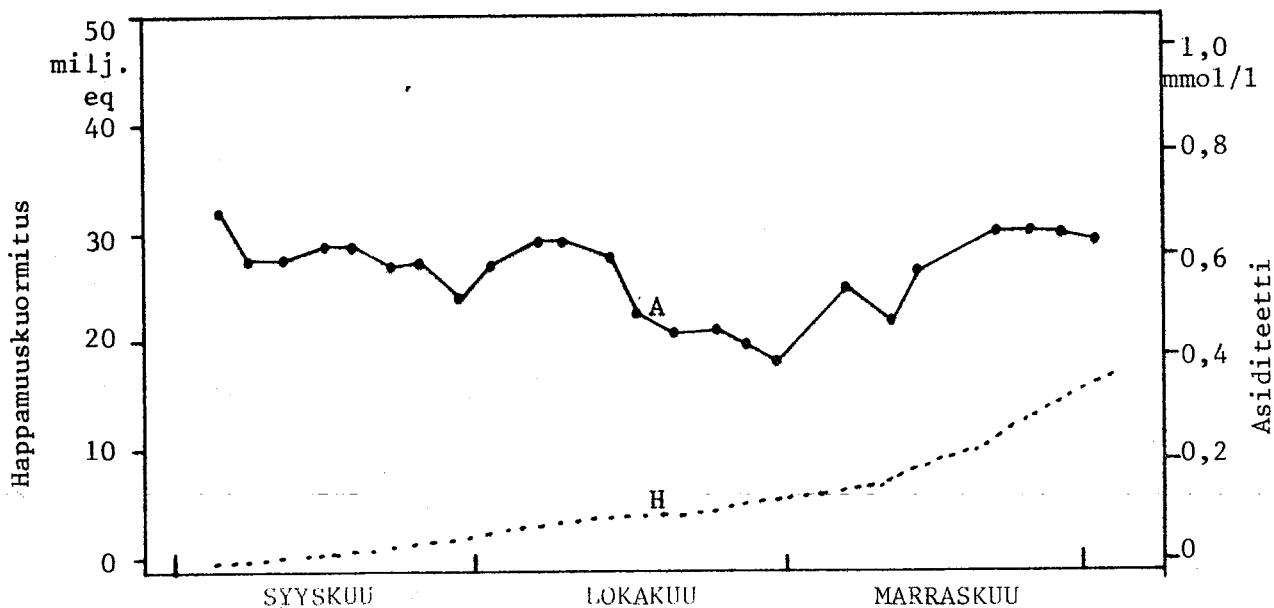


Kuva 18. Luodonjärven laskevien jokien pH-arvot syksyllä 1986.

PURMONJOKI C

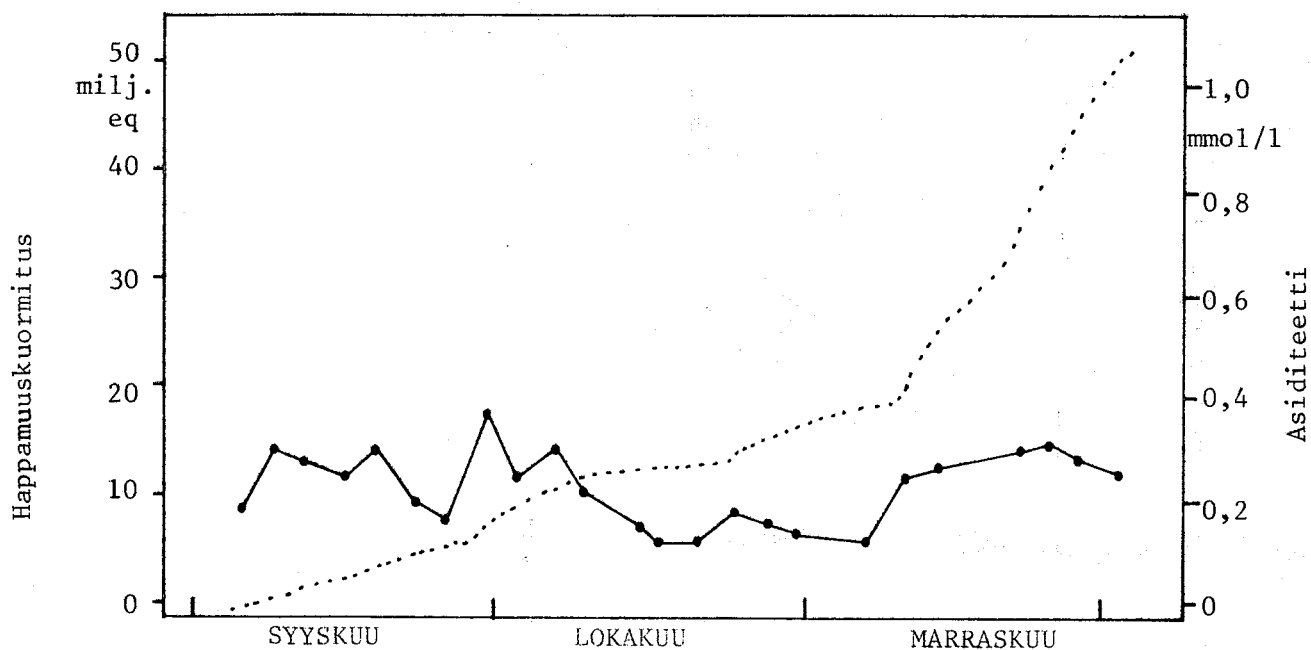


KOVJOKI D

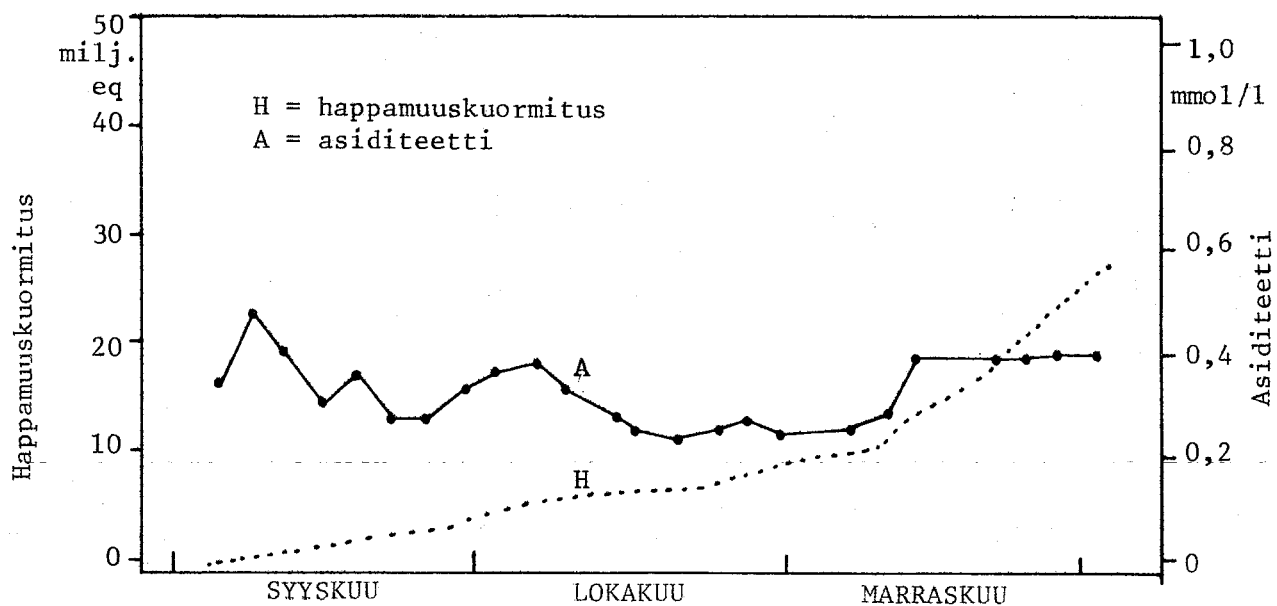


Kuva 19. Purmonjoen ja Kovjoen asiditeettiarvot ja kumulatiivisen happamuuskuormitus syksyllä 1986.

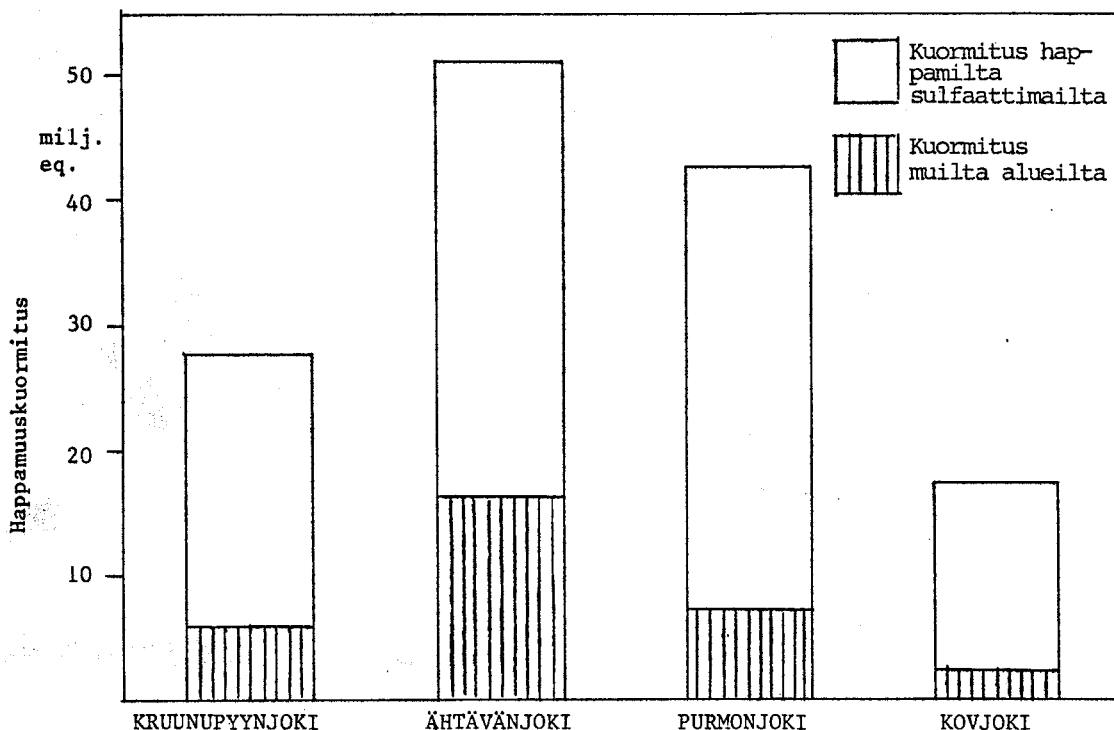
ÄHTÄVÄNJOKI B



KRUUNUPYYNJOKI A



Kuva 20. Ähtävänjoen ja Kruunupyynjoen asiditeettiarvot ja kumulatiivinen happamuuskuormitus syksyllä 1986.

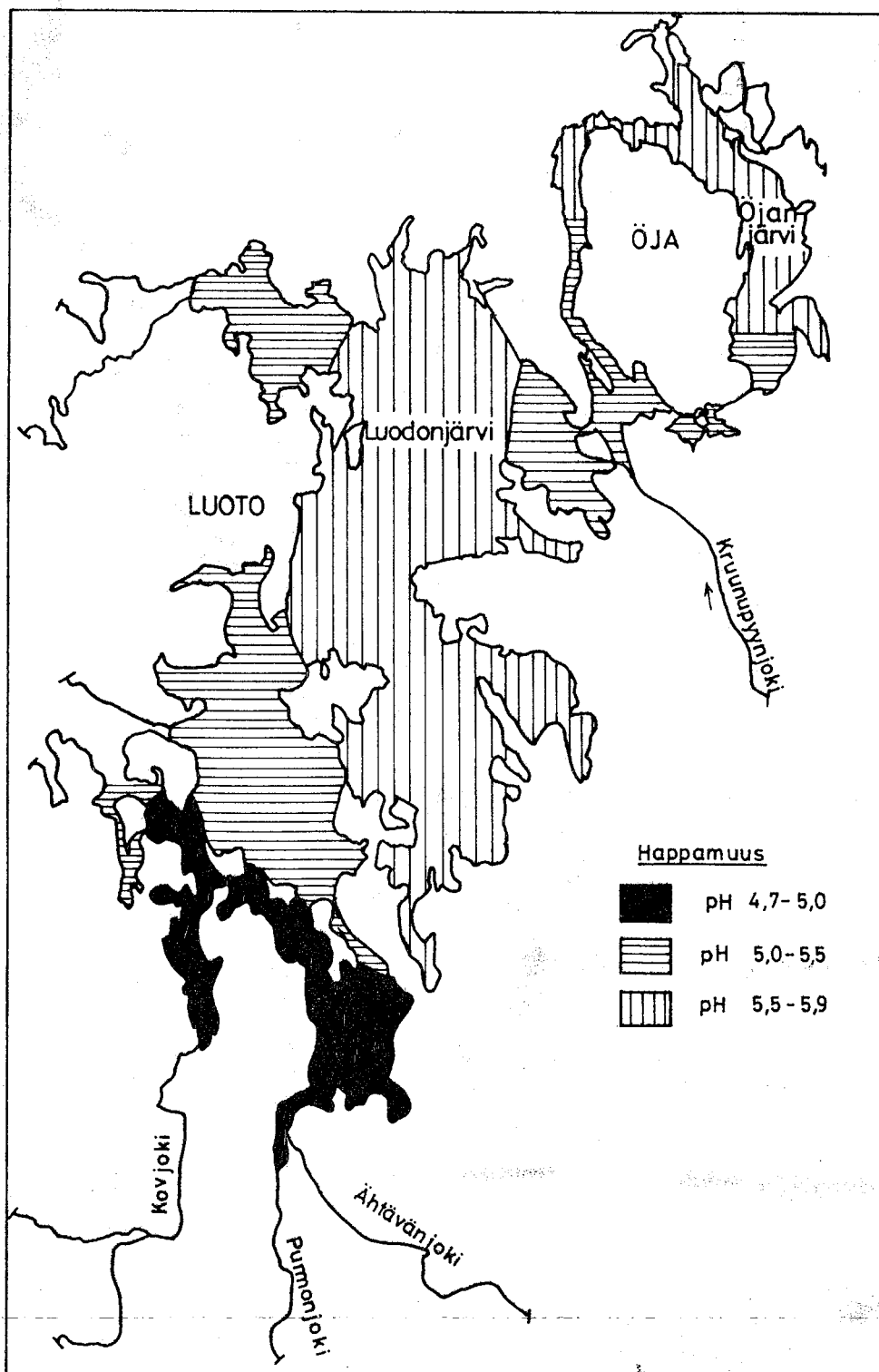


Kuva 21. Luodon-Öjanjärveen laskevien jokien happamuuskuormitukset syksyllä 1986.

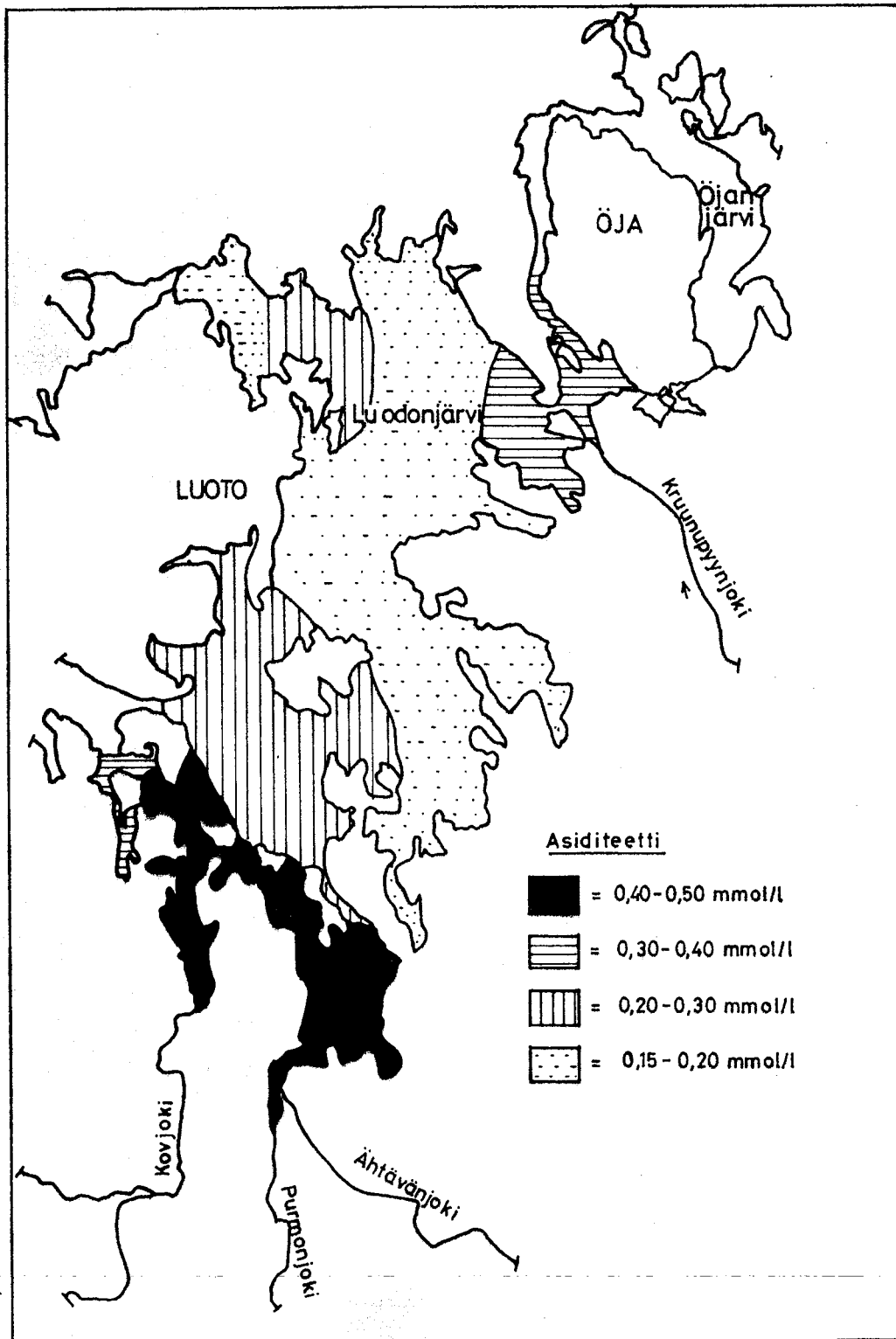
4.2.3. Luodonjärven happamuustila

Veden laadun seurantatulosten perusteella Luodonjärven ja järveen laskevien jokien happamuustiloissa todettiin selvä vuorovaikutus. Trendiä happamuuden vähenemisestä Luodonjärvessä ei ole havaittavissa, vaan happamuuden vaihtelut johtuvat järven lyhyestä viipymästä (keskimäärin 80 d). Happamien tulvavesien määrä syysylivaluman 1986 aikana oli yli kaksinkertainen allastilavuuteen nähden.

Syksyn 1986 ylivaluman loppupuolella tehdyn kartoituksen aikana Luodonjärven veden happamuudessa oli selviä alueellisia eroja (kuvat 22 ja 23). Pahimmat alueet (pH alle 5,0) tavattiin Kovjoen ja Purmon-Ähtävänjoen suualueilla. Veden asiditeetti näillä alueilla oli yli 0,40 mmol/l. Tutkimusajankohdan (22.11.1986) jälkeen tuli vielä 40% koko syksyn happamuuskuormituksesta, eli 150 milj. m³ jokivesiä joiden asiditeetti oli suurempi kuin 0,40 mmol/l. Tämä vesimäärä on kaksi kolmasosaa allastilavuudesta. Luodonjärvi ei kestänyt tällaista kuormitusta, vaan altaassa tapahtui kalakuolema. On todettava, että altaan happamuuskuormitus oli syksyllä 1986 poikkeuksellisen suuri, koska edellisen kesän kuiva-aika oli pitkä, jolloin rikkiyhdisteiden hapettuminen valuma-alueella tapahtui tehokkaasti.



Kuva 22. Luodonjärven veden pH 28.11.1986.



Kuva 23. Luodonjärven asiditeetti 28.11.1986.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Luodon-Öjanjärven vesistöalueella käynnistetyn tutkimusprojektin tavoitteena on kartoittaa happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutukset veden laatuun. Tutkimuksessa eritellään hydrologisten olosuhteiden vaikutusta ja arvioidaan kriittisten happamoitumistilanteiden syntymismahdollisuutta. Tässä raportissa esitetään tuloksia Ähtävänjoen vesistöalueen maaperäkartoituksesta ja vesistön happamuustilasta syystulvan aikana vuonna 1986.

Työssä kehitetty ja Ähtävänjoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden paikantamiseen ja kuivatussyvyyden määrittämiseen sovellettu maaperäkartoitusmenetelmä on aikaisempia menetelmiä luotettavampi ja käyttökelpoisempi. Menetelmän luotettavuus perustui kaikkien mittausten ja havaintojen suorittamiseen kentällä kairauksen yhteydessä. Aiemmin käytetyssä menetelmässä maan keskikerrosnäytteet tuotiin laboratorioon ja kuivattiin ennen analyysien suorittamista, jolloin rikkiyhdisteet olivat altistuneena hapellisille olosuhteille ja näytteen kemiallinen koostumus on saattanut muuttua ratkaisevasti. Uuden menetelmän mukainen suora pH-mittaus maa-aineksesta takaa sen, että tulos on todellisia olosuhteita vastaava. Lisäksi koko hapettuneesta profiilinosasta tehty pH-mittaus antaa mahdollisuuden arvioida maaprofiilia yhtenä kokonaisuutena. Maaprofiilin happamuusjakautumaan perustuva happamien sulfaattimaiden kartoitusmenetelmä kertoo lisäksi 5 cm:n tarkkuudella happaman sulfaattimaa-alueen kuivatussyvyyden. Tuloksia voidaan käyttää alueen kuivatussuunnitelmien laatimiseen ja tulokset antavat mahdollisuuden arvioida kuivatusteknisiä ratkaisuja mahdollisten happamuushaittojen pienentämiseksi kyseisellä alueella. Kairausmenetelmässä käytetty kaira ja tähän valittu pH-elektrodi mahdollistavat nopean kairaustapahtuman, kun kairauspisteytys on suunniteltu ennakolta huolella kairausryhmä voi suorittaa työpäivän aikana 10-15 kairausta, mikä vastaa 2-3 km² suuruista kartoitusaluetta.

Ähtävänjoen valuma-alueen kartoitettavilla alueilla todettiin happamia sulfaattimaita kaikkiaan 38,5 km², joista lähes puolet keskittyivät joen suualueelle korkeustason 10 m mpy alapuolelle sekä vajaa kolmasosa Bäckbybäckenin osavaluma-alueelle. Kartoitustulos ylittää aiemmat arviot moninkertaisesti, sillä tämänhetkisten kartoitustulosten perusteella arvioituna koko Luodon-Öjanjärven valuma-alueella olisi happamia sulfaattimaita kaikkiaan 120 km² - Purokosken (1959) vastaava arvio oli alle 20 km². Ähtävänjoen valuma-alueella happamien sulfaattimaiden litorinasedimentin rikkipitoisuus on alahaisempi kuin Sirppujoen ja Tupoksen alueilla mitatut vastaavat rikkipitoisuudet. Tämän vuoksi mm. Ähtävän keskustan hyvin huuhtoutuneet alueet eivät tunnistusmenetelmän perusteella olleet happamia sulfaattimaita, vaikka niiden pohjamaa sisälsi rikkipitoisen sedimentin. Happamien yhdisteiden suhteellisesti nopeaan huuhtoutumiseen on lisäksi syynä alueella esiintyvä karkeahietainen rantakerrostuma. Dalabäckin, Kallbyn ja Forsin alueiden happamien sulfaattimaiden kuivatussyvyys oli 1,40-1,80 m, Lassfolkin alueella ja osassa Bäckbybäckenin aluetta se oli 1,1-1,4 m ja suurimmassa osassa Bäckbybäckenin aluetta alle 1,1 m. Bäckbybäckenin alueen peruskuivatus on suoritettu vasta vuonna 1959, mikä selittää pienen kuivatussyvyyden alueella. Noin kolmasosassa tämän alueen happamista sulfaattimaista on erityisen heikko kuivatus (kuivatussyvyys alle 0,6 m), jolloin näiden alueiden lisäkuivatus edesauttaa merkittävästi happamuuden vapautumista alueelta. Kokonaisuutena alueellinen happamuuskuormituksen määrä on ennen kaikkea riippuvainen alueen happamien sulfaattimaiden määrästä ja niiden suhteesta muiden alueiden määrään.

Luodonjärveen laskevat joet ovat happamimmillaan kevään ja syksyn suurten virtaamahuippujen aikana. Tällöin jokien vuoden aikana kuljettamasta happamuudesta eli happamuuskuormituksesta tulee Luodonjärveen yli 90%. Jokien kuljettamista vesistä tulee Luodonjärveen vastaavasti kevät- ja syystulvan aikana 50-60%. Nämä lukemat osoittavat happamuuden torjuntaan liittyvän ongelman. Mikäli torjuntatoimet kohdistetaan jokien suualueille, käsittelyä kaipaavien vesien määrät ovat hyvin suuret. Tämä vaikeuttaa torjuntatoimia. Happamien sulfaattimaiden kartoituksen avulla happamuuden lähteet jokivarilla voidaan osoittaa, jolloin tilanne myös happamuuden torjuntatoimien osalta on selkeämpi. Samalla voidaan osoittaa alueet, joissa toteutettava ojitus ilman torjuntatoimia aiheuttaa vesistössä oleellisessa määrin happamoitumista.

Luodon-Öjanjärveen tulevien jokivesien kokonaismäärästä noin puolet tulee Ähtävänjoesta. Syksyllä 1986 tehdyn tutkimuksen mukaan altaan happamuuskuormituksesta 37% on peräisin Ähtävänjoesta ja tästä noin 70% on lähtöisin sulfaattimailta. Noin 10% Luodon-Öjanjärven happamuuskuormituksesta tulee Bäckbybäckenin alueelta, vaikka tämä osuus koko vesistöalueen pinta-alasta on vain 1,5%. Huomattava osa (25%) koko vesistöalueen sulfaattimaiden happamuuskuormituksesta muodostuu Purmonjoen vesistöalueella. Esitetyt lukuarvot antavat viitteitä siitä, että varsin pienillä osa-alueilla toteutetuilla happamuuden torjuntatoimienpiteillä voidaan ratkaisevasti vaikuttaa Luodon-Öjanjärven happamuustilaan. Vastaavasti pienellä osa-alueella toteutettu kuivatus-työ voi aiheuttaa happamoitumisriskin Luodon-Öjanjärvessä.

Purmojen ja Kovjoen syystulvavedet olivat merkittävästi happamampia kuin Ähtävänjoen ja Kruunupyynjoen vedet, mikä viittaa siihen, että Purmonjoen ja Kovjoen valuma-alueiden suhteellinen happamien sulfaattimaiden määrä valuma-alueesta on muita alueita merkittävästi suurempi. Ähtävänjoen vedet eivät pysty neutraloimaan tarpeeksi Purmonjoen vesiä, jolloin jokien suistoalueen tulva-aikainen happamuustila on kriittinen. Sama tilanne on Kovjoen suu-alueella. Tulvan jälkeen hyvin puskuroituneen pohjavesivaluman osuus jokivesissä kasvaa ja tämä neutraloi Luodonjärven vesiä. Kruunupyynjoen valuma-alueella happamien sulfaattimaiden suhteellinen määrä on Ähtävänjoen valuma-alueen suuruusluokkaa, minkä vuoksi Öjanjärven veden tulva-aikainen happamuustila ei ole niin paha kuin Luodonjärven jokisuualueiden happamuustila.

Luodon-Öjanjärvessä ei ole havaittavissa selvää happamuuskehitystä. Voimakkaat happamuuden vaihtelut sensijaan ovat jokavuotisia. Tämä johtuu altaan lyhyestä viipymästä. Teoreettinen viipymä on alle kolme kuukautta. Kevään ja syksyn tulvien aikana altaaseen tulee usein enemmän vettä kuin mikä on sen tilavuus. Happamat tulvavedet syrjäyttävät altaaseen kesällä tai talvella tulleet hyvin puskuroituneet vedet. Kalakuolemat altaassa on todettu juuri tulva-aikoina. Viimeinen kalakuolema todettiin syksyllä 1986. Vaikean tilanteen kehittymiseen vaikutti pitkä kesän kuiva-aika, jolloin rikkiyhdisteiden voimakas hapettuminen sulfaattimailta vapautti maasta runsaasti happamuutta. Lisäksi syksyn valumat vesistöalueella olivat kaksinkertaiset normaaliin verrattuna, joten happamuus pääsi tehokkaasti huuhtouttumaan vesistöön.

Tutkimuksen kannalta syksy 1986 oli erinomainen. Periaatteessa nyt tiedetään kuinka monta happamuusekvivalenttia altaassa voi johtaa kalakuolemaan.

Huuhtoutumien, virtaamasuhteiden ja altaassa tapahtuvan laimentumisen merkityksen erittelemine ja kriittisten happamoitumistilanteiden kuvaaminen on mahdollista tehdä asianmukaisen numeerisen mallin avulla. Tällaisen kehittämiseen ja testaamiseen antaa tämän projektin yhteydessä kerättävä aineisto hyvän pohjan.

6. TIIVISTELMÄ

Luodon-Öjanjärven valuma-alueella sijaitsee yksi maamme happamien sulfaattimaiden esiintymistä. Alueen vesistön happamoitumisongelmat tulivat selvästi esille, kun Luodon-Öjanjärvi padottiin makeavesialtaaksi 1960-luvulla. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirin aloitteesta käynnistettiin vuonna 1986 tutkimus, jossa kartoitetaan Luodon-Öjanjärven valuma-alueen happamat sulfaattimaat ja näiden vaikutus makeavesialtaan veden laatuun. Tässä työssä esitetään Ähtävänjoen valuma-alueen maaperäkartoitustulokset sekä Luodon-Öjanjärven ja siihen laskevien jokien happamuustila syksyllä 1986. Tutkimuksen yhteydessä on kehitetty uusi kartoitusmenetelmä, jonka avulla voidaan paikantaa happamat sulfaattimaat entistä luotettavammin ja tehokkaammin. Kairausmenetelmän luotettavuus perustuu kaikkien mittausten ja havaintojen suorittamiseen kentällä. Tällöin kairausulos on todellisia olosuhteita vastaava. Menetelmää varten suunniteltu välineistö mahdollistaa nopean kairaus tapahtuman; mikäli kairauspisteitys on hyvin suunniteltu, työryhmä kartoittaa työpäivän aikana 2-3 km² suuruisen alueen. Kairaus tuloksia voidaan käyttää myös hyödyksi määrittäessä yksittäisten alueiden kuivatussyvyys. Kuivatussyvyystulokset antavat mahdollisuuden arvioida kuivatusteknisiä ratkaisuja mahdollisten happamuushaittojen pienentämiseksi alueella. Ähtävänjoen valuma-alueella todettiin happamia sulfaattimaita kaikkiaan 38,5 km², joista lähes puolet keskittyivät joen suualueelle korkeustason 10 m mpy alapuolelle ja vajaa kolmasosa Bäckbybäckenin alaville peltoalueille sekä loput Ähtävän ympäristöön korkeustason 20 m mpy alapuolelle. Kartoitustulokset osoittavat, että Luodon-Öjanjärven valuma-alueella on happamia sulfaattimaita moninkertainen määrä aikaisempiin arvioihin verrattuna. Ähtävänjoen suuosan alueiden happamat sulfaattimaat Dalabäckenin, Kallbyn ja Lassfolkin alueilla samoin kuin suurin osa Ähtävän kirkonkylän alueen sulfaattimaista olivat hyvin huuhtoutuneita (kuivatussyvyys yleensä 1,4-1,8 m). Mahdolliset kuivatukset näillä alueilla eivät pääsääntöisesti aiheuta niin suurta happamuuskuormitusta kuin Bäckbybäckenin alueella, jossa kuivatussyvyys on alle 1,1 m. Alueellisen happamuuskuormituksen määrä on kuitenkin ensisijaisesti riippuvainen happamien sulfaattimaiden kokonaismäärästä alueella. Syksyllä 1986 tehdyn vedenlaatututkimuksen perusteella valuma-alueen kokoon nähden voimakkain sulfaattimaiden aiheuttama happamuuskuormitus tuli Purmonjoesta. Purmonjoen osuus Luodon-Öjanjärven happamuuskuormituksesta oli 33% (ko. jokivesistön osuus järven valuma-alueen pinta-alasta on 20%). Vastaavasti Kovjoen osuus happamuuskuormituksesta oli 14% (7%), Ähtävänjoen 32% (48%) ja Kruunpyynjoen 21% (18%). Luodonjärven happamoituminen oli voimakkainta Purmon-Ähtävänjoen ja Kovjoen suualueilla. Luodon-Öjanjärven valuma-alueen happamien sulfaattimaiden aiheuttama happamuuskuormitus syksyllä 1986 arvioitiin tavanomaista suuremmaksi. Tämä johtui edeltävästä pitkästä kuivasta kesästä, jolloin happamuuden muodostuminen oli runsasta, sekä suuresta syksyn valunnasta, joka huuhtoi tehokkaasti happamuuden vesistöön.

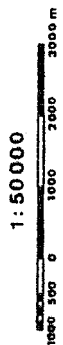
7. SUMMARY

The catchment area of lake Luodon-Öjanjärvi is one of the main acid sulphate soil concentrations in Finland. The acidity problems in the area have been abundantly clear ever since the lake was dammed from the sea in the 1960's. A research project has been established in which the soil and water acidity in the catchment area will be studied. The present paper shows the results of a soil survey in the catchment area of the river Ähtävänjoki and of a water acidity survey of lake Luodon-Öjanjärvi and the rivers running into it. A new mapping method was developed by means of which the acid sulphate soils could be localized more reliably and more effectively than before. The reliability of the method is based on all the measurements having been performed in the field. A two-man group was able to map the area of 2-3 km² during one day. The mapping results will be used in the determination of the drainage depth in the area, and this will make possible the evaluation of suitable technical alternatives for diminishing the acidity problems in the area. 38,5 km² of acid sulphate soils were found in the catchment area of the river Ähtävänjoki. Almost half were located in the mouth of the river, one-third in the catchment area of Bäckbybäcken, and the rest in the surrounding area of Ähtävä village. The mapping results show that there are many more acid sulphate soil areas in the catchment area of lake Luodon-Öjanjärvi than earlier estimates have suggested. Acid sulphate soils in the mouth of the river Ähtävänjoki were well washed (drainage depth 1,4-1,8 m). The acidifying effect of the drainage performed in these areas will not affect the acidity release as seriously as the drainage performed in the area of Bäckbybäcken, in which the drainage depth is less than 1,1 m. However, the most potent factor determining the acidity release is the total sum of the acid sulphate soils in the area. According to the water quality investigations performed in spring 1986 the most intense acidity load, relative to the catchment area, runs from the river Purmonjoki. Its proportion of the acidity load of lake Luodon-Öjanjärvi was 33% (even though the catchment area is only 20% of the catchment area of the whole lake). The corresponding proportions for the river Kovjoki were 14% (7%), for the river Ähtävänjoki 32% (48%) and for the river Kruunupyynjoki 21% (18%). The acidification of lake Luodon-Öjanjärvi was most noticeable at the mouths of the river Purmo-Ähtävänjoki and the river Kovjoki. The acidity load caused by acid sulphate soils in the catchment area of lake Luodon-Öjanjärvi was estimated to have been greater in autumn 1986 than usual. This was thought to be caused by the preceding dry summer, when formation of the acidity was abundant, and by the large runoff of the spring flood, which efficiently washed the acidity into the watercourse.







KIRJALLISUUS

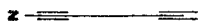
- Erviö, R. 1975. Kyröjoen vesistöalueen rikkipitoiset viljelysmaat. *J. Scient. Agric. Soc. Finl.*, vol. 47 s. 550-561.
- Erviö, R. & Palko, J. 1984. Macronutrient and micronutrient status of cultivated acid sulphate soils at Tupos, Finland. *Ann. Agric. Fenns.*, vol. 23, s. 121-134.
- Hongell, H. 1979. Luodon- ja Öjanjärvien patoamisten vaikutukset hydrografiaan ja ympäristöön. *Nordia tiedonantoja No. 5.* 157 s.
- Palko, J., Räsänen, M. & Alasaarela, E. 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Helsinki. Vesihallituksen tiedotus 260. 95 s.
- Palko, J. & Räsänen, M. 1986. Identification and classification of agricultural acid sulphate soils in drainage basin of the River Sirppujoen, SW Finland. *Int. Inst. Land Rec. Impr. Publ.* (painossa).
- Palko, J. & Saari, M. 1987. Lapväärtin Storsjön järvikuvioin happamien sulfaattimaiden kartoitus. Oulu. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja. 20 s. (painossa).
- Palko, J. & Myllymaa, U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivausalue. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja (painossa).
- Purokoski, P. 1958. Die schwefelhaltigen Tonsedimente in dem Flachgebiet von Liminka im lichte chemischer Forschung. Helsinki. *Agrogeol. Julk.* 74. 88 s.
- Purokoski, P. 1959. Rannikkoseudun rikkipitoisista maista. *Agrogeol. Julk.* 74. 27 s.
- Seppänen, J. 1975. Rikin kiertokulusta ja huuhtoutumisesta Keski-Pohjanmaalla. Oulun yliopiston teknillinen tiedekunta. Rakennusinsinööriosasto. Diplomityö. 113 s.
- SFS 3024. 1974. Veden sulfaatin määrittäminen. Helsinki. Suomen Standardisointiliitto. 4 s.
- SFS 3005. 1981. Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrisen titrauksen avulla. Helsinki. Suomen Standardisointiliitto. 5 s.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testin in use in Finland. *Agrogeol. Publ.* 63:1-44.

**ÄHTÄVÄNJOEN VALUMA-ALUEEN
HAPPAMAT SULFAATTIMAAT**



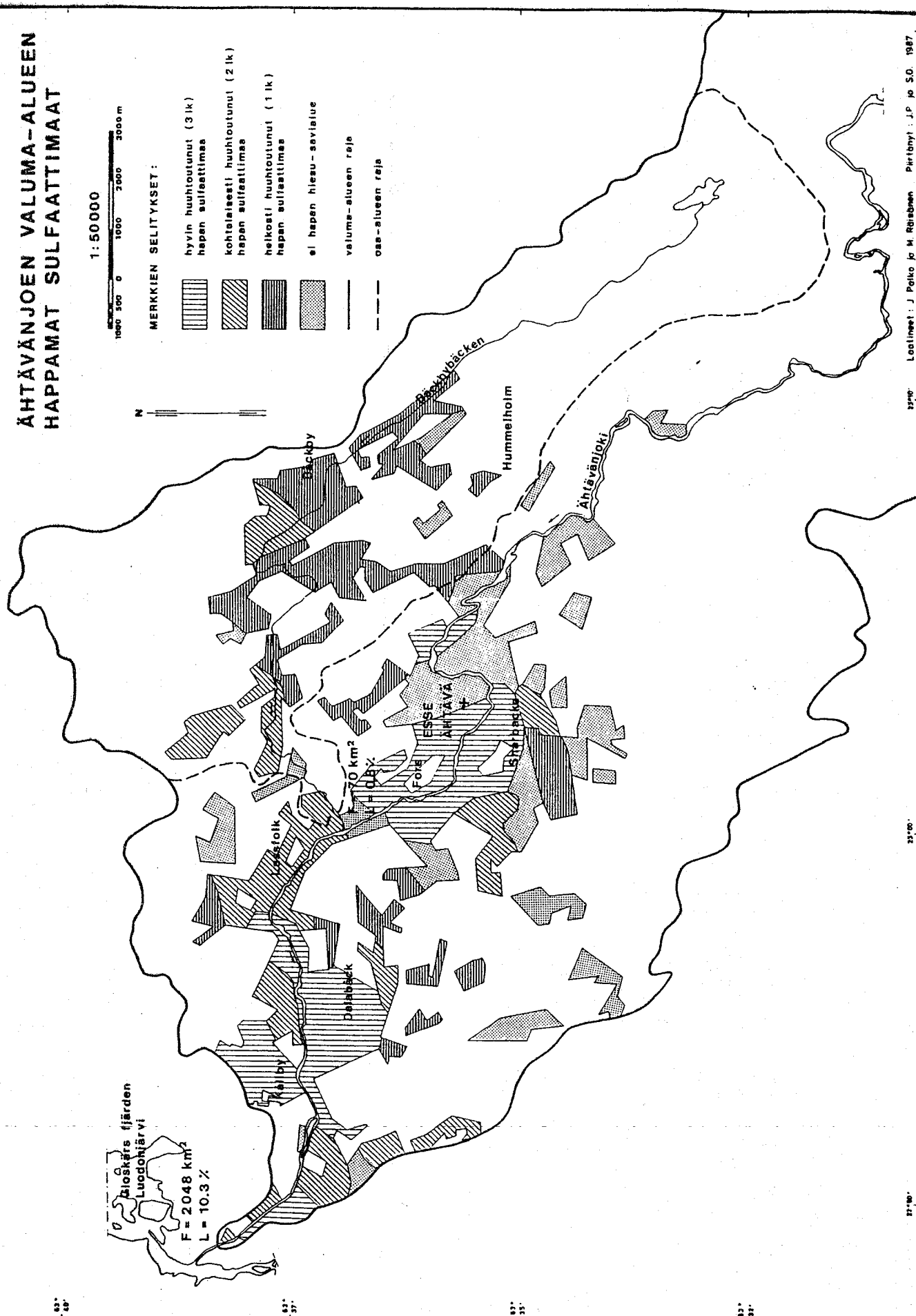
MERKKIEN SELITYKSET:

-  hyvin huuhdottunut (3 lk)
hapan sulfaattimaa
-  kohtalaisesti huuhdottunut (2 lk)
hapan sulfaattimaa
-  heikosti huuhdottunut (1 lk)
hapan sulfaattimaa
-  ei hapan hieasu-sevaliue
-  valuma-alueen raja
-  oaa-alueen raja



Blåkärns fjärden
Luodonjärvi
F = 2048 km²
L = 10.3 %

0 km²



VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA

1. Julkaiseminen vesi- ja ympäristöhallinnossa. Helsinki 1987.
2. Heikkilä, Raimo: Kyrönjoen deltan sedimenttitutkimus 1983-1985. Helsinki 1986.
3. Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran; Sarvala, Jouko: Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana.
Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran: Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavasta vedestä. Helsinki 1986.
4. Vesistöhankeiden vaikutusten arviointi. Helsinki 1986.
5. Talsi, Tuija: Porvoon edustan merialueen tila ja sen kehitys vuosina 1965-1984. Helsinki 1987.
6. Lax, Hans-Göran: Vattenkvalitet och longitudinell zonerings hos makrozoobentos i forsavsnitt i Malax å (västra Finland). Helsinki 1987.
7. Korhonen, Markku; Oikari, Aimo: Järvisimpukka (Anodonta piscinalis) kloorifenolien ilmentäjänä Etelä-Saimaalla. Helsinki 1987.
8. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Miettinen, Veijo; Ekholm, Petri: The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. Helsinki 1987.
9. Forsius, Martin: Suomen järvien alueellinen happamuustilanne. Helsinki 1987.
10. Laikari, Hannu: Aktiivilietepuhdistamon pystyselkeyttimen lietepatjan simulointimalli. Helsinki 1987.