



**MTTK**

**MAATALOUDEN TUTKIMUSKESKUS**

**Tiedote 6/85**

**EILA TURTOLA ja ANTTI JAAKKOLA**  
Maanviljelyskemian ja -fysiikan osasto

**Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta**

JOKIOINEN 1985

ISSN 0359-7652

MAATALOUDEN TUTKIMUSKESKUS

TIEDOTE 6/85

EILA TURTOLO  
ANTTI JAAKKOLA

Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus typen ja fosforin  
huuhtoutumiseen savimaasta

Maanviljelyskemian ja -fysiikan osasto  
31600 JOKIOINEN  
puh. 916-84 411

Jokioinen 1985  
ISSN



## Sisällysluettelo

	Sivu
Tiivistelmä	1
1. Johdanto	3
2. Aineisto ja menetelmät	7
2.1. Huuhtoutumiskentän rakentaminen ja toiminta	7
2.2. Huuhtoutumiskentän maaperä	10
2.3. Vesi- ja kasvianalyysit	11
2.4. Koerjärjestely vuosina 1980-1982 ja tulosten tilastollinen käsittely	12
3. Tulokset ja tulosten tarkastelu	14
3.1. Typen huuhtoutuminen	14
3.1.1. Nitraatti- ja ammoniumtypen huuhtoutuminen	14
3.1.2. Valunnan vaikutus typen huuhtoutumiseen	16
3.1.3. Viljelykasvin vaikutus typen huuhtoutumiseen	20
3.1.4. Lannoitustason ja sadetuksen vaikutus typen huuhtoutumiseen	22
3.2. Fosforin huuhtoutuminen	25
3.2.1. Kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin huuhtoutuminen	25
3.2.2. Valunnan vaikutus fosforin huuhtoutumiseen	30
3.2.3. Viljelykasvin vaikutus fosforin huuhtoutumiseen	32
3.2.4. Lannoitustason ja sadetuksen vaikutus fosforin huuhtoutumiseen	34
4. Kirjallisuus	39

TIIVISTELMÄ

Maatalouden tutkimuskeskuksen vuonna 1975 Jokioisiin perustamalla huuhtoutumiskentällä on tutkittu viljelytoimenpiteiden vaikutusta ravinteiden huuhtoutumiseen käytännön viljelyä vastaavissa olosuhteissa. Savimaalla sijaitseva kenttä on salaojitettu siten, että muodostuu kuusitoista 11 aarin suurista ruutua, joilta salaojavedet kerätään erikseen. Pintavedet ohjataan avo-ojien ja vesivakojen avulla neljään pintavesikaivoon, kuhunkin neljän ruudun alalta. Kentän alapuolelle on rakennettu havaintorakennus salaojista ja pintavesikaivoista tulevien vesimäärien mittausta sekä näytteiden keräystä varten.

Vuosina 1980-1982 kentällä tutkittiin typen ja fosforin huuhtoutumista viljeltäessä timotei-nurminata -nurmea ja ohraa. Muina koetekijöinä olivat lannoitustaso ja sadetus. Sadetettavat ruudut saivat 30 mm:n sadetuksen kesäkuussa. Lannoitukseen käytettiin Normaali Y-lannosta (16-7-13), ja vuosittain levitettyt typpi-, fosfori- ja kaliummäärät (kg/ha) olivat:

	Lannoitustaso 1			Lannoitustaso 2		
	N	P	K	N	P	K
Ohra	50	21	40	100	42	80
Nurmi	100	42	80	200	84	160

Koevuosina ohramaasta huuhtoutui nitraattityppeä keskimäärin 11,1 (6,5 - 16,5) kg/ha vuodessa. Tästä huuhtoutui salaojavesissä 6,3 (4,5 - 9,2) kg/ha. Nurmesta huuhtoutui nitraattityppeä keskimäärin 5,4 (2,3 - 7,1) kg/ha, ja tästä kulkeutui salaojavesien mukana 2,3 (1,0 - 3,5) kg/ha. Ammoniumtypen huuhtoutuminen oli vain murto-osa nitraatin huuhtoutumisesta.

Vuoden sademäärä ja valunta vaikuttivat selvimmin nitraattitypen huuhtoutumiseen. Eniten nitraattityppeä huuhtoutui vuonna 1981, joka oli koevuosista saateisin. Runsas valunta salaojista kesällä 1981 aiheutti kesäkaudelle poikkeuksellisen voimakkaan huuhtoutumisen.

Koska typpilannoitus oli kohtuullista kasvien tarpeeseen nähden, typpeä huuhtoutui suhteellisen vähän. Lannoituksen lisääminen kaksinkertaiseksi ei vaikuttanut nitraattitypen huuhtoutumiseen ohramaasta. Sen sijaan nurmesta typ-

peä huuhtoutui enemmän ja salaojavesien nitraattipitoisuudet olivat suurempia korkeammalla typpilannoitustasolla. Erot olivat tilastollisesti merkitseviä kesäkausina. Sekä nurmi- että ohramaasta tulleissa salaojavesissä esiintyi kesäisin edeltävään typpilannoitukseen yhteydessä olleita tavannaista suurempia nitraattipitoisuuksia.

30 mm:n sadetus lisäsi nitraattityyppien huuhtoutumista korkeammalla typpilannoitustasolla noin 2 kg/ha vuodessa. Lisäys ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä. Pohjavesien kuormituksesta tutkimus antoi vain viitteitä.

Fosforia huuhtoutui ohramaasta keskimäärin 1,2 (0,5 - 1,6) kg/ha vuodessa. Tästä huuhtoutui salaojavesissä 0,4 (0,2 - 0,6) kg/ha. Nurmesta huuhtoutui fosforia keskimäärin 1,6 (0,4 - 2,6) kg/ha, ja tästä kulkeutui salaojavesien mukana 0,3 (0,1 - 0,6) kg/ha.

Ohramaasta huuhtoutuneesta kokonaisfosforista kolmasosa ja nurmesta huuhtoutuneesta kaksi kolmasosaa oli liukoisessa muodossa. Liukoisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli suurin nurmelta tulleissa pintavesissä. Fosforia huuhtoutui varsin runsaasti verrattuna tätä koetta edeltäneisiin vuosiin. Fosforin huuhtoutuminen riippui vielä tyyppäkin selvemmin sademäärästä ja etenkin pintavesivalunnasta, sillä valtaosa fosforista huuhtoutui pintavesien mukana.

Fosforilannoituksen lisääminen ja sadetus eivät vaikuttaneet fosforin huuhtoutumiseen salaojavesien mukana. Sen sijaan pintavesiin saattoi nurmialueelta joutua fosforia suoraan pintaan levitetystä lannoitteesta. Koska valtaosa fosforista huuhtoutui pintavesien mukana, runsaan pintavesivalunnan ehkäiseminen vähentäisi fosforin joutumista vesistöihin.

## 1. JOHDANTO

Typen ja fosforin huuhtoutuminen maaperästä vesistöihin on osa aineiden luonnossa tapahtuvaa kiertokulkua. Monet maanviljelyyn liittyvät toimenpiteet kuitenkin lisäävät huuhtoutumista. Runsaasta typen ja fosforin huuhtoutumisesta aiheutuu taloudellisia tappioita maataloudelle sekä haittaa ympäristölle. Maaperästä huuhtoutuneet typpi- ja fosforiyhdisteet voivat käynnistää vesistöjen haitallisen rehevöitymisen (GRIMAS ja RYDING 1983, RYDING 1983). KAUPIN (1984b) mukaan maatalousalueilta peräisin oleva hajakuormitus onkin nykyisin maassamme vesistöjen suurin typpi- ja fosforikuormittaja. Pohjaveteen asti huuhtoutunut nitraattityppi saattaa myös nostaa pohjaveden nitraattipitoisuuden haitallisen korkeaksi (NIGHTINGALE 1972, RASMUSSEN 1980, BOTTENBERG 1981, GUSTAFSON ja ULEN 1982, CAMERON ja WILD 1984, EGBOKA 1984, OVERGAARD 1984, YOSOP 1984). Suomessakin on alueita, joilla pohjaveden ja kaivovesien nitraattipitoisuus on kohonnut tai on vaarassa nousta terveysterveviranomaisien juomavedelle asettamien pitoisuusrajojen yläpuolelle (SEPPÄNEN ja KUUKKA 1982, YRJÄNÄ 1983, VAINIO 1984).

Huuhtoutumista voi tapahtua, jos sademäärä ylittää haihdunnan ja muodostuu valuntaa. Valunnan lisäksi typen ja fosforin huuhtoutumisen määrään vaikuttaa niiden konsentraatio valuvan veden läpäisemässä maakerroksessa. Luonnontilaisilla alueilla valumavesien sisältämä typpi ja fosfori on peräisin sadevedestä sekä maan orgaanisen aineksen hajoamisen yhteydessä vapautuvista typpi- ja fosforiyhdisteistä (LAHERMO 1970, KAUPPI 1984a). Myös apatiitin rapautuessa vapautuvaa fosforia joutuu valumavesiin.

Maatalousmaista typen ja fosforin huuhtoutuminen vesistöihin on luonnontilaisia alueita suurempaa (AYERS ja BRANSON 1973, TROEDER 1976, AHL 1977, WIKLANDER 1977, BRINK ym. 1978, BOTTENBERG 1981, ULEN 1982, PIERRE 1983, RYDING 1983, BRINK 1984). Tämän on katsottu johtuvan siitä, että maatalousmaassa huuhtoutumiselle alttiiden ravinteiden pitoisuus on luontaisesti suurempi, ja lisäksi se kohoaa viljelyyn liittyvien toimenpiteiden seurauksena. Viljelyksiltä tapahtuvaan huuhtoutumiseen vaikuttavat vuoden sääolojen lisäksi maaperän ominaisuudet, maan muokkaus ja lannoitus sekä viljelykasvi (KOLENBRANDER 1981, GUSTAFSON 1982a ja b, BRINK 1984).

Suurin osa maan pintakerroksen sisältämästä tyypestä on maan orgaanisessa aineksessa. Runsasmultaisen kivennäismaan muokkauskerros voi sisältää tyyppiä

jopa 10 000 kg/ha. RUSSELLin (1973) mukaan vain 1-2 % kokonaistypestä on kasveille välittömästi käyttökelpoisessa nitraatti- ja ammoniummuodossa. Orgaaninen typpi muuttuu ammoniummuotoon maan mikrobien aikaansaamassa ammonifikaatiossa, joka on orgaanisen typen mineralisaation ensimmäinen vaihe. Vapautunutta ammoniumia käyttävät sekä mikrobit että maassa kasvavat kasvit. Ammonifikaatiota seuraavassa nitrifikaatiossa ammoniumtyppi hapettuu mikrobien toimesta nitriitiksi ja edelleen nopeasti nitraatiksi, jota kasvit ottavat juurillaan. Maan orgaanisen aineksen sisältämästä tpeestä voi BLACKin (1957) mukaan vapautua kasveille käyttökelpoista ammonium- ja nitraattityppeä 1-2 % vuosittain. Mineralisaationopeuteen vaikuttavat maan lämpötila, kosteus ja mikrobitoiminnan aktiivisuus. Koska orgaaninen aines saattaa sisältää tpeä viljelykasvien vuodessa ottamiin määriin nähden satakertaisesti, suhteellisen pienetkin mineralisaationopeuden muutokset voivat ratkaisevasti muuttaa epäorgaanisen typen määrää maassa (RASMUSSEN 1980).

Maan muokkauskerroksen sisältämästä tpeestä on huuhtoutumiselle alttiina lähinnä nitraattimuotoinen typpi. Nitraatti huuhtoutuu helpommin, koska nitraatti-ionit eivät sitoudu maahiukkasten pinnoille, vaan ovat vapaana maanesteessä. LINDENin (1981) mukaan nitraatti liikkuu maassa kulkevan veden mukana lähinnä konvektiovirtauksena. Liikkumista voi tapahtua myös diffuusiona, jolloin nitraattia siirtyy suuremmasta konsentraatiosta pienemmän suuntaan. Negatiivisesti varautuneet maahiukkasten pinnat hylkivät nitraatti-ioneja, ja tästä seuraa nitraatin joutuminen huokosten keskiosaan, missä veden liike on nopeinta. Edellisestä johtuu, että nitraatti-ionit voivat kulkeutua maassa alaspäin jopa vettä nopeammin. Toisaalta nitraatin liike voi olla huomattavasti veden liikettä hitaampaa, jos osa nitraatista on suojassa huuhtoutumiselta maan pienimmissä huokosissa. Savimaassa murujen sisälle joutunut nitraatti voi säilyä, jos vesi kulkeutuu nopeasti alaspäin suurimpia huokosia myöten.

LINDENin (1981) mukaan ammoniumtypen huuhtoutuminen on vähäisempää kuin nitraatin, koska ammoniumionit sitoutuvat maahiukkasten pinnoille vaihtuvina kationeina. Alaspäin veden mukana kulkeutunut ammonium voi siten helposti sitoutua uudelleen maa-ainekseen syvemmillä maaperässä. Orgaanisen typen mineralisaation ja ammoniumin nitrifikaation vuoksi myös muussa kuin nitraattimuodossa oleva typpi on alttiina huuhtoutumiselle (KOLENBRANDER 1975, RASMUSSEN 1980).

Suomalaisten kivennäismaiden muokkauskerros sisältää fosforia 2 000 - 3 000 kg/ha. Suurin osa maan kokonaisfosforista on epäorgaanisessa muodossa. Noin

viidesosa kokonaisfosforista on rapautumattomassa apatiitissa. Happamissa maissa merkittävä osa epäorgaanisesta fosforista on sitoutunut lujasti rauta- ja alumiinoksidiin ja -hydroksidiin. Noin kolmasosa kokonaisfosforista on sitoutunut maan orgaaniseen ainekseen, runsasmultaisissa maissa osuus voi olla suurempikin. Vain hyvin pieni osa fosforista on liuenneena maanesteessä, jonka fosforin pitoisuus on luokkaa 0,1 - 1 mg/l. Epäorgaanisten fosfaattien lisäksi maanesteessä on fosforia myös orgaanisessa muodossa (RUSSEL 1973).

Fosforilannoituksen jälkeen maanesteen fosforipitoisuus kohoaa lannoiterakeen lähetyvillä, mikä helpottaa juuriston fosforin ottoa. Fosforin nopeasta ja lujasta sitoutumisesta johtuu, että viljelykasvit pystyvät hyödyntämään lannoitefosforista vain pienen osan, ja lannoituksen myötä viljelymaiden fosforipitoisuus onkin kohonnut (RUSSEL 1973). Toisaalta fosforin sitoutumisen lujuus vähentää sen huuhtoutumisalttiutta. HARTIKAISEN (1981) mukaan valtaosa huuhtoutuvasta fosforista on sitoutunut kivennäisainekseen, ja siten huuhtoutuminen riippuu eroosion voimakkuudesta.

Vuoden sääolot, etenkin sademäärä ja maan routaantuminen, vaikuttavat valuntaan ja sen jakautumiseen vuodenaikojen välillä. Ravinteiden huuhtoutuminen riippuu taas ratkaisevasti valunnan määrästä ja ajoittumisesta (BRINK ym. 1978, KAUPPI 1978, 1979, BRINK ja LINDEN 1980, KOLENBRANDER 1981, BRINK 1982, BURNS ja GREENWOOD 1982, GUSTAFSON 1982a ja b, JAAKKOLA 1983b, 1984, BRINK 1984). Huuhtoutuminen on yleensä voimakkainta kevätvalunnan aikana lumen ja roudan sulaessa. Tällöin edellisenä syksynä käyttämättä jääneet ja syksyn kuluessa mineralisaatiossa vapautuneet ravinteet ovat alttiina huuhtoutumiselle. Kesällä maaperässä on lannoituksen ja orgaanisesta aineksestä tapahtuvan mineralisaation seurauksena runsaammin helppoliukoista typpeä ja fosforia kuin muina vuodenaikoina. Kuitenkin huuhtoutuminen jää yleensä vähäiseksi. Tämä johtuu siitä, että kesällä haihdunta ja kasvien veden otto ovat sademäärää suurempia ja veden liike suuntautuu maaperässä ylöspäin. Huuhtoutumista vähentävästi vaikuttaa myös kasvien tehokas ravinteiden otto. Syksyllä kasvukauden päättyessä huuhtoutuminen jälleen lisääntyy, koska kasvien ravinteiden otto heikkenee mutta maan orgaanisen typen mineralisaatio jatkuu edelleen. Maan routaantumisen jälkeen valunta ja huuhtoutuminen vähenevät jyrkästi (LAHERMO 1970, KAUPPI 1978, LINDEN 1981).

Ravinteita, erityisesti typpeä, huuhtoutuu savimaasta vähemmän kuin hieta- ja hiekkamaista (LINDEN 1981, GUSTAFSON 1982a ja b, BRINK 1984). Tämä johtuu



erilaisista vedenpidätysominaisuuksista ja valuntaolosuhteista. Aitosavi voi pidättää kenttäkapasiteettitilassa yli 40 % vettä (KIVISAARI 1970), ja hienojakoisessa maassa myös veden liike on hyvin hidasta. Savimailla huomattava osa valunnasta tapahtuu pintavaluntana. Valtaosa maahan imeytyneestä sadevedestä kulkee halkeamissa ja murujen välissä sijaitsevilla suuremmissa huokosissa. Savimailla muodostuu korkeintaan 10 % sademäärästä pohjavedeksi (MÄLKKI 1979).

Tutkimuksissa on havaittu tarvittavan noin kenttäkapasiteettia vastaava vesimäärä huuhtomaan puolet kenttäkapasiteettitilassa olevan maan pinnalla sijainneesta nitraattitypeistä (LINDEN 1981, 1983). Savimailla tämä merkitsisi noin 400 mm:n valuntaa 1 m:n vahvuista maakerrosta kohti. Vuoden aikana valunta jää savimailla huomattavasti pienemmäksi, joten nitraattirintama voi liikkua vain lyhyen matkan. Seuraavana vuonna osa tästä nitraatista voi tulla kasvin käyttöön ja osa voi kulkeutua veden mukana alempiin maakerroksiin (LINDEN 1981, 1983).

Maassa nitraatin on havaittu kulkevan ns. pulssina alaspäin painuvan vesirintaman mukana (SZPERLINSKY ja BADOWSKA 1977b, GERWING ym. 1979). Savimaassa nitraatin kulkeutuminen ja liikkeen nopeus ovat hyvin vaihtelevia huokosten erilaisesta koosta ja jatkuvuudesta johtuen (WIKLANDER 1974, SZPERLINSKY ja BADOWSKA 1977a, BARRACLOUGH ym. 1983). Siksi esim. typpilannoituksen vaikutus salaojaveden nitraattipitoisuuteen ei välttämättä näy yksiselitteisesti lannoitusta seuraavana konsentraatiohuippuna. Kaiken kaikkiaan typen huuhtoutuminen savimaasta on hyvin vaikeasti ennustettavissa (BARRACLOUGH ym. 1983).

Ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin ja vesistöjen hajakuormitusta on aikaisemmin tutkittu Suomessa mittaamalla laajajakoilta maa- ja metsätalousalueilta virtaavien vesien ravinnepitoisuuksia (KAJOSAARI 1965, SÄRKÄ 1972, MUSSAARI ja PEKKARINEN 1978, KAUPPI 1978, 1979). Näiden tutkimusten pohjalta ei ole kuitenkaan voitu arvioida erilaisten viljelytoimenpiteiden vaikutusta typen ja fosforin huuhtoutumiseen.

Maatalouden tutkimuskeskuksen maanviljelyskemian ja -fysiikan osasto perusti v. 1975 Jokioisiin (60°49'N, 23°30'E) Kotkanojan peltolohkolle huuhtoutumiskentän. Tällä huuhtoutumiskentällä on voitu tutkia viljelytoimenpiteiden vaikutusta ravinteiden huuhtoutumiseen savimaasta käytännön viljelyä vastaavissa olosuhteissa (JAAKKOLA 1978, 1979a ja b, 1981, 1983a, b ja c, 1984).

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää viljelykasvin, lannoitustason ja sadetuksen vaikutusta typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta Jokioisten huuhtoutumiskentällä vuosina 1980-82.

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Huuhtoutumiskentän rakentaminen ja toiminta

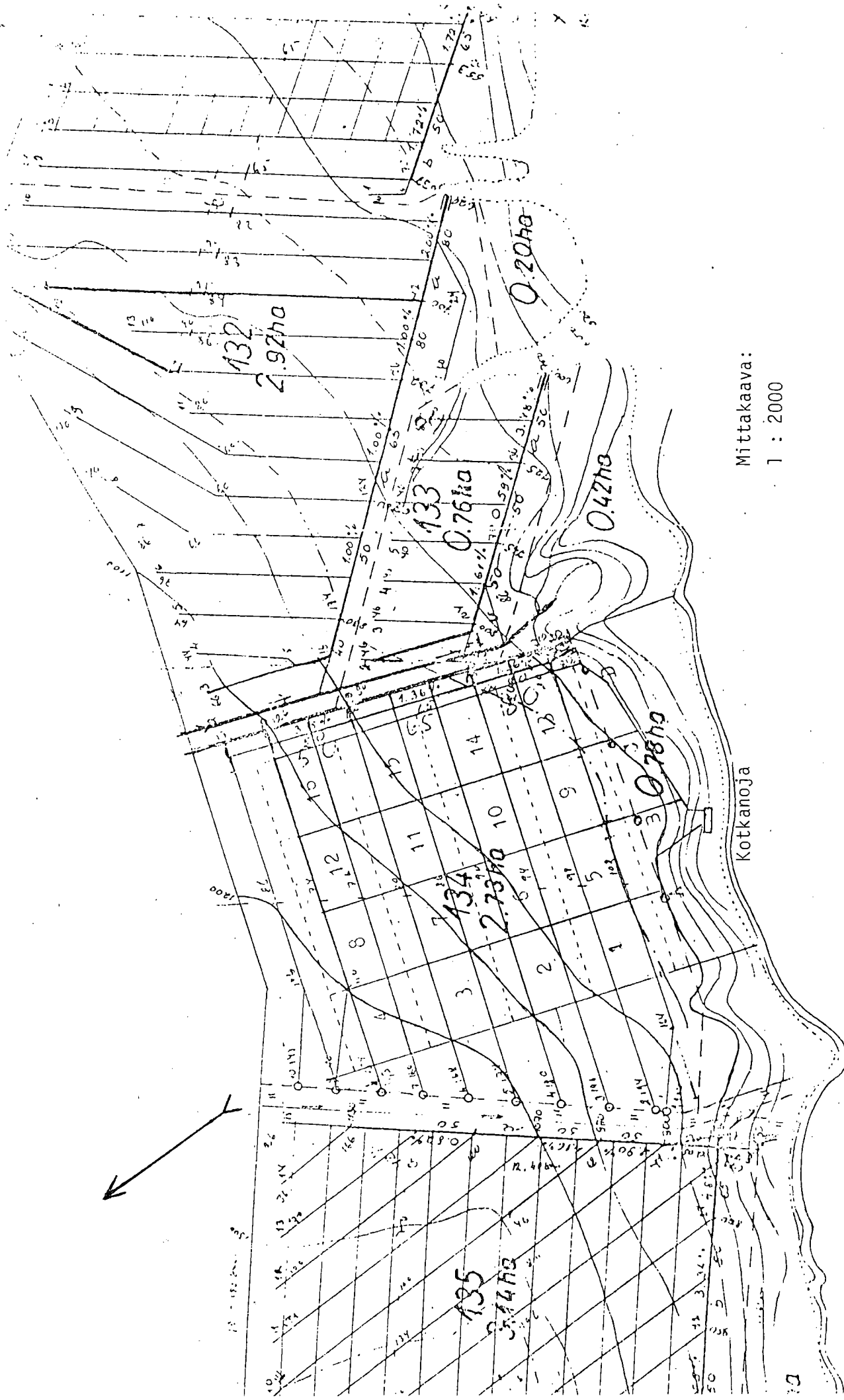
Huuhtoutumiskenttä sijaitsee syvänteessä virtaavaan puroon loivasti viettävällä peltolohkolla (kuva 1). Lohko on salaojitettu v. 1962 40 mm:n tiiliputkilla. Imuojien etäisyys on 16,5 m. Syksyllä v. 1975 kahdeksan imuojan poikki kaivettiin salaojat 33 m:n välein. Näihin ojiin upotettiin muoviputket, joihin yhdistettiin aina kaksi 33 m:n pituista imuojaa omaksi ojastokseen. Tällöin muodostui 16 erillistä keskimäärin 10,9 a suuruista koeruutua. Näin muodostetuilta ruuduilta sala-ojavedet voidaan kerätä ja johtaa havaintorakennukseen erikseen (kuva 2).

Salaojat sijaitsevat keskimäärin 1 m:n syvyydessä. Suurin keskimääräinen syvyys yksittäisessä ruudussa on 1,17 m ja pienin 0,84 m. Ojien suurin kaltevuus on 1,1 % ja pienin 0,3 %.

Pintavesien keräämistä varten on kaivettu 4 pintavesikaivoa, joihin kuhunkin pintavedet johdetaan vesivakojen ja avo-ojien avulla 4 ruudun alalta. Pintavesikaivot on rakennettu halkaisijaltaan 60 cm:n betonirenkaista. Kaivoon johtavaan ojaan on upotettu 6 m:n pituinen rei'itetty muoviputki noin 0,5 m:n syvyyteen ojan pohjasta. Putki on peitetty ja kaivo ympäröity soralla veden virtauksen edistämiseksi. Vedet johdetaan kaivoista havaintorakennukseen muoviputkia pitkin. Nämä putket ja pintavesikaivot on eristetty 5 cm:n vahuisella styrox-eristeellä jäätymisen ehkäisemiseksi.

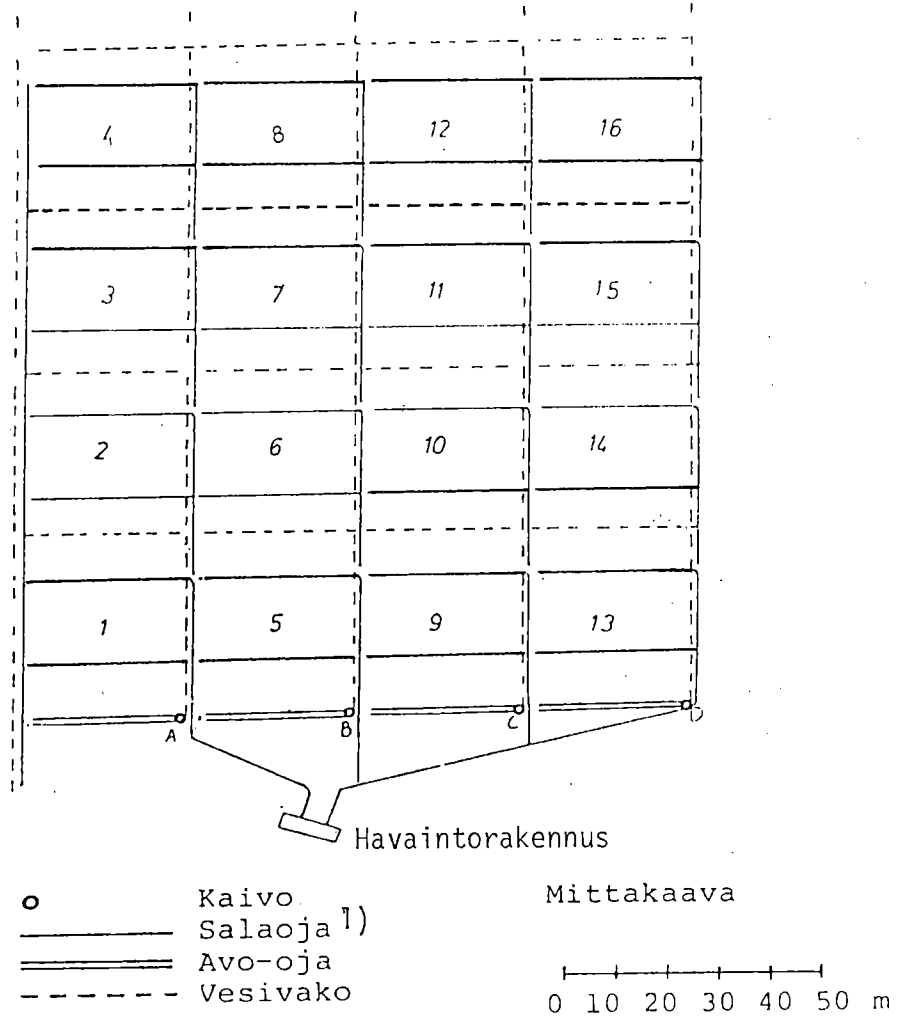
Ruutu n:o 4 on keskimäärin 2,4 m korkeammalla kuin ruutu n:o 1, ja tämän sivun kaltevuus kentällä on keskimäärin 2,5 %. Vastakkaisen sivun kaltevuus on 1,7 %. Alimman sivun kaltevuus on vain 0,2 %. Koska joidenkin vierekkäisten ruutujen välillä on varsin suuria korkeuseroja, pintavesien johtaminen niille tarkoitettuihin kaivoihin ei ole aina onnistunut halutulla tavalla.

Havaintorakennuksessa kultakin ruudulta ja neljästä pintavesikaivosta tulleet vedet kerättiin ja vesimäärät mitattiin erikseen. Vesimäärän mittaus tapahtui kääntyvän kaksiosaisen mitta-astian avulla. Tilavuudeltaan 4,5 l:n astian



Mittakaava:  
1 : 2000

Kuva 1. Huuhtoutumiskentän sijainti Kotkanojan peltolohkolla.



<sup>1)</sup>Vaakasuorat yhtenäiset viivat osoittavat vanhojen tiilisalaojaputkien sijaintia. Pystysuorat viivat osoittavat muoviputkia, joita myöten kunkin ruudun salaojavedet johdetaan havaintorakennukseen.

Kuva 2. Huuhtoutumiskentän toimintakaavio.

kääntymisen täyttymisen jälkeen rekisteröityi elektromekaaniseen laskuriin. Mitta-astian tyhjentyessä noin 0,06 % vesimäärästä ohjautui pienen suppilon avulla 10 l:n näyteastiaan. Tällä tavoin kerätystä koko valunutta vesimäärää edustavasta vedestä otettiin vesinäytteet analyysejä varten. Vesinäytteet otettiin polyeteenipulloihin, ja niitä säilytettiin ennen analysointia pimeässä +4°C lämpötilassa.

## 2.2. Huuhtoutumiskentän maaperä

Huuhtoutumiskentän maaperän laatua tutkittiin ottamalla kentältä maanäytteitä 0-80 cm syvyydeltä syksyllä 1979. Maaperän lajitekoostumuksen määrittämisessä käytettiin ELOSEN (1971) kehittämää menetelmää. Huuhtoutumiskentällä maaperän savespitoisuus oli korkein kentän alareunassa. Suurin muokkauskerroksen savespitoisuus oli ruudussa 14 (79 %) ja pienin ruudussa 8 (43 %) kentän yläalialalla (taulukko 1, kuva 2). Yhdeksällä ruudulla 16:sta muokkauskerroksen savespitoisuus ylitti 60 % eli ne luokiteltiin aitosaviksi. Muokkauskerroksen alapuolella maa oli aitosavea koko kentän alueella.

Orgaanisen hiilen pitoisuus määritettiin märkäpolttomenetelmällä (GRAHAM 1948). Orgaanisen hiilen pitoisuus oli pienempi kuin mitä se SIPPOLAN ja TAREKSEN (1978) mukaan on Suomen peltomaissa keskimäärin (4 %). Ruutujen välinen vaihtelu oli varsin suuri (taulukko 1).

Maan pH mitattiin maa-vesi -suspensiosta 1:2,5 (v/v). Muokkauskerroksen pH oli varsin lähellä koko maan hiesusavi- ja aitosavimaiden keskiarvoa 6.0 (KURKI 1982). Syvemmissä maakerroksissa pH oli korkeampi, ja 60-80 cm:n syvyydessä maa oli neutraalia (taulukko 1).

Taulukko 1. Maan pH, orgaanisen hiilen pitoisuus ja savespitoisuus huuhtoutumiskentän koeruuduissa eri syvyyksissä ( $\bar{x}$  = keskiarvo, vv = vaihteluväli).

Syvyys cm	pH (H <sub>2</sub> O)		Org. hiili, %		Saves, %	
	$\bar{x}$	vv	$\bar{x}$	vv	$\bar{x}$	vv
0-20	5,9	5,7-6,1	2,7	2,2-3,6	61	43-79
20-40	6,3	6,0-6,6	0,6	0,5-1,0	83	62-93
40-60	6,8	6,4-7,0	-	-	88	65-95
60-80	7,0	6,9-7,2	-	-	92	82-96



Maan ravinnetilan selvittämiseksi määritettiin happamaan ammoniumasetaattiin (pH 4,65) uuttuvien fosforin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin määrät. Menetelmä on sama kuin Viljavuuspalvelu Oy:n käyttämä menetelmä (VUORINEN ja MÄKITIE 1955). Viljavuuspalvelu Oy:n tuloksista on KURKI (1982) julkaissut yhteenvedon. Kotkanojan huuhtoutumiskentän muokkauskerroksessa vaihtuvan kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat keskimääräistä tasoa. Sen sijaan fosforin pitoisuudet olivat huomattavasti keskimääräistä pienempiä (taulukko 2). KURJEN (1982) mukaan hiesusavien keskimääräinen fosforiluku on 8,5. Syvemmissä maakerroksissa vaihtuvan kalsiumin ja etenkin magnesiumin määrät olivat korkeita. Pieni fosforin pitoisuus syvemmällä maaperässä osoittaa, että maaperä on alunperin sisältänyt hyvin niukasti kasveille käyttökelpoista fosforia. Siten muokkauskerroksen sisältämä kasveille käyttökelpoinen fosfori on suurimmaksi osaksi peräisin fosforilannoitteista.

Taulukko 2. Happamaan ammoniumasetaattiin (pH 4,65) uuttuvien ravinteiden pitoisuus (mg/l maata) huuhtoutumiskentän koeruuduissa eri syvyyksissä ( $\bar{x}$  = keskiarvo, vv = vaihteluväli).

Syvyys cm	K		Ca		Mg		P	
	$\bar{x}$	vv	$\bar{x}$	vv	$\bar{x}$	vv	$\bar{x}$	vv
0-20	265	210-340	1900	1350-2200	550	320- 730	3,6	2,7-4,8
20-40	310	220-360	2770	2000-3100	1790	1220-2050	0,2	0,0-0,5
40-60	320	230-370	2900	2400-3100	1990	1700-2100	0,2	0,0-0,4
60-80	335	270-390	2880	2700-3300	2000	1800-2300	0,3	0,0-0,6

### 2.3. Vesi- ja kasvianalyysit

Salaoja- ja pintavesistä analysoitiin nitraattitypen, ammoniumtypen, kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin pitoisuudet. Vuosina 1980-1981 nitraatin ja ammoniumin pitoisuus määritettiin ioniselektiivisten elektrodien avulla (valmistaja Orion Research Co., USA). Vuonna 1982 analyysit tehtiin AKEA-autoanalysaattorilla (valmistaja Datex, Suomi) Vesihallituksen suosittelemien menetelmien mukaan (ERKOMAA 1977). AKEA -analysaattorilla analysoitaessa ammoniumtyyppi määritettiin kolorimetrisesti ( $\lambda = 630$  nm) fenolihypokloriitti indikaattorina 60°C lämpötilassa. Nitraatti pelkistettiin nitriitiksi kupari-kadmium -pylväessä ja määritettiin kolorimetrisesti ( $\lambda = 520$  nm) käyttämällä

sulfaniiliamidia ja N-l-naftylietyleenidiamididihydrokloridia reagensseina.

Kasvianalyseissä kokonaistyyppi määritettiin tavanomaisella ammoniakkin tislauksella Kjeldahl-polton jälkeen.

Kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin pitoisuudet määritettiin vesinäytteistä Vesihallituksen suosittelimilla menetelmillä (ERKOMAA 1977). Vesinäytteiden kokonaisfosforin määrittämisessä orgaaniset ja epäorgaaniset fosforiyhdisteet muutettiin ensin ortofosfaattimuotoon kuumentamalla niitä kaliumperoksidisulfaatin kanssa autoklaavissa. Ortofosfaatista muodostettiin ammoniummolybdaatin avulla fosforimolybdeenihappoa, joka pelkistettiin askorbiinihapolla antimonin läsnäollessa siniseksi kompleksiyhdisteeksi. Tämän yhdisteen pitoisuus mitattiin kolorimetrisesti ( $\lambda = 880$  nm). Vuodesta 1982 lähtien spektrofotometrin sijasta käytettiin AKEA -autoanalysaattoria.

Kasvinäytteiden fosforipitoisuus analysoitiin vanadaattimenetelmää käyttäen. Kasviaineksesta polton jälkeen valmistetussa uutuksessa olevasta fosforista muodostettiin ammoniummolybdaatin ja ammoniumvanadaatin avulla keltaista vanadofosfoammoniummolybdaattia, jonka pitoisuus mitattiin spektrofotometrillä ( $\lambda = 436$  nm).

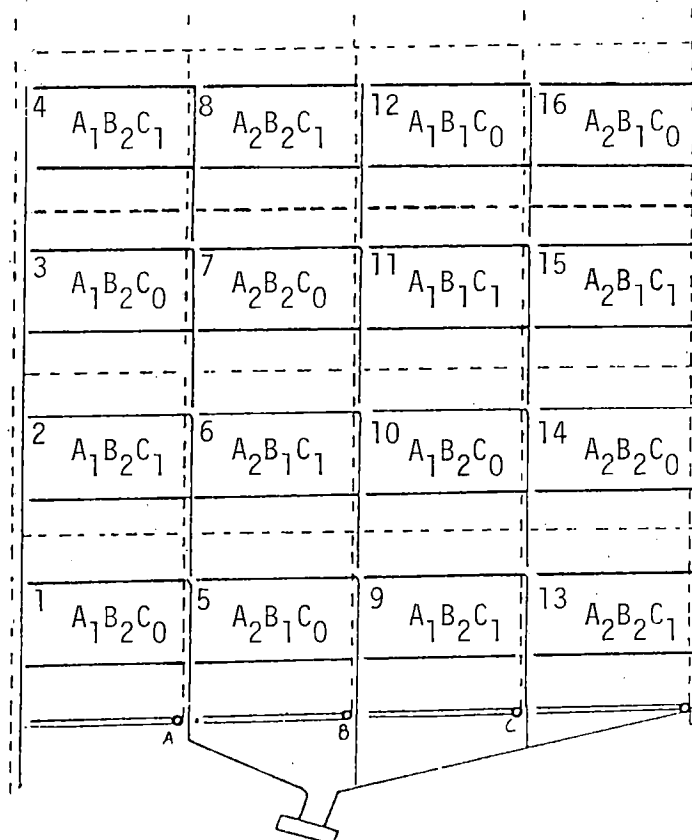
#### 2.4. Koejärjestely vuosina 1980-1982 ja tulosten tilastollinen käsittely

Vuosina 1980-1982 huuhtoutumiskentällä tutkittiin typen ja fosforin huuhtoutumista viljeltäessä timotei-nurminata -nurmea ja ohraa. Muina koetekijöinä olivat lannoitustaso ja sadetus. Sadetettavat ruudut saivat 30 mm:n sadetuksen kesäkuussa. Lannoitukseen käytettiin Normaali Y-lannosta (16-7-13), ja vuosittain levitetyt typpi-, fosfori- ja kaliummäärät (kg/ha) olivat:

	Lannoitustaso 1			Lannoitustaso 2		
	N	P	K	N	P	K
Ohra	50	21	40	100	42	80
Nurmi	100	42	80	200	84	160

Kokeessa oli kaksi kerrannetta (kuva 3).

Ohran kylvö ja lannoitus tapahtuivat vuosina 1980-1982 toukokuun 7., 13., ja 10. päivänä. Ohra puitiin vastaavasti elokuun 18., syyskuun 9. ja elokuun 26.



### Koetekijät

A = kasvi

B = lannoitus

$A_1$  = nurmi

$B_1$  = 600 kg/ha Normaali Y-lannos (16-7-13)

$B_2$  = 1200 kg/ha Normaali Y-lannos

$A_2$  = ohra

$B_1$  = 300 kg/ha Normaali Y-lannos

$B_2$  = 600 kg/ha Normaali Y-lannos

C = sadetus

$C_0$  = ei sadetusta

$C_1$  = sadetettu

Kuva 3. Koejärjestely huuhtoutumiskentällä vuosina 1980-1982.

päivänä. Jyväsato punnittiin, jyvä- ja olkisuhteen perusteella arvioitiin olkisadon määrä, ja molemmista otettiin näytteet sadon sisältämän typen ja fosforin määrittämistä varten. Olki kynnettiin maahan syksyllä. Timotei-nurminata-nurmi perustettiin v. 1979 ohra suojaviljana. Puolet nurmelle käytetystä Y-lannosmäärästä levitettiin keväällä ohran kylvön aikaan. Nurmi niitettiin ensimmäisen kerran kesä-heinäkuun vaihteessa, ja niittoa seuraavana päivänä levitettiin loppuosa lannoitemäärästä. Nurmiruodut niitettiin toisen kerran syyskuun alussa. Niittojen yhteydessä sato punnittiin ja otettiin näytteet analyysejä varten.

Vesien typpi- ja fosforipitoisuuksien ja huuhtoutuneiden typpi- ja fosforimäärien tilastollista käsittelyä varten kukin koevuosi jaettiin kolmeen havaintojaksoon. Kevätkausi käsitti tammi-, helmi-, maaliskuu- ja huhtikuun, kesäkausi touko-, kesä-, heinä- ja elokuun ja syyskausi loppuvuoden. Havaintojaksot rajattiin pinta- ja salaojavesivalunnan jaksottumisen sekä kylvön ja korjuun ajoittumisen perusteella. Tilastollisessa käsittelyssä käytettiin varianssianalyysiä. Tukeyn keskiarvotestin (hsd, honestly significant difference) avulla testattiin, minä vuonna lannoitusmäärä ja sadetus olivat vaikuttaneet 5 %:n riskitasolla tilastollisesti merkitsevästi huuhtoutumiseen.

### 3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

#### 3.1. Typen huuhtoutuminen

##### 3.1.1. Nitraatti- ja ammoniumtypen huuhtoutuminen

Valtaosa huuhtoutuneesta tyypestä oli nitraattimuodossa (taulukko 3). Ohra- maasta huuhtoutui nitraattityppeä vuosina 1980-1982 keskimäärin 11,1 kg/ha ja nurmesta 5,4 kg/ha vuodessa.

KAUPPI (1978, 1984b) on arvioinut maatalousalueiden aiheuttamaa hajakuormitusta. KAUPPIN mukaan maatalouden osuus pintavesistöihin huuhtoutuvasta tyypestä on 7 kg/ha vuodessa. KAUPPI (1978) on myös esittänyt yksinkertaisen yhtälön maa- ja metsätalousalueiden aiheuttaman typpikuormituksen arvioimiseksi alueen peltoprosentin avulla:

$$\text{N-kuorma (kg/km}^2\text{a)} = 9,8 \times \text{P}\% + 180 ,$$

missä P% on alueen peltoprosentti. Jos kaavaa sovelletaan peltoalueelle

(P% = 100), saadaan typpikuormitukseksi 11,6 kg/ha. KAUPIN maatalousalueiden hajakuormitusta koskevat ja tässä tutkimuksessa viljelyksiltä tapahtuvasta huuhtoutumisesta saadut tulokset ovat varsin yhteneväisiä. Myös Ruotsissa, Lannassa, sijaitsevalla olosuhteiltaan melko hyvin Kotkanojaa vastaavalla huuhtoutumiskentällä typen huuhtoutuminen on ollut samansuuruista (BRINK ja LINDEN 1980).

Taulukko 3. Pintavesissä ja salaojavesissä yhteensä huuhtoutunut nitraattityppi ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ja ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) (kg/ha) kevät-, kesä- ja syyskausina vuosina 1980-1982.

Kasvi	1.1.-30.4.		1.5.-31.8.		1.9.-31.12.		1.1.-31.12.	
	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$
Nurmi								
1980	0,9		0,5		0,9		2,3	
1981	0,5		3,0	0,1	3,6	0,2	7,1	
1982	1,3	0,3	4,3	1,5	1,3	0,6	6,9	2,4
1980-1982	0,9		2,6		1,9		5,4	
Ohra								
1980	1,0		1,3		4,2		6,5	
1981	2,7		8,5	0,4	5,3	0,1	16,5	
1982	5,2	0,2	2,3	0,1	2,8	0,4	10,3	0,7
1980-1982	3,0		4,0		4,1		11,1	

Ammoniumtypen huuhtoutuminen oli huomattavasti vähäisempää kuin nitraatin. Vuonna 1982 ammoniumia huuhtoutui suhteellisen runsaasti. Tällöinkin nitraattimuodossa huuhtoutui typpeä nurmesta kolminkertaisesti ja ohramaasta kolmetoistakertaisesti ammoniumiin verrattuna. Suurin osa nurmiruuduilta huuhtoutuneesta ammoniumitypestä kulkeutui pintavesien mukana kesällä. Ammoniumia joutui pintavesiin ilmeisesti suoraan nurmen pintaan levitetystä lannoitteesta.

Ammoniumin huuhtoutuminen nitraattiin verrattuna oli hyvin vähäistä huuhtoutumiskentällä myös vuosina 1976-1979 (JAAKKOLA 1983b, 1984). Muissakin tutkimuksissa on havaittu nitraatin muodostavan yli 90 % huuhtoutuvasta tyyppistä (BRINK ym. 1978, BRINK ja LINDEN 1980, SEUNA ja KAUPPI 1981, GUSTAFSON 1982a). SZPERLINSKYn



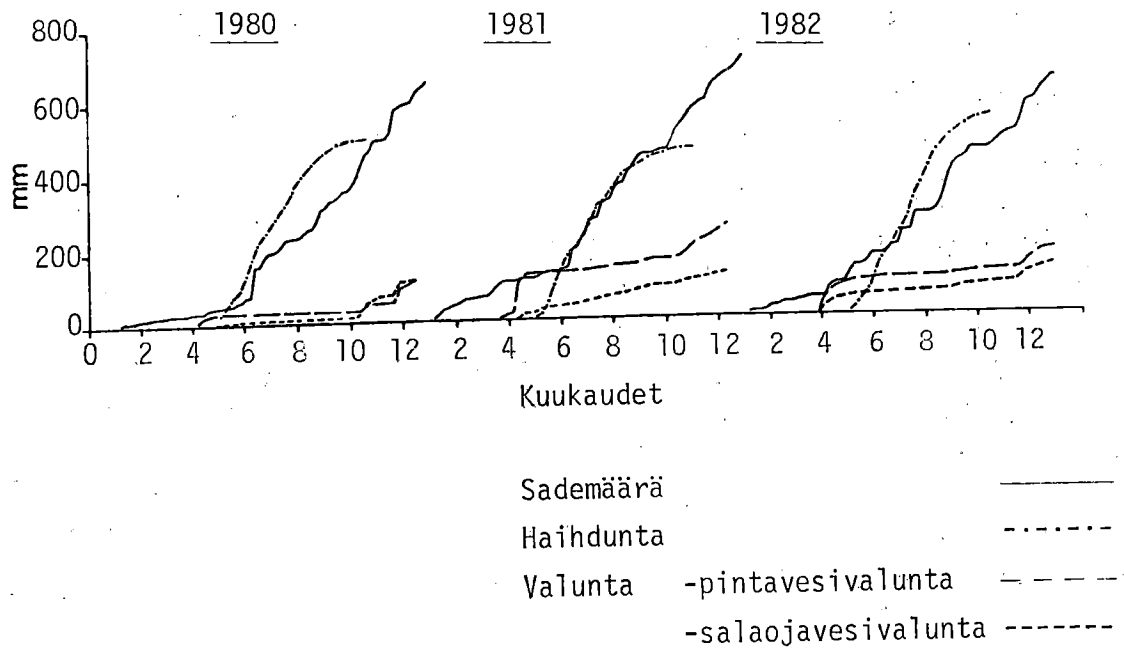
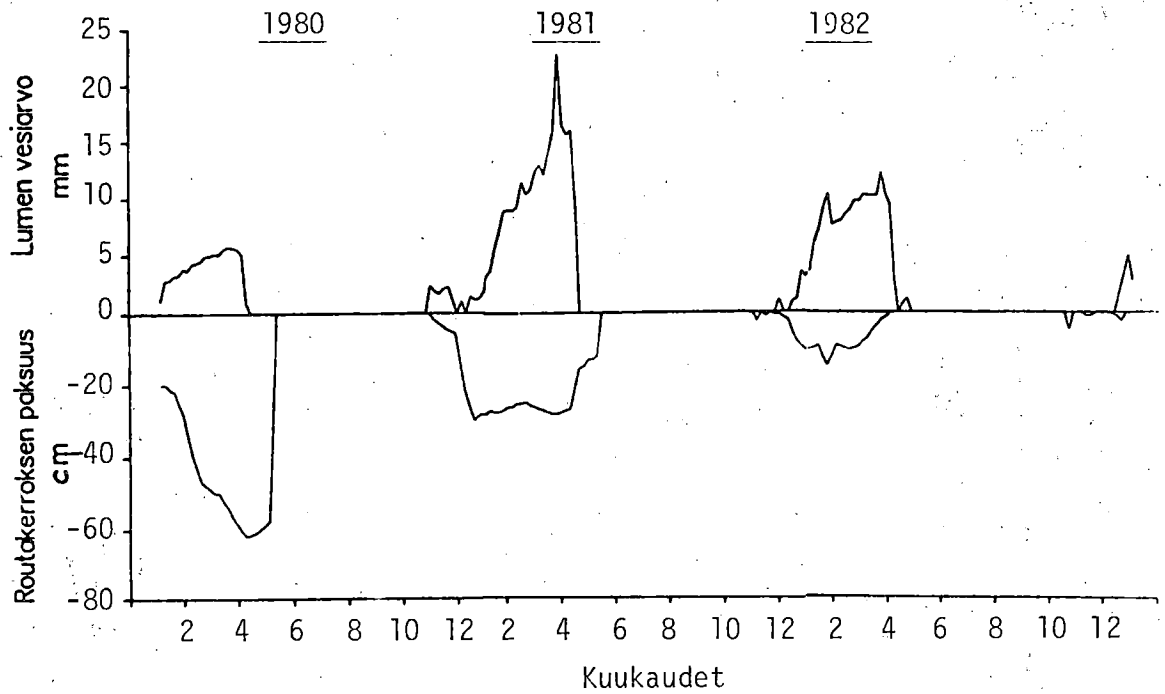
ja BADOWSKAN (1977a) mukaan ammoniumia voi huuhtoutua runsaasti vain karkearakenteisilla mailla, sillä maaperän savespitoisuuden ja orgaanisen aineksen määrän lisääntyessä ammoniumin sitoutuminen maa-ainekseen vähentää ratkaisevasti sen liikkuvuutta. Kotkanojalla nitraatin näennäistä merkitystä ammoniumiin nähden on saattanut lisätä myös ammoniumin mahdollinen hapettuminen nitraatiksi vesien keräysastioissa havaintorakennuksessa, sekä myöhemmin ennen analysointia näytepulloissa.

Salaoja- ja pintavesistä ei määritetty liukoisen orgaaniseen ainekseen sitoutuneen typen pitoisuutta. Sen merkitys voitiin olettaa vähäiseksi, koska lannoitteissa kentälle oli levitetty vain epäorgaanista nitraatti- ja ammoniumtyppeä (JAAKKOLA 1984). Vuoden 1982 jälkeen vesistä tehdyt kokonaistypen määritykset ovat myös osoittaneet, ettei vesissä juuri esiinny orgaanista typpeä. Myös nitrifikaatiossa välituotteena syntyvän nitriitin huuhtoutuminen on todettu merkityksettömäksi, sillä se hapettuu yleensä nopeasti nitraatiksi (mm. PREUSS 1977, GUSTAFSON ja ULÉN 1982).

Edellä esitettyyn perustuen nitraattitypen huuhtoutumisen voidaan katsoa kuvaavan varsin hyvin typen huuhtoutumista kokonaisuudessaan, ja jatkossa käsitelläänkin ainoastaan nitraattimuotoisen typen huuhtoutumista.

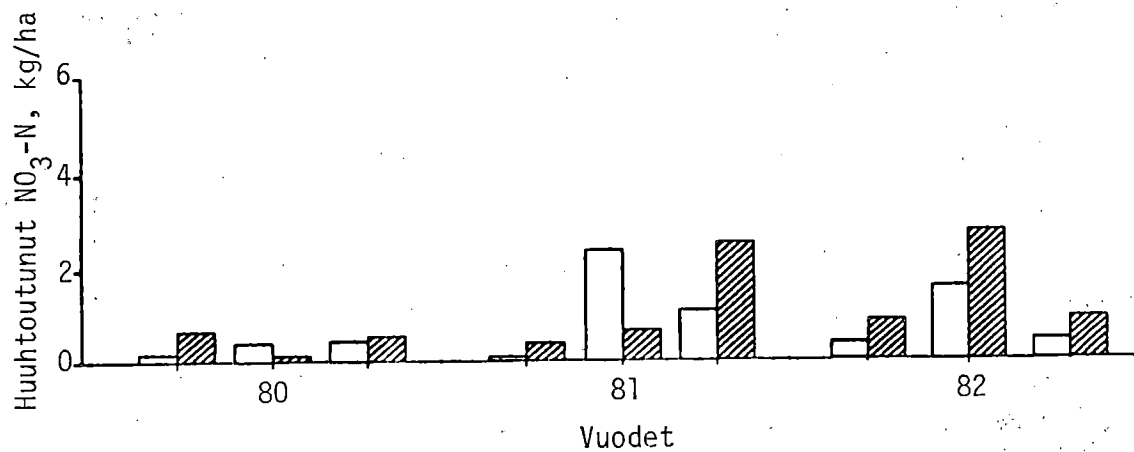
### 3.1.2. Valunnan vaikutus typen huuhtoutumiseen

Kaikkein selvimmin typen huuhtoutuminen vaihteli koevuosien ja vuodenaikojen välillä. Eniten typpeä huuhtoutui vuonna 1981, joka oli koevuosista sateisin (taulukot 3 ja 4, kuvat 4 ja 5). Vuosien 1980 ja 1982 sademäärä oli sama, mutta jälkimmäisenä vuonna salaoja- ja pintavesivalunta olivat huomattavasti suurempia, minkä seurauksena myös typen huuhtoutuminen lisääntyi. Nitraattityppeä huuhtoutui salaojavesissä kevät-, kesä- ja syyskausina tilastollisesti merkittävästi erisuuruiset määrät eri vuosina. Erityisesti sateisena kesänä 1981 runsaan salaojavesivalunnan mukana huuhtoutui paljon nitraattityppeä. Kesällä tapahtuneen huuhtoutumisen merkitys oli suuri nurmella myös vuonna 1982. Suhteellisen vahvan lumipeitteen sulaessa keväällä 1981 ja 1982 ohra-ruuduista huuhtoutui runsaasti typpeä sekä pinta- että salaojavesissä.

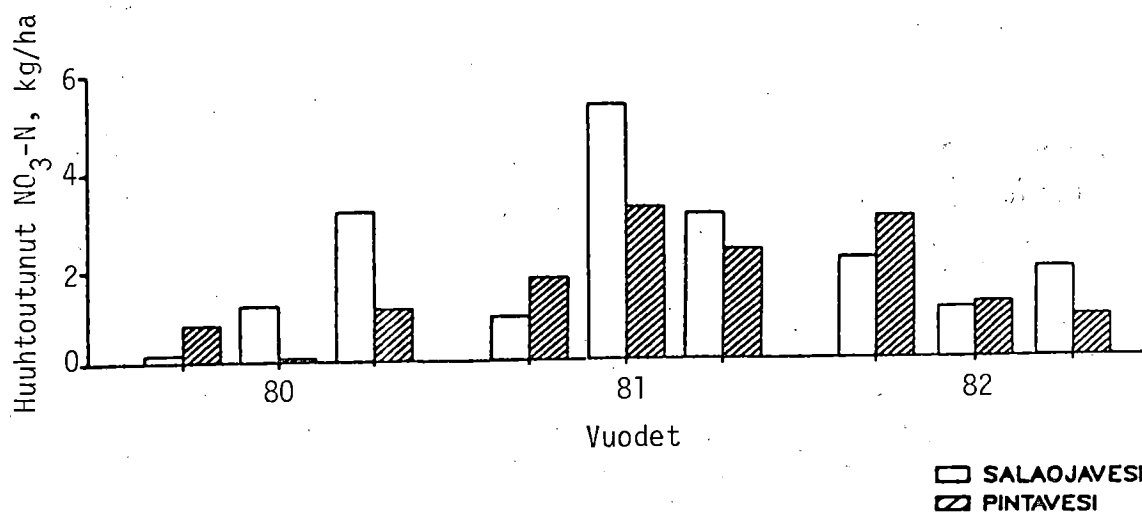


Kuva 4. Lumen vesiarvo ja roudan syvyys Jokioisissa (ylhäällä), sademäärä ja haihdunta Jokioisissa (alhaalla) sekä pintavesi- ja salaojavesivalunta Kotkanojan huuhtoutumiskentällä (alhaalla) vuosina 1980-1982.

## NURMI



## OHRA



Kuva 5. Nitraattitypen huuhtoutuminen nurmi- ja ohramaasta salaoja- ja pintavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina.

Taulukko 4. Sademäärä (mm) Jokioisissa ja pintavesi- sekä salaojavesivalunta (mm) Kotkanojan huuhtoutumiskentällä nurmi- ja ohramaasta vuosina 1980-1982.

	1980	1981	1982	1980-1982
Sademäärä	645	709	644	666
Nurmi				
Pintavesivalunta	139	250	225	205
Salaojavesivalunta	101	106	122	110
Kokonaisvalunta	240	356	347	315
Ohra				
Pintavesivalunta	109	301	183	198
Salaojavesivalunta	136	156	165	152
Kokonaisvalunta	245	457	348	350

Salaojavesivalunnan määrän ja typen huuhtoutumisen keskinäinen yhteys ilmeni myös tilastollisesti merkitsevänä positiivisena korrelaationa ohraalla kaikkina havaintojaksoina ja nurmella syyskautta lukuunottamatta. Tutkimuksissa sademäärän ja valunnan onkin havaittu olevan tärkeimpiä huuhtoutumiseen vaikuttavia tekijöitä (KOLENBRANDER 1981, GUSTAFSON 1982a ja b, JAAKKOLA 1983b, 1984, BRINK 1984).

Yli puolet ohramaasta huuhtoutuneesta typpimäärästä kulkeutui salaojavesien mukana (kuva 5). Vain kevätkausina pintavesien merkitys oli suurempi. Myös ohramaasta tulleiden salaojavesien nitraattipitoisuus oli korkeampi kuin pintavesien. Nurmesta taas pintavesi kuljetti salaojavettä enemmän typpeä sateista kesää 1981 lukuunottamatta. Nurmi- sekä ohra-alueelta tapahtuneen huuhtoutumisen jakautuminen salaoja- ja pintavesien kesken oli seurausta valunnan vastaavanlaisesta painottumisesta avo-ojista ja salaojista tulleisiin vesiin.

Nitraatin konsentraation ja salaojavesivalunnan määrän välillä oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio jokaisena havaintojaksona lukuunotta-

matta nurmella kesäaikaan. Salaojavesien nitraattityypen pitoisuudet ylittivät Suomen lääkintöhallituksen juomavedelle asettaman pitoisuusrajan 11,3 mg/l varsin yleisesti kesäaikaan sekä vuonna 1981 syksyllä (kuvat 9 ja 10). Korkeimmat nitraattityypen pitoisuudet, noin 20 mg/l, mitattiin kesäkuussa vuonna 1980 ja 1981 ohramaasta tulleista salaojavesistä. LAHERMON (1970), GUSTAFSONin (1975) ja BRINKin ym. (1978) tutkimuksiin perustuen voidaan kuitenkin olettaa, että suurten pitoisuuksien merkitys pohjavettä pilaavana tekijänä jäi merkityksettömäksi, koska pohjaveden muodostuminen paksujen savikerroksen alueella on etenkin kesäisin erittäin vähäistä. Tanskassa on havaittu kaksiarvoista rautaa ( $\text{Fe}^{2+}$ ) sisältävien kerrosten pystyvän aiheuttamaan kemiallista denitrifikaatiota syvemmällä maaperässä, minkä seurauksena runsaastakaan typen huuhtoutumisesta ei ole seurannut pohjaveden pilaantumista (LIND ja PEDERSEN 1976).

### 3.1.3. Viljelykasvin vaikutus typen huuhtoutumiseen

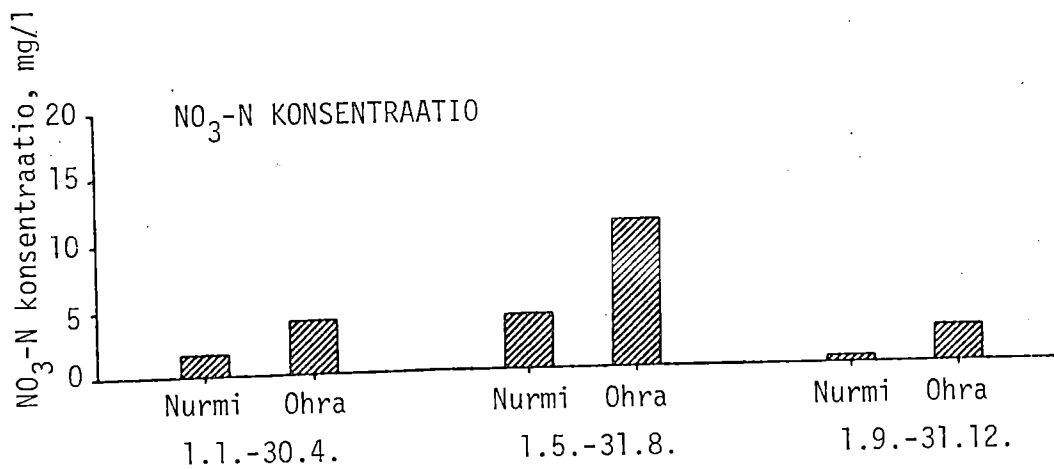
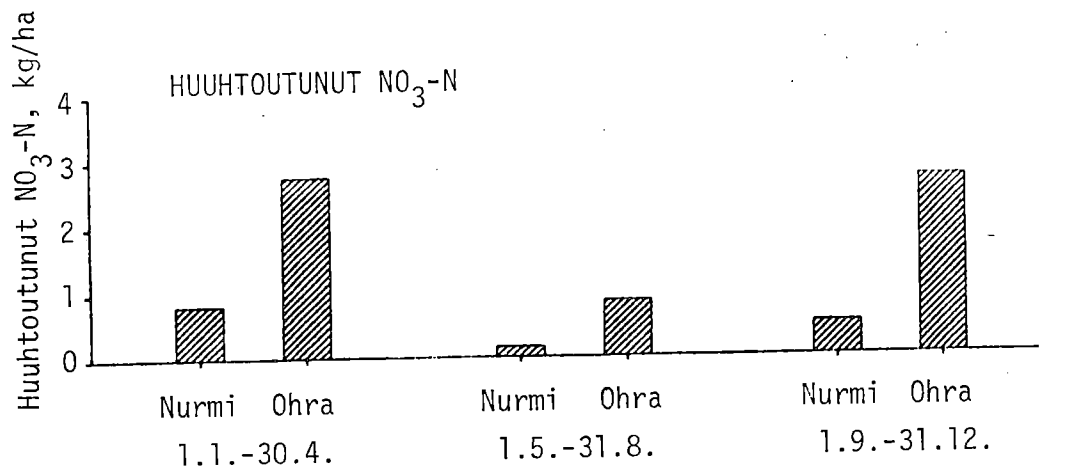
Ohramaasta huuhtoutui typpeä huomattavasti enemmän kuin nurmesta (kuvat 5 ja 6, taulukko 5). Pintavesissä typpeä huuhtoutui vuosina 1980-1982 ohramaasta noin 5 kg/ha ja nurmesta 3 kg/ha vuodessa. Typpilannoituksen ollessa sekä ohralla että nurmella 100 kg/ha, kasvien välinen ero ilmeni vielä selvemmin. Ohramaasta huuhtoutui tällöin typpeä salaojavesissä nurmeen verrattuna noin nelinkertaisesti. Myös nitraattityypen pitoisuus oli ohramaalta tulleista salaoja- ja pintavesissä korkeampi kuin nurmelta peräisin olleissa valumavesistä (kuva 6). Ero oli erityisen selvä sateisena vuonna 1981.

Taulukko 5. Nurmen ja ohran kuiva-ainesato, sadon sisältämä typpi ja nitraattityypen huuhtoutuminen salaoja- ja pintavesissä keskimäärin vuosina 1980-1982 eri typpilannoitustasoilla.

	N-lannoitus kg/ha	Sato		NO <sub>3</sub> -N huuhtoutuminen	
		kg/ha	N kg/ha	salaojavesi kg/ha	pintavesi kg/ha
Nurmi	100	3 847	56	1,5	3,1
	200	6 060	112	3,1	
Ohra	50	2 058	37	6,3	4,8
	100	3 055	60	6,3	



# TYPPILANNOITUS 100 KG/HA



Kuva 6. Nitraattityypen huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmi- ja ohra- maasta tulleissa salaojavesissä kevät-, kesä- ja syyskausina vuosina 1980-1982 keskimäärin. Typpilannoitus 100 kg/ha.

Tutkimusten mukaan typen huuhtoutuminen jää nurmea viljeltäessä vähäisemmäksi kuin viljan viljelyssä. Tämä johtuu siitä, että nurmi pystyy käyttämään maaperän typpivaroja aikaisemmin keväällä ja myöhempään syksyllä (GUSTAFSON 1982a ja b, BRINK 1984, JAAKKOLA 1984). Kotkanojan huuhtoutumiskentällä havaittuun nurmen ja ohran väliseen eroon vaikutti osaltaan myös se, että salaojavesivalunta oli ohramaasta suurempi kuin nurmesta. Kun myös kokonaisvalunta oli suurempaa ohra- kuin nurmialueelta, osoittaa tämä, että nurmialueella haihdunta on ollut suurempi (taulukko 4).

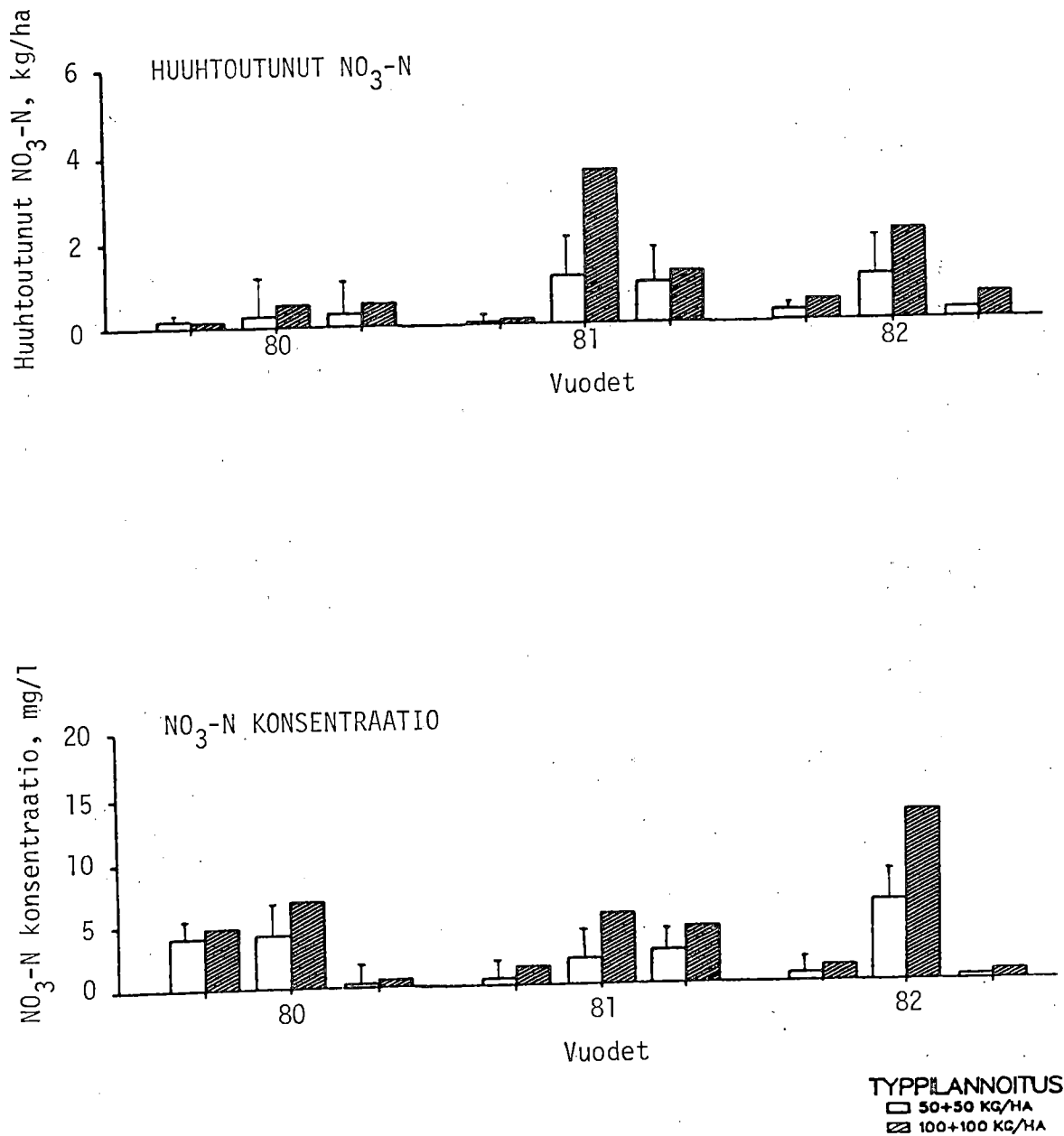
Lannoitetypen näennäinen hyväksikäyttö ohralla lannoitustasojen 50 ja 100 kg/ha välillä oli 46 % ja nurmella tasojen 100 ja 200 kg/ha välillä 56 %. Jos lannoitetypymäärästä vähennetään sadon sisältämä typpi ja huuhtoutunut typpi, jää erotus etenkin nurmella hyvin suureksi. On ilmeistä, että varsinkin nurmen korjaamatta jääneisiin kasvinosiin ja juuristoon oli sitoutunut runsaasti typpeä. Syksyllä nurmen kynnön jälkeen juuristomassan hajaantuessa vapautuvat suuret typpimäärät merkitsevät huuhtoutumisriskiä (BRINK 1984, CAMERON ja WILD 1984), mikä on otettava huomioon arvioitaessa typen huuhtoutumista nurmelta.

#### 3.1.4. Lannoitustason ja sadetuksen vaikutus typen huuhtoutumiseen

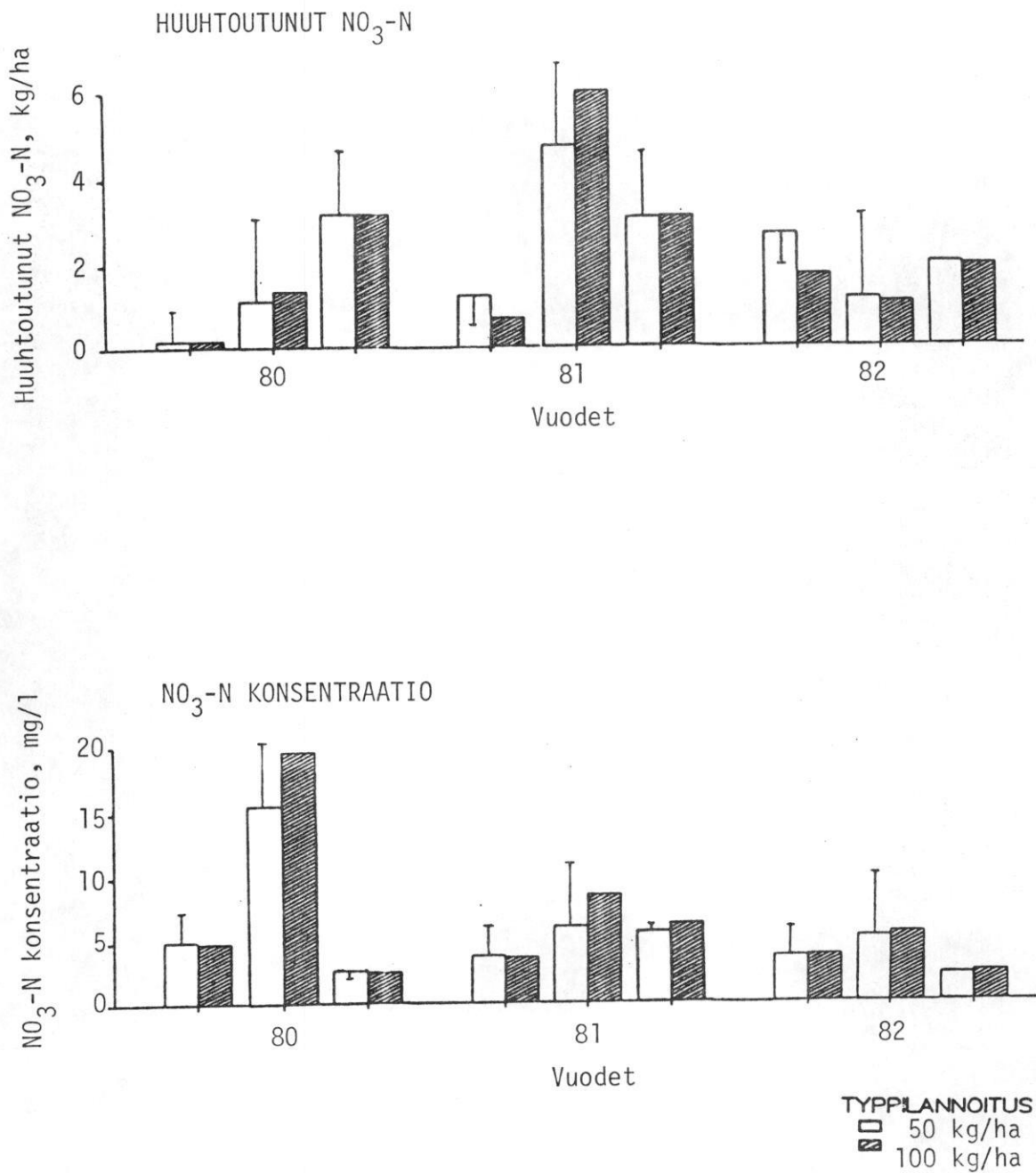
Typpilannoituksen nostaminen kaksinkertaiseksi lisäsi typen huuhtoutumista hyvin vähän (taulukko 5, kuvat 7 ja 8). Vain kesällä 1981 ja vuonna 1982 keväät- ja kesäkautena nurmesta huuhtoutui typpeä tilastollisesti merkitsevästi enemmän niiltä ruuduilta, jotka olivat saaneet korkeamman typpilannoituksen (200 kg/ha). Koska sadonkaan typpisisältö ei kasvanut kohonnutta typpitarjontaa vastaavasti, ovat muut kuin huuhtoutumistappiot ilmeisesti lisääntyneet (JAAKKOLA 1984). Myös korjaamatta jääneisiin kasvinosiin ja juuristoon sitoutuneen typen määrä on voinut lisääntyä.

Kotkanojan huuhtoutumiskentällä korkeampi lannoitustaso vastasi käytännön viljelyssä savimaille levitettävää typpimäärää, ja sitä voidaan pitää kasvien typen tarpeeseen nähden kohtuullisena. Tutkimusten mukaan typen huuhtoutuminen ei välttämättä lisäänykään typpilannoituksen kasvaessa, jos lannoitemäärät pysyvät kohtuullisina. Huuhtoutuminen lisääntyy voimakkaammin vasta, kun lannoitus ylittää viljan viljelyssä 100 kg/ha ja nurmea viljeltäessä 200 kg/ha (BRINK ym. 1978, BRINK ja LINDEN 1980, KOLENBRANDER 1981, BARRACLOUGH ym.

# NURMI SALAOJAVESI



Kuva 7. Nitraattitypen huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmimaasta tullessa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina eri typpilannoitustasoilla. Janan pituus = hsd.



Kuva 8. Nitraattitypen huuhtoutuminen ja konsentraatio ohramaasta tulleissa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina eri typpilannoitustasoilla. Janan pituus = hsd.

1983, 1984, CAMPBELL ym. 1984). Lisäksi BRINK ja LINDEN (1980) korostavat, että savimaalla voi kulua useita vuosia ennenkuin viljelytoimenpiteiden vaikutukset alkavat selvästi näkyä salaojitussyvyydellä.

Korkeammalla lannoitustasolla salaojavesien nitraattitypen pitoisuus oli hieman suurempi (kuvat 7 ja 8). Ero oli tilastollisesti merkitsevä nurmella kesäkautena. Sekä nurmi- että ohramaasta tulleissa vesissä esiintyi etenkin kesäisin yleistä tasoa huomattavasti suurempia nitraattipitoisuuksia. Suuret pitoisuudet olivat ilmeisessä yhteydessä edeltävään typpilannoitukseen (kuvat 9 ja 10). Lannoituksen jälkeen maan pintakerroksessa oli runsaasti nitraattia, joka huuhtoutui suurimmissa huokosissa nopeasti alaspäin painuneen veden mukana. Vastaavanlaisia havaintoja ovat tehneet BARRACLOUGH ym. (1983) hiesumaalla. Kesällä 1982 nurmelta tulleiden pintavesien nitraattipitoisuus oli hyvin suuri, mikä osoitti nurmen pintaan levitetystä typpilannoitteesta liunneen nitraattia nurmen pinnalla virranneeseen veteen.

Nitraattityppeä huuhtoutui sadetetuilta ruuduilta hieman enemmän kuin sadettamattomilta (kuvat 11 ja 12). Korkeammalla typpilannoitustasolla sadetus lisäsi tyypin huuhtoutumista sekä nurmelta että ohralta noin 2 kg/ha vuodessa. Lisäys ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä. On havaittu, että sadetuksen vaikutuksesta tyypin huuhtoutuminen voi kasvaa voimakkaasti savimaillakin, jos maassa on veden nopean virtauksen mahdollistava mururakenne ja halkeamaverkosto (DEKKER ja BOUNA 1984). Toisaalta suomalaisilla savimailla sadetus edistää kuivina kesinä lannoitetyypin hyväksikäyttöä (KAILA ja ELONEN 1970), ja kohtuullisen sadetuksen on havaittu myös vähentäneen huuhtoutumista (JERNLÄS ja KLINGSPOR 1983).

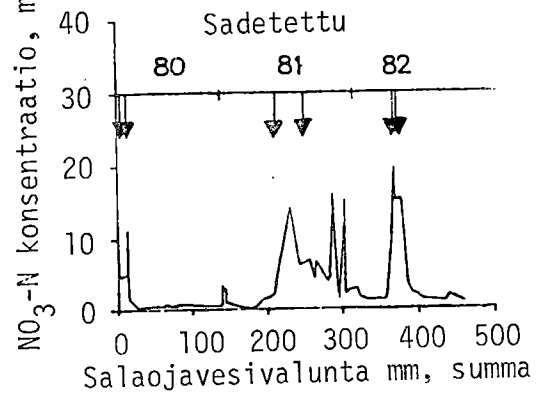
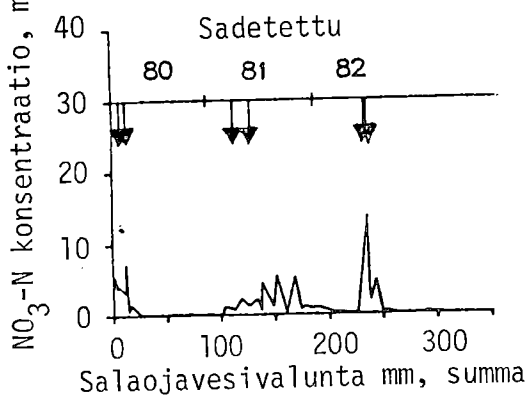
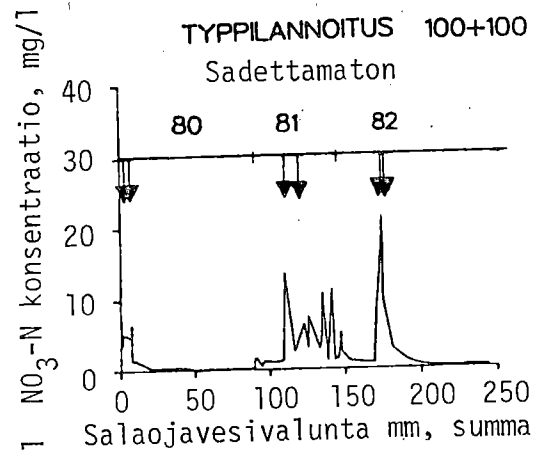
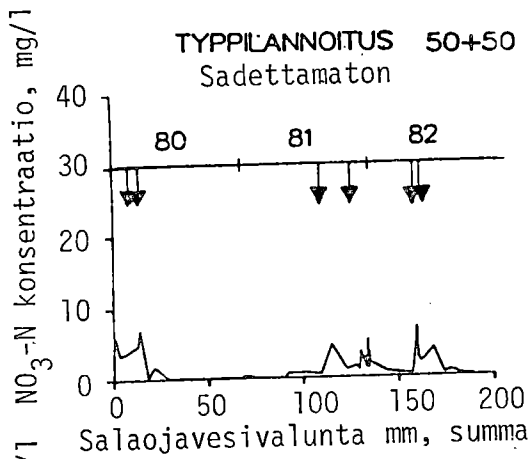
### 3.2. FOSFORIN HUUHTOUTUMINEN

#### 3.2.1. Kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin huuhtoutuminen

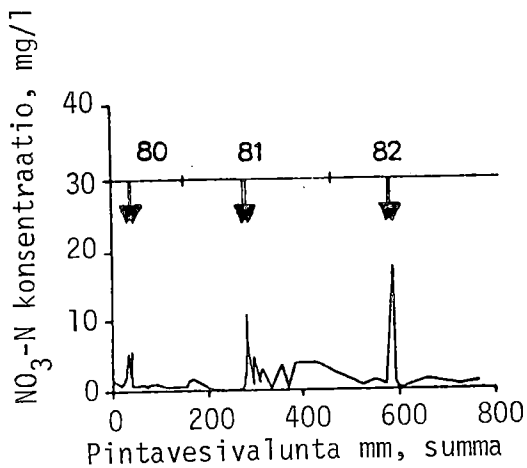
Fosforia huuhtoutui nurmesta vuosina 1980-1982 keskimäärin 1,6 kg/ha ja ohramaasta 1,2 kg/ha vuodessa (taulukko 6). Fosforin huuhtoutuminen oli runsaampaa kuin kentällä aikaisempina vuosina (JAAKKOLA 1981). Kotkanojan huuhtoutumiskentällä fosforia on huuhtoutunut myös enemmän kuin vastaavissa olosuhteissa Lannassa (BRINK ja LINDEN 1980). KAUPIN (1979) mukaan maatalousmaista peräisin olevaa fosforia huuhtoutuu vesistöihin 0,6 kg/ha vuosittain.



# NURMI SALAOJAVESI

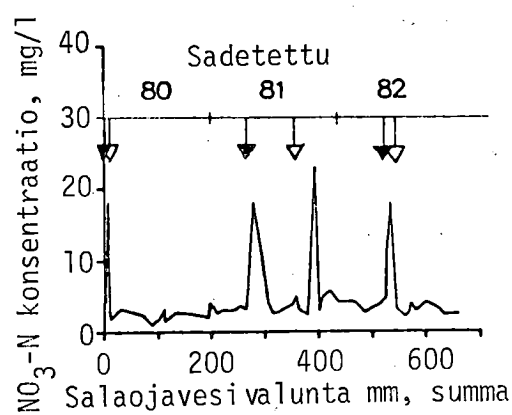
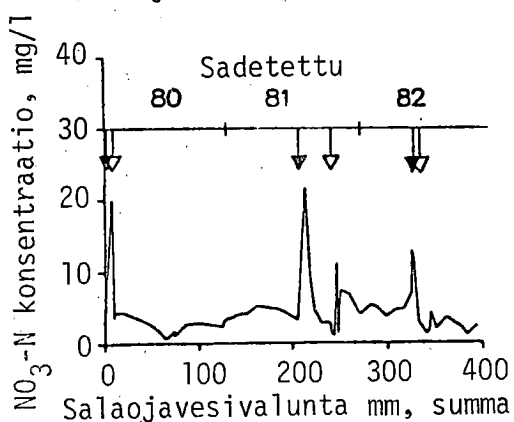
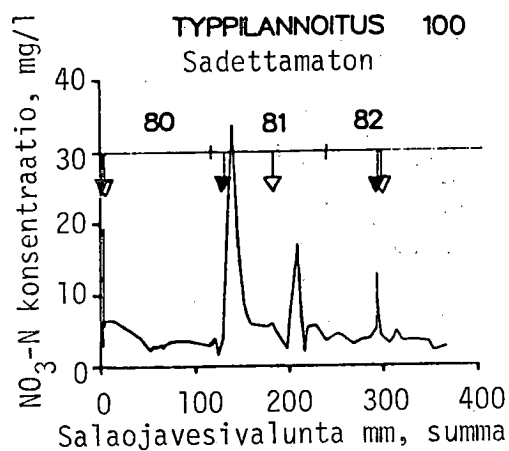
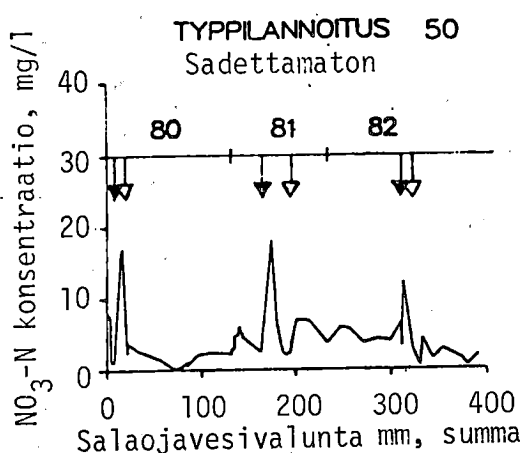


## PINTAVESI

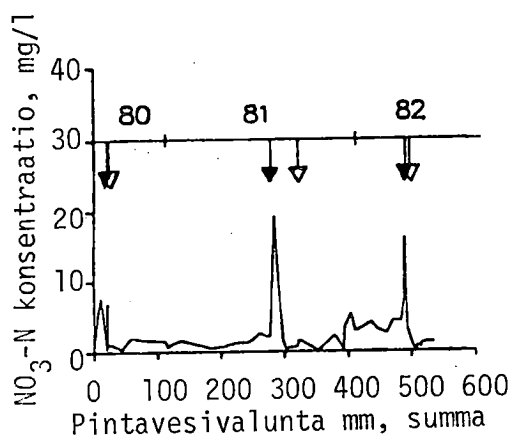


Kuva 9. Nitraattitypen konsentraatio nurmimaasta tulleissa vesissä vuosina 1980-1982. Typpilannoitus kahdelle niitolle yhteensä 100 ja 200 kg/ha. Nuolet osoittavat lannoitusajankohtia.

# OHRA SALAOJAVESI

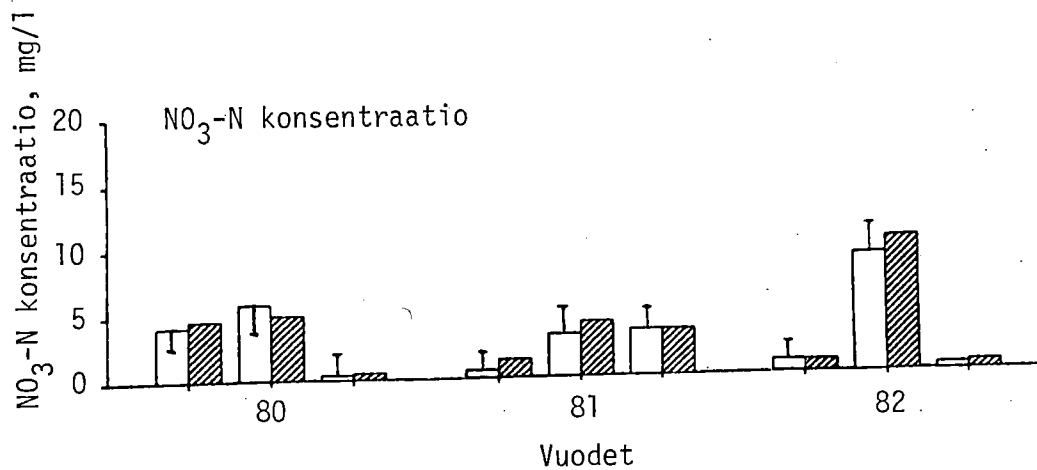
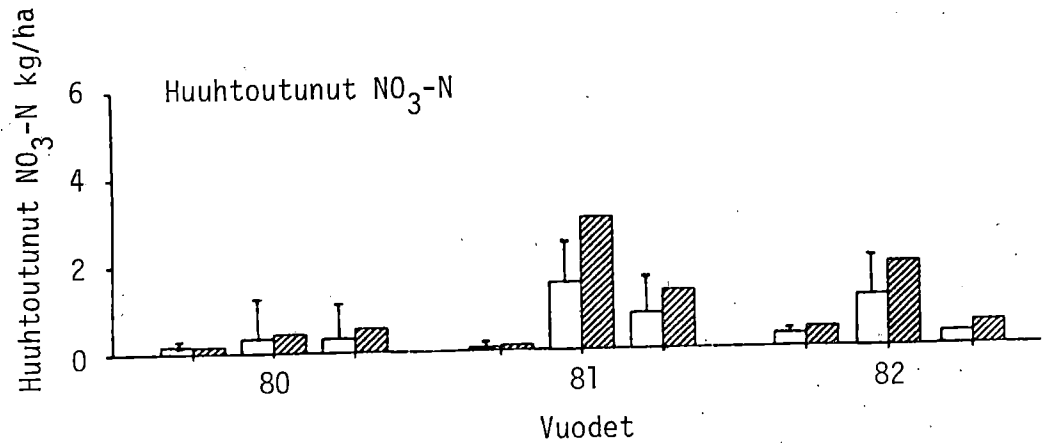


## PINTAVESI



Kuva 10. Nitraattityypen konsentraatio ohramaasta tulleissa vesissä vuosina 1980-1982. Typpilannoitus 50 ja 100 kg/ha. Mustat nuolet osoittavat lannoitus-, valkoiset sadonkorjuuajankohtia.

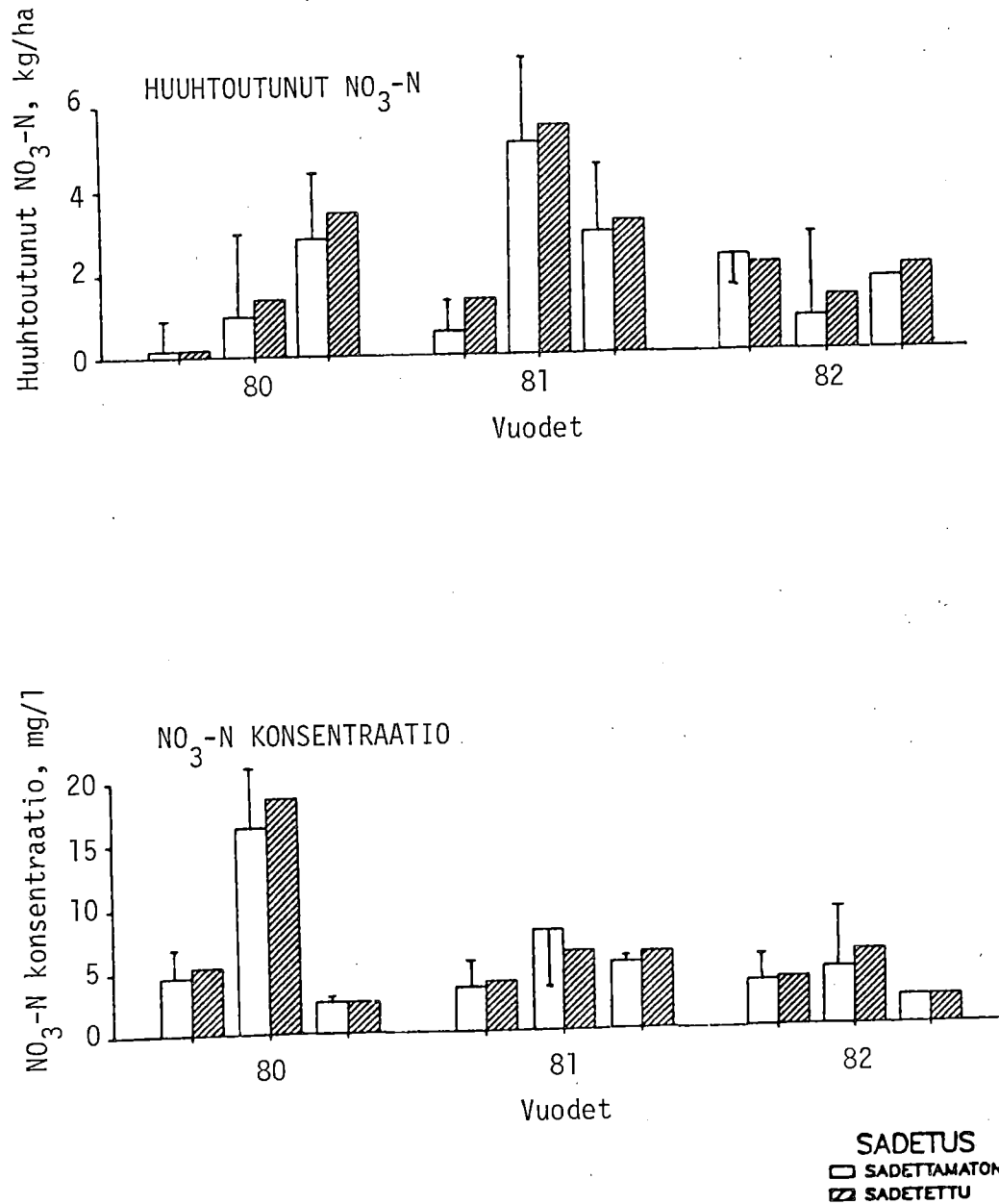
# NURMI SALAOJAVESI



**SADETUS**  
 □ SADETTAMATON  
 ▨ SADETTETTU

Kuva 11. Nitraattityypen huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmimaasta tullessa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina ilman sadetusta sekä sadetuksen ollessa 30 mm kesäkuussa. Janan pituus = hsd.

## OHRA SALAOJAVESI



Kuva 12. Nitraattityypen huuhtoutuminen ja konsentraatio ohramaasta tulleissa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina ilman sadetusta sekä sadetuksen ollessa 30 mm kesäkuussa. Janan pituus = hsd.

Taulukko 6. Pintavesissä ja salaojavesissä yhteensä huuhtoutunut kokonaisfosfori (P) (kg/ha) ja liukoisen fosforin ( $P_1$ ) osuus (%) kokonaisfosforista vuosina 1980-1982.

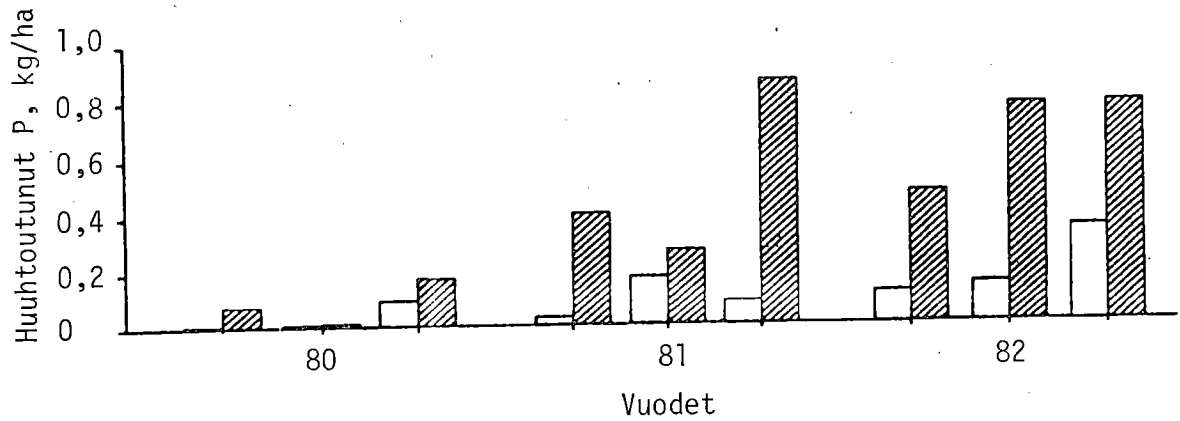
Kasvi Vuosi	1.1.-30.4.		1.5.-31.8.		1.9.-31.12.		1.1.-31.12.	
	P	$P_1$	P	$P_1$	P	$P_1$	P	$P_1$
Nurmi								
1980	0,09	58	0,03	13	0,26	54	0,38	53
1981	0,43	49	0,46	72	0,94	64	1,83	62
1982	0,58	67	0,92	88	1,11	51	2,61	68
1980-1982	0,37		0,47		0,77		1,61	65
Ohra								
1980	0,07	33	0,02	20	0,38	32	0,47	32
1981	0,30	47	0,36	47	0,92	33	1,58	39
1982	0,74	26	0,15	20	0,67	18	1,56	22
1980-1982	0,37		0,18		0,66		1,20	31

Ohramaasta tulleissa vesissä vain kolmannes kokonaisfosforista oli liukoista ortofosfaattifosforia (taulukko 6). HARTIKAISEN (1981) mukaan suurin osa huuhtoutuvasta fosforista onkin sitoutunut kivennäisainekseen. Kuitenkin nurmelta tulleissa vesissä kaksi kolmasosaa kokonaisfosforista oli liukoista fosforia. Liukoisen fosforin osuus oli suurin (n. 70 %) pintavesissä huuhtoutuneesta fosforista. Ilmeisesti nurmen pintaan levitetyistä lannoiterakeista oli liuenut fosforia pinnalla viranneeseen veteen. GUSTAFSONIN (1982a) mukaan nurmea viljeltäessä fosfaattifosforin osuus huuhtoutuvasta fosforista kasvaa.

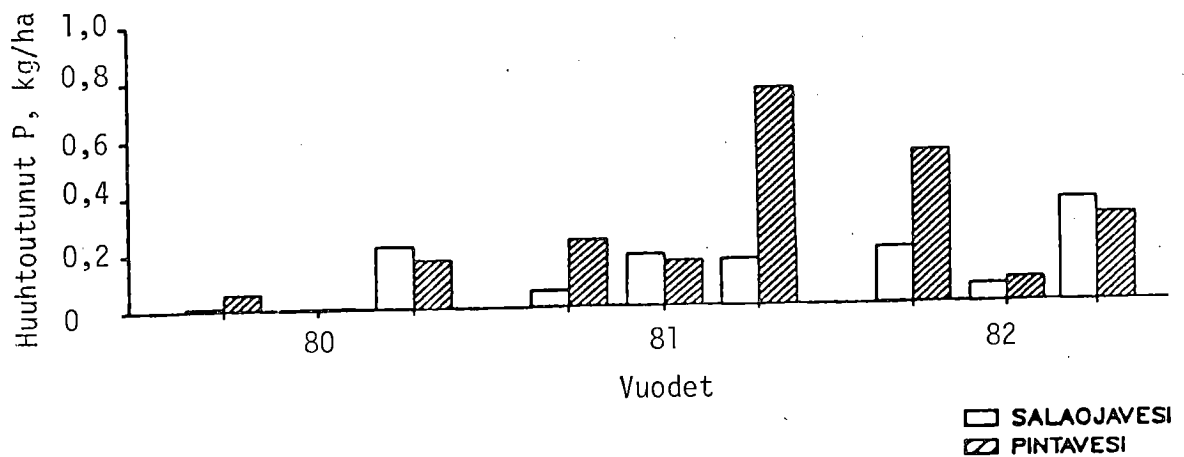
### 3.2.2. Valunnan vaikutus fosforin huuhtoutumiseen

Fosforin huuhtoutumisessa esiintyi suuria eroja koevuosien ja vuodenaikojen välillä. Suurin osa huuhtoutuneesta fosforista kulkeutui pintavesien mukana (kuva 13). Vähiten fosforia huuhtoutui vuonna 1980, jolloin pintavesivalunta oli alhaisin. Syksyllä 1981 muodostui paljon pintavesivaluntaa ja fosforia huuhtoutui runsaasti. Nurmelta huuhtoutui pintavesissä paljon fosforia myös kesällä 1982. Myös fosforin konsentraatio oli pintavesissä suurempi kuin sala-

## NURMI



## OHRA



Kuva 13. Fosforin huuhtoutuminen nurmi- ja ohramaasta salaoja- ja pintave-  
sissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina.

ojavesissä. Pintavesien fosforipitoisuus oli suurin kesäaikaan. Nurmelta tul-  
leissa pintavesissä fosforin konsentraatio oli korkeimmillaan kesällä 1982,  
keskimäärin 5 mg/l. Koska maan pinnasta syvemmälle joutunut fosfori pidättyy  
tiukasti maa-ainekseen, tutkimuksissa on havaittu fosforin huuhtoutumisen ole-  
van kiinteästi sidoksissa pintavesivalunnan määrään. Veden pintavirtailuja  
tapahtuu eniten savimailla, joten näistä maista myös huuhtoutuu fosforia var-  
sin runsaasti (GUSTAFSON 1982a, SHARPLEY ja SYERS 1983, BRINK 1984).

Valunnan vaikutus näkyi myös salaojavesissä, vaikka niiden merkitys fosforin  
huuhtoutumisessa olikin pintavesiin nähden vähäinen (kuva 13). Salaojavesissä  
fosforia huuhtoutui kevät, kesä- ja syyskausina tilastollisesti merkitsevästi  
erisuuruiset määrät eri vuosina. Salaojavesivalunnan määrän ja fosforin huuht-  
outumisen välinen yhteys ilmeni myös tilastollisesti merkitsevänä positiivi-  
sena korrelaationa ohralla kaikkina havaintojaksoina ja nurmella syyskautta  
lukuunottamatta. Kokonaisfosforin konsentraatio oli salaojavesissä yleensä  
alle 0,5 mg/l. Korkeimmat fosforin pitoisuudet, noin 2 mg/l, mitattiin elo-  
kuussa 1982 nurmimaasta tulleista salaojavesistä.

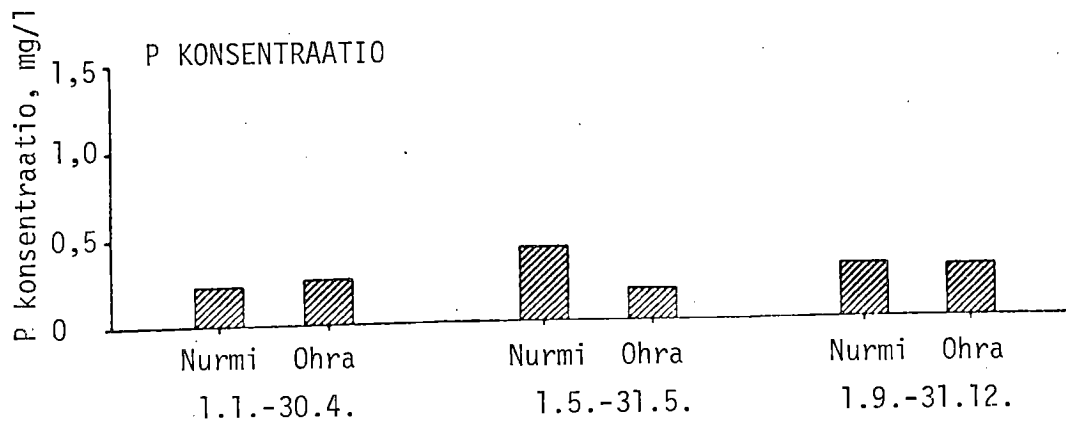
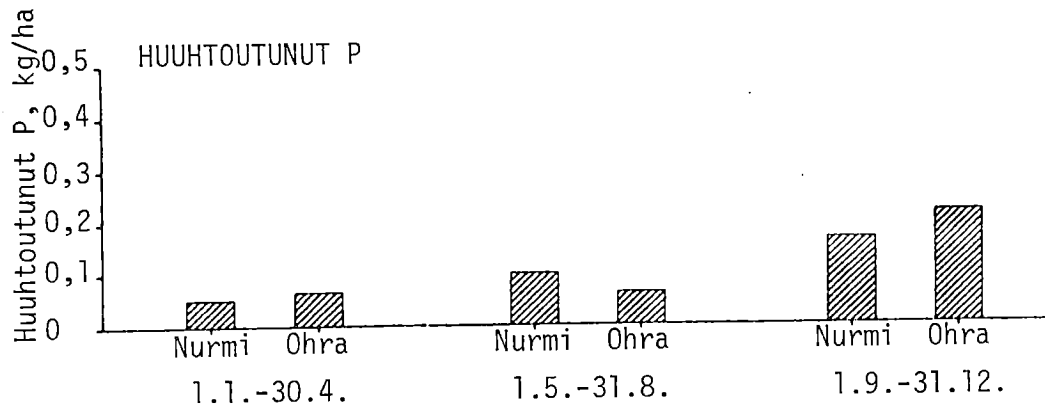
### 3.2.3. Viljelykasvin vaikutus fosforin huuhtoutumiseen.

Fosforilannoituksen ollessa sama, 42 kg/ha, fosforia huuhtoutui salaojavesissä  
nurmi- ja ohramaasta yhtä paljon (taulukko 7, kuva 14). Pintavesissä fosforia  
huuhtoutui nurmelta enemmän kuin ohralta, mikä johtui ainakin osittain nurmen  
pintaan levitetyn lannoitefosforin liukenemisestä maan pinnalla virranneeseen  
veteen.

Taulukko 7. Nurmen ja ohran kuiva-ainesato, sadon sisältämä fosfori ja  
fosforin huuhtoutuminen salaoja- ja pintavesissä keskimäärin  
vuosina 1980-1982 eri fosforilannoitustasoilla.

	P-lannoitus kg/ha	Sato		P huuhtoutuminen	
		kg/ha	P kg/ha	salaojavesi kg/ha	pintavesi kg/ha
Nurmi	42	3 847	9,5	0,3	
	84	6 060	16,6	0,3	1,3
Ohra	21	2 058	8,8	0,5	
	42	3 055	11,4	0,3	0,8

## FOSFORILANNOITUS 42 KG/HA



Kuva 14. Fosforin huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmi- ja ohramaasta tulleissa salaojavesissä kevät-, kesä- ja syyskausina vuosina 1980-1982 keskimäärin. Fosforilannoitus 42 kg/ha.



GUSTAFSONin (1982a) mukaan nurmea viljeltäessä fosforin huuhtoutuminen vähenee, koska nurmikasvusto ehkäisee eroosiota. Toisaalta RUSSELin (1973) mukaan fosforia voi nurmelta huuhtoutua enemmän, sillä suuresta kasvinjättemäärästä peräisin oleva orgaaniseen ainekseen sitoutunut fosfori saattaa liikkua maassa epäorgaanista fosforia nopeammin. Myös BRINK (1984) arvioi, että kasvinjätteistä vapautuva fosfori voi olla alttiina huuhtoutumiselle.

#### 3.2.4. Lannoitustason ja sadetuksen vaikutus fosforin huuhtoutumiseen

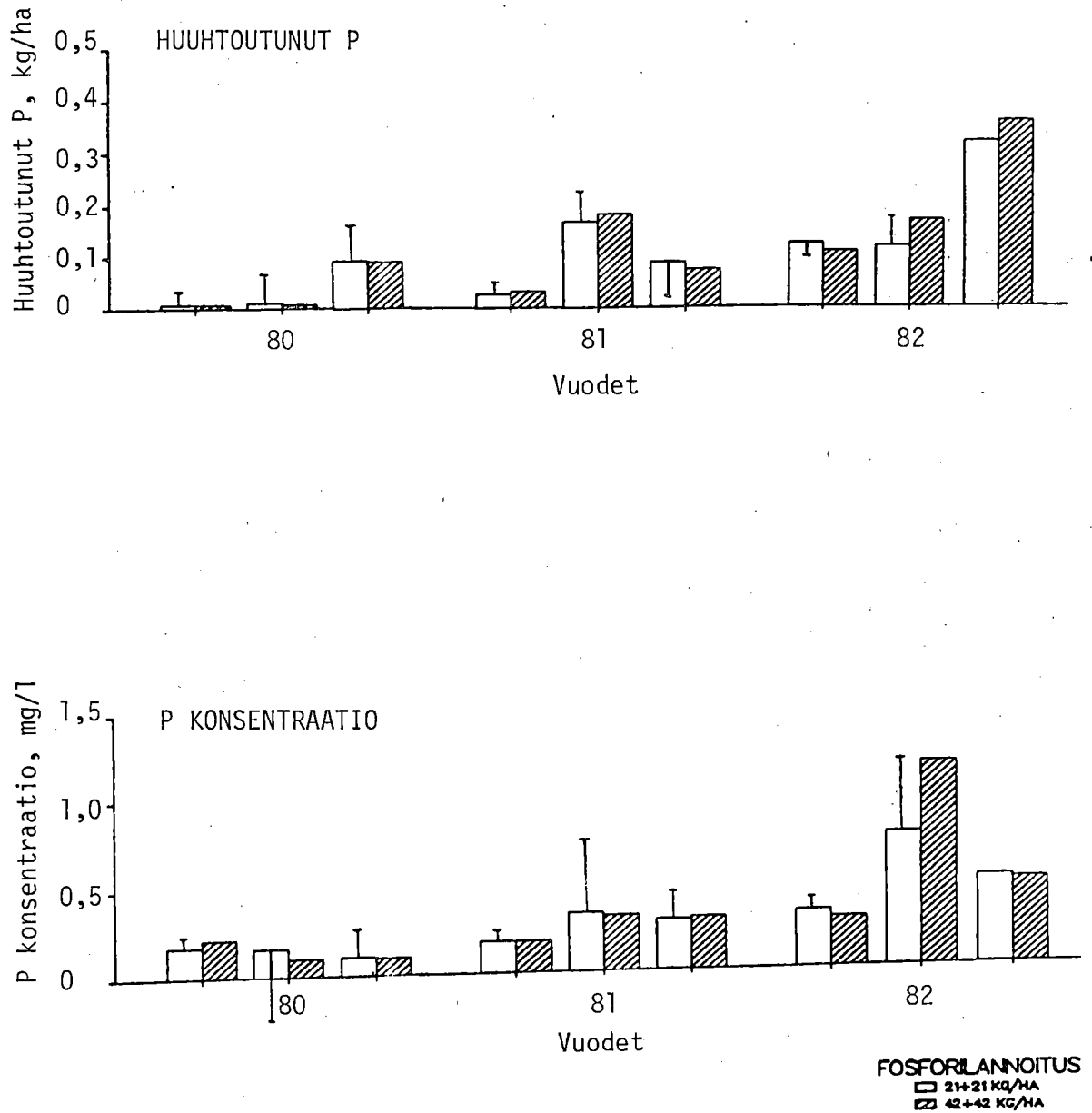
Fosforilannoituksen lisääminen ja sadetus eivät vaikuttaneet tilastollisesti merkitsevästi fosforin huuhtoutumiseen salaojavesien mukana (taulukko 7, kuvat 15-18).

Ohralla lannoitus tapahtui keväällä kylvön yhteydessä sijoituslannoituksena, kun taas nurmelle lannoite levitettiin kasvukauden aikana kahdessa erässä kasvuston pintaan. Vaikka erisuuruiset määrät fosforia saaneilta ruuduilta tulleet pintavesiä ei voitu tutkia erikseen, voidaan kuitenkin päätellä, että nurmella fosforilannoitus lisäsi fosforin huuhtoutumista pintavesien mukana. Kesäkausina nurmelta tulleiden pintavesien fosforipitoisuus oli huomattavasti korkeampi kuin muulloin:

Vuosi	Fosforin konsentraatio pintavesissä mg/l		
	1.1.-30.4.	1.5.-31.8.	1.9.-31.12.
1980	0,2	0,7	0,2
1981	0,3	1,3	0,8
1982	0,5	4,8	0,6

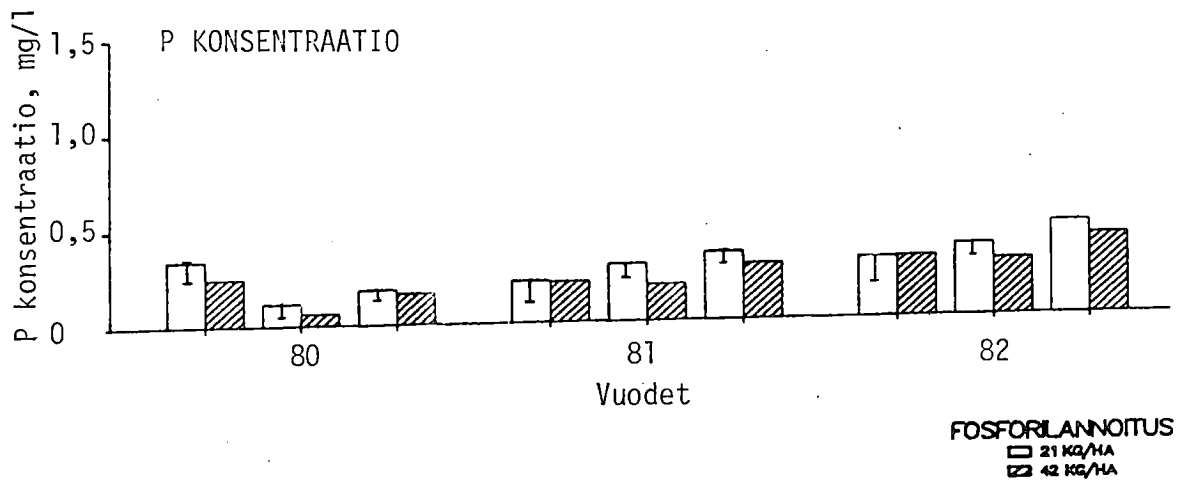
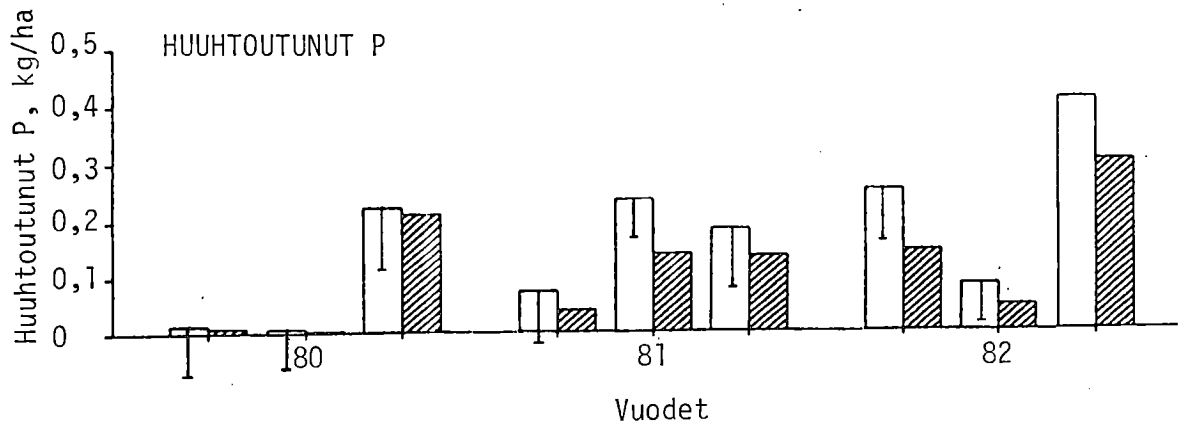
Pintaan levitetystä lannoitteesta peräisin olevan fosforin huuhtoutumista voitaisiin ehkäistä estämällä runsas pintavalunnan muodostuminen. JAAKKOLAN (1983c) mukaan avo-ojitettujen peltojen salaojitus vähentää fosforin huuhtoutumista.

# NURMI SALAOJAVESI



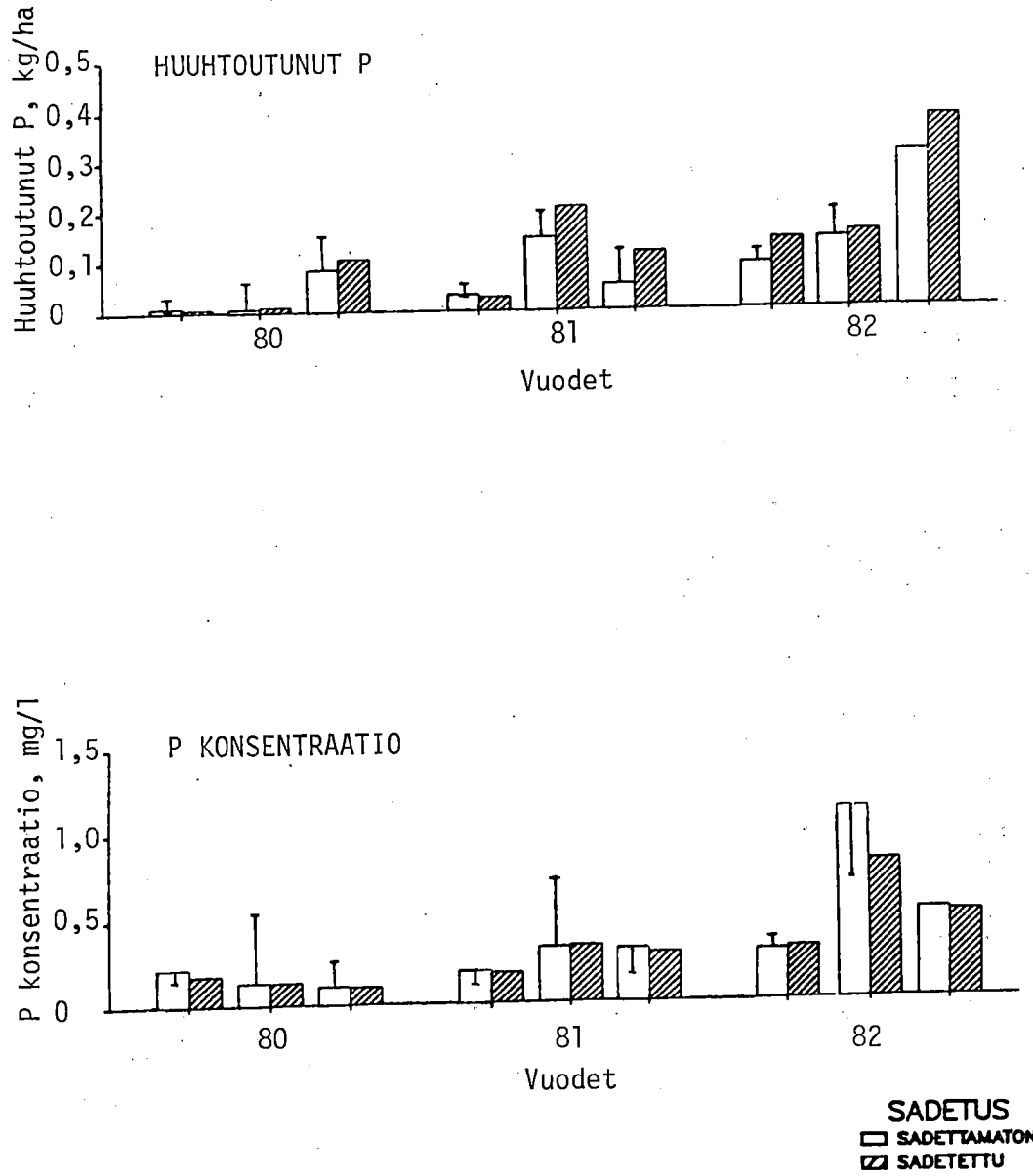
Kuva 15. Fosforin huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmimaasta tulleissa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina eri fosforilannoitustasoilla. Janan pituus = hsd.

## OHRA SALAOJAVESI



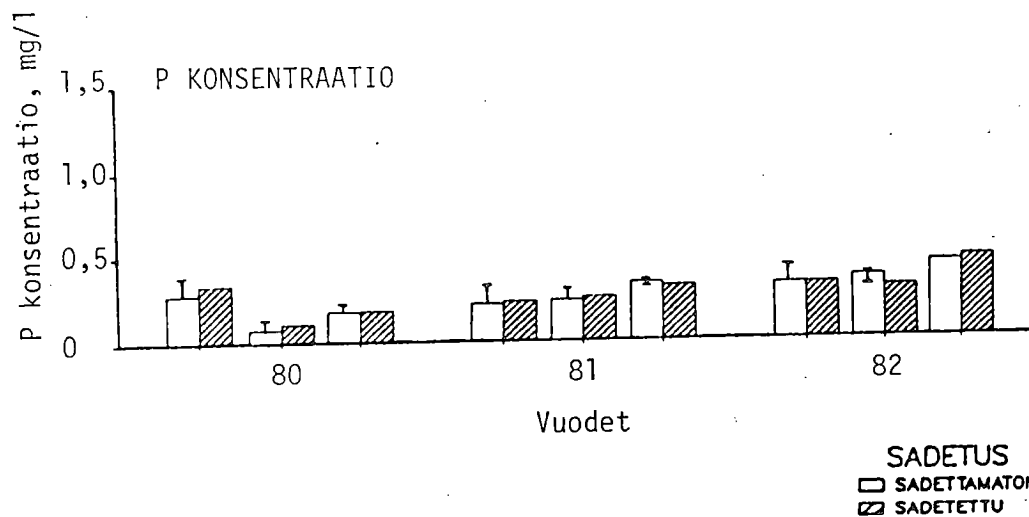
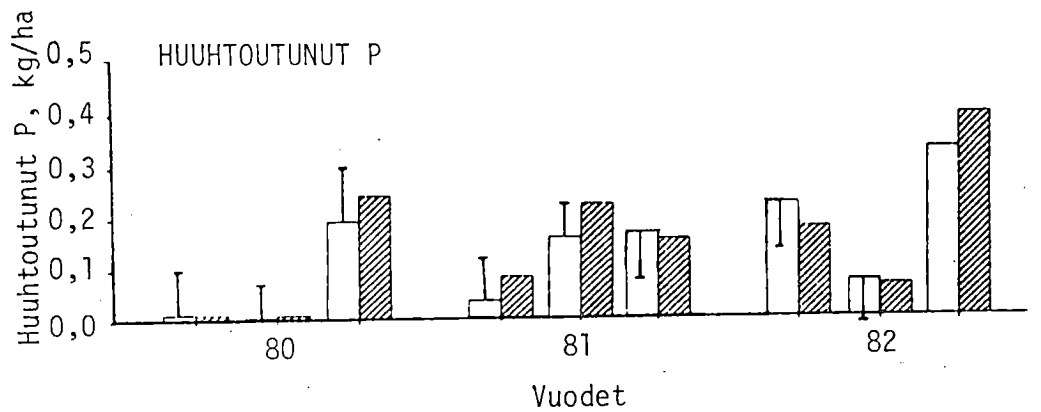
Kuva 16. Fosforin huuhtoutuminen ja konsentraatio ohramaasta tulleissa sala-  
 ojaovesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina eri  
 fosforilannoitustasoilla. Janan pituus = hsd.

## NURMI SALAOJAVESI



Kuva 17. Fosforin huuhtoutuminen ja konsentraatio nurmimaasta tulleissa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina ilman sadetusta sekä sadetuksen ollessa 30 mm kesäkuussa. Janan pituus = hsd.

## OHRA SALAOJAVESI



Kuva 18. Fosforin huuhtoutuminen ja konsentraatio ohramaasta tulleissa salaojavesissä vuosina 1980-1982 kevät-, kesä- ja syyskausina ilman sadetusta sekä sadetuksen ollessa 30 mm kesäkuussa. Janan pituus = hsd.

## 5. KIRJALLISUUS

- AHL, T. 1977. Diffusa föroreningar i relation till markanvändning. Diffuse vannförorensningar. Nordforsk, Miljövårdssekreteriatet, Publ. 2: 483-490.
- AYERS, R. C. & BRANSON, R. C. 1973. Nitrates in the Upper Santa Ana River basin in relation to ground water pollution. California Agric. Exp. Sta. Bull. 861.
- BARRACLOUGH, D., HYDEN, M. J. & DAVIES, G. P. 1983. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. J. Soil Sci. 34, 3: 483-497.
- , GEENS, E. L. & MAGGS, J. M. 1984. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. II. Nitrogen-15 leaching results. J. Soil Sci. 35, 2: 191-199.
- BLACK, C. A. 1957. Soil-Plant relationships. 4th Ed. 332 p. New York.
- BOTTENBERG, G. 1981. Auswirkungen der Stickstoffdüngung auf die Nitratbelastung des Grundwassers und Folgerungen für die Beratung. Forsch. Berat. C 36.
- BRINK, N. 1979. Utlakning av kväve från agroecosystem. Ekohydrologi 5: 29-34.
- 1982. Measurement of mass transport from arable land in Sweden. Ekohydrologi 12: 29-36.
- 1984. Faktorer som påverkar växtnäringsförluster i åkermark. Nordforsk, Miljövårdsserien Publ. 2: 79-88.
- , GUSTAFSON, A. & PERSSON, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. Ekohydrologi 1: 1-58.
- & LINDEN, B. 1980. Vart tar handelsgödselkvävet vägen? Ekohydrologi 7: 3-20.
- BURNS, I. G. & GREENWOOD, D. J. 1982. Estimation of the year to year variations in nitrate leaching in different soils and regions of England and Wales. Agric. Environ. 7: 35-45.
- CAMERON, K. C. & WILD, A. 1984. Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. J. Environ. Qual. 13, 2: 274-277.
- CAMPBELL, C. A., DE JONG, R. & ZENTNER, R. P. 1984. Effect of cropping, summerfallow and fertilizer nitrogen on nitrate-nitrogen lost by leaching on a brown chernozemic loam. Can. J. Soil Sci. 64, 1: 61-74.
- DEKKER, L. W. & BOUMA, J. 1984. Nitrogen leaching during sprinkler irrigation

- of Dutch clay soil. *Agric. Water Management* 9: 37-45.
- EGBOKA, B. C. E. 1984. Nitrate contamination of shallow groundwater in Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.* 35: 53-70.
- ELONEN, P. 1971. Particle-size analysis of soil. *Acta Agr. Fenn.* 122: 1-122.
- ERKOMAA, K., MÄKINEN, I. & SANDMAN, O. 1977. Vesiviranomaisten ja julkisen valvonnan alaisten vesitutkimuslaitosten fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät. Vesihallitus, Tiedotus 121. 54 p.
- GERWING, J. R., CALDWELL, A. C. & GOODROAD, L. L. 1979. Fertilizer nitrogen distribution under irrigation between soil, plant and aquifer. *J. Environ. Qual.* 8, 3: 281-284.
- GRAHAM, E. R. 1948. Determination of soil organic matter by means of a photoelectric colorimeter. *Soil Sci.* 65: 181-183.
- GRIMAS, U. & RYDING, S-O. 1983. Effekter av kväve och fosfor i sjöar och hav. *Skogs- o. Lantbr.-akad. Tidskr.* 122: 275-286.
- GUSTAFSON, A. 1975. Läckage av kväve från åker. *Vattenvård* 16: 6-8.
- 1982a. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige. *Ekohydrologi* 11: 19-27.
- 1982b. Leaching of nitrate from arable land into groundwater in Sweden. *Ekohydrologi* 12: 37-45.
- & ULEN, B. 1982. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. *Ekohydrologi* 10: 39-45.
- HARTIKAINEN, H. 1981. Keinot maatalouden vesiensuojelun edistämiseksi. 1. Maanviljelys. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julk. 49. Turku.
- JAAKKOLA, A. 1978. Viekö vesi voiman? *Pellervo* 79, 17: 10-11, 16.
- 1979a. Ravinteiden huuhtoutumistutkimus käynnistynyt. Koetoim. ja Käyt. 24.4.1979.
- 1979b. Maanviljelys ja vesistöjen ravinnekuormitus. Vesipäivä 19.11.1979: 76-82. Vesiyhdistys r.y.
- 1981. Huuhtoutuminen ja lannoitustarve. Koetoim. ja Käyt. 24.11.1981.
- 1983a. Typpilannoituksen optimointi. Koetoim. ja Käyt. 19.4.1983.
- 1983b. Leaching losses in Finnish agriculture. The Second National Symposium on Biological Nitrogen Fixation, Helsinki 8-10th June 1982. Report 1: 307-313.
- 1983c. Salaojitus vähentää fosforin ja kaliumin huuhtoutumista. Salaojittaja 1: 15.
- 1984. Leaching losses of nitrogen from a clay soil under grass and cereal crops in Finland. *Plant and Soil* 79: 59-66.

- JERNLAS, R. & KLINGSPOR, P. 1983. Nitratutlakning och bevattning. Sver. Lantbr.univ., Fakta. Mark-Växter 16. 2 p.
- KAILA, A. & ELONEN, P. 1970. Influence of irrigation and placement of nitrogen fertilizer on the uptake of nitrogen by spring wheat. J. Scient. Agric. Soc. Finl. 42: 123-130.
- KAJOSAARI, E. 1965. Huomioita fosforin huuhtoutumisesta vesistöihin. Vesitalous 3: 17-25.
- KAUPPI, L. 1978. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Vesientutk.lait. julk. 30: 21-41.
- 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Vesientutk.-lait. julk. 34: 35-46.
- 1984a. Nitrate in runoff and river waters in Finland in the 1960's and 1970's. Vesientutk.lait. julk. 57: 1-11.
- 1984b. Contribution of agricultural loading to the deterioration of surface waters in Finland. Vesientutk.lait. julk. 57: 1-9.
- KIVISAARI, S. 1970. Kivennäismaan huokoisuuden ja vedenpidätyskyvyn riippuvuus tekstuurista. Helsingin yliopisto. Maanviljelyskemian laitos. Lisensiaattityö. 160 p.
- KOLENBRANDER, G. J. 1975. Nitrogen in organic matter and fertilizer as a source of pollution. Proceedings of IAWPR. 1. Kopenhagen.
- 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. Brogan, J. C. (ed.). Nitrogen losses and surface run-off. 2: 199-216. Brussels-Luxembourg.
- KURKI, M. 1982. Suomen peltojen viljavuudesta. III. 181 p. Helsinki.
- LAHERMO, P. 1970. Chemical geology of ground and surface waters in Finnish Lapland. 106 p. Helsinki.
- LIND, A-M. & PEDERSEN, M. B. 1976. Nitrate reduction in the subsoil II. Tidskr. Planteavl 80: 82-99.
- LINDEN, B. 1981. Ammonium- och nitratkvävetts rörelser och fördelning i marken II. Litteraturöversikt. Rapport, Avd. för växtnäringslära, Inst. för markvetenskap, Sver. Lantbr.univ. 132. 77 p.
- 1983. Movement, distribution and utilisation of ammonium- and nitrate nitrogen in Swedish agricultural soils. Sver. Lantbr.-univ., Avd. för växtnäringslära. Väitöskirja. 39 p. Uppsala.
- MUSSAARI, I. & PEKKARINEN, M. 1978. Nutrient washoff in the Siuntionjoki river watershed. Nordic hydrological conference and second nordic IHP meeting, Hanasaari, July 31 - August 3, II: 57-70.



- MALKKI, E. 1970. Hydrogeologia. INSKO. Helsinki.
- NIGHTINGALE, H. I. 1972. Nitrates in soil and ground water beneath irrigated and fertilized crops. Soil Sci. 114: 300-311.
- OVERGAARD, K. 1984. Nitrate pollution of groundwater. Nordforsk. Miljövärdsserien Publ. 2: 107-118.
- PIERRE, D. 1983. The impact of agriculture on water quality. Fert. Agric. 85: 51-62.
- PREUSS, O. 1977. Über den Nährstoffab- und Austrag landwirtschaftlichen genutzten Flächen. 150 p. Göttingen.
- RASMUSSEN, K. 1980. Fertilizer application and ground water pollution. Ann. Agric. Fenn. 19: 71-80.
- RUSSELL, E. W. 1973. Soil conditions and plant growth. 849 p. London.
- RYDING, S-O. 1983. Växtnäringstillförsel och förluster inom Laholmsbuktens och Ringsjöns avrinningsområden. Skogs- o. Lantbr.akad. Tidskr. 122: 323-341.
- SEPPÄNEN, A. & KUUKKA, P. 1982. Nitraatit, nitriitit ja nitrosamiinit eräiden maatalousalueiden kaivovesissä. Ymp. Terv. 13: 739-743.
- SEUNA, P. & KAUPPI, L. 1981. Influence of sub-drainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. Vesientutk.lait. julk. 43: 32-47.
- SIPPOLA, J. & TARES, T. 1978. The soluble content of mineral elements in cultivated Finnish soils. Acta Agric. Scand. Suppl. 20: 11-25.
- SZPERLINSKY, Z. & BADOWSKA, K. 1977a. Significance of sorption properties of soils in predicting the migration of nitrogen compounds in to natural waters. Ekol. Pol. 25, 4: 675-688.
- & BADOWSKA, K. 1977b. The effect of intense fertilization on migration of nitrogen compounds in soil. Ekol. Pol. 25, 4: 689-702.
- SÄRKKÄ, M. 1972. The washing out of nutrients in the watersheds. Aqua Fenn. 1972: 88-103.
- TROEDER, D. 1976. Grundwasser-Qualität als Teilfrage des Gebietswasserhaushaltes in einer Jungmoränenlandschaft Ostholsteins. 197 p. Kiel.
- ULEN, B. 1982. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. Ekohydrologi 10: 27-37.
- VAINIO, E. 1984. Typpiyhdisteet maatalousalueiden kaivovesissä. Vesihallituksen monistesarja 240. 62 p.
- VUORINEN, J. & MÄKITIE, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. Agrogeol. Publ. 63: 1-14.
- WIKLANDER, L. 1974. Leaching of plant nutrients in soils. I. General principles. Acta Agr. Scand. 24, 4: 347-356.

- WIKLANDER, L. 1977. Leaching of plant nutrients in soils. IV. Contents of drainage water and ground water. *Acta Agr. Scand.* 27, 3: 175-189.
- YOSOP, M. K., VAN CLEEMPUT, O. & BAERT, L. 1984. Nitrogen fertilisation and nitrate pollution of groundwater in sandy soils. *Environ. Pollut. Ser. B.* 7: 43-48.
- YRJÄNÄ, E-R. 1983. Esiselvitys korkeiden nitraattipitoisuuksien esiintymisestä pohjavesissä. *Vesihallituksen monistesarja* 156. 69 p.

# MAATALOUDEN TUTKIMUSKESKUKSEN TIEDOTTEET

1983

1. Maatalouden tutkimuskeskuksen yksiköiden tiedotteet 1975-1982. 48 p.
2. KONTTURI, M. Mallasohra - kirjallisuuskatsaus. 42 p.
3. NORDLUND, A. & ESALA, M. Maatalouden sääpalvelut ulkomailta. Kirjallisuustutkimus. 66 p.
4. MUSTONEN, L., PULLI, S., RANTANEN, O. & MATTILA, L. Virallisten lajikekokeiden tuloksia 1975-1982. 186 p. + 4 liitettä.
5. SUONURMI-RASI, R. & HUOKUNA, E. Kaliumin lannoitustason ja -tavan vaikutus tuorerehunurmien satoihin ja maiden K-pitoisuuksiin. 13 p. + 8 liitettä.
6. KEMPPAINEN, E. & HEIMO, M. Förbättring av stallqödselns utnyttjande. Litteraturöversikt. 81 p.
7. MULTAMÄKI, K. & KASEVA, A. Kotimaiset lajikkeet. 10 p.
8. LÖFSTRÖM, I. Kasvien sisältämät aineet tuholaistorjunnassa. 26 p.
9. HEIKINHEIMO, O. Kirvojen preparointi ja määritys. 67 p. + 12 liitettä.
10. SAARELA, I. Soklin fosforimalmi fosforilannoitteena. p. 1-13. Humuspitoiset lannoitteet. p. 14-20.
11. YLÄRANTA, T. Jordanalysetoder i de nordiska länderna. 13 p.
12. LUOMA, S. & HAKKOLA, H. Avomaan vihanniskasvien lajikekokeiden tuloksia vuosilta 1979-82. 21 p.
13. KIVISAARI, S. & LARPES, G. Kylvöajankohdan vaikutus kevätvehnän, ohran ja kauran satoon 10-vuotiskautena 1970-1979 Tikkurilassa. 54 p.
14. ERVIÖ, R. Maaperäkarttaselitys. ESPOO - INKOO. 26 p.
15. BREMER, K. Ydinkasvien tuottaminen kasvisolukkoviljelyn avulla. 63 p.

1984

1. Tiivistelmät eräistä MTTK :n julkaisuista 1983. 74 p.
2. ESALA, M. & LARPES, G. Kevätviljojen sijoituslannoitus savimailta. 35 p.
3. ETTALA, E. Ayrshire-, friisiläis- ja suomenkarjalehmien vertailu kotoisilla rehuilla. 7 p. + 18 liitettä.

4. LUOMA, S. & HAKKOLA, H. Keräkaalin lajikekokeiden tuloksia vuosilta 1975-83. 22 p.
5. KURKI, L. Tomaattilajikkeet ja hiilidioksidin lisäys. Kasvihuonetomaatin viljelylämpötiloista. Kasvihuonekurkun tuentamenetelmien vertailua. Sijoituslannoitus ja kasvualustan ilmastus kasvihuonekurkulla ja tomaattilla. 21 p.
6. VIJORINEN, M. Italianraiheinä ja viljat tuorerehuna. 17 p.
7. ANISZEWSKI, T. Lupiini viherlannoituskasvina. Arviointeja esikokeiden ja kirjallisuuden pohjalta. 11 p.
8. HUOKUNA, E. & HAKKOLA, H. Koiranheinän ja timotein kasvu ja rehuarvon muutokset säilörehuasteella. 54 p.
9. VALMARI, A. Roudan kehittymisen tilastollinen malli. 33 p.
10. HAKKOLA, H. Kuonakalkituskoekokeiden tuloksia 1978-83. 42 p.
11. SIPPOLA, J. & SAARELA, I. Eräät maa-analyysimenetelmät fosforilannoitustarpeen ilmaisijoina. 20 p.
12. RAVANTTI, S. Terhi-punanata. 37 p.
13. URVAS, L. & HYVÄRINEN, S. Kolme ravinnesuhdetta Suomen maalajeissa. 10 p.
14. ANSALEHTO, A., ELOMAA, E., ESALA, M., KERSALO, J. & NORDLUND, A. Maatalouden sääpalvelukokeilu kesällä 1983. 101 p.
15. MUSTONEN, L., PULLI, S., RANTANEN, O. & MATTILA, L. Virallisten lajikekokeiden tuloksia 1976-1983. 202 p. + 4 liitettä.
16. JUNNILA, S. Ympäristötekijöiden vaikutus herbisidien käyttäytymiseen maassa. Kirjallisuustutkimus. 15 p. + 4 liitettä.
17. PESSALA, R., HAKKOLA, H. & VALMARI, A. Kylvöajan merkitys porkkanan viljelyssä. 22 p.
18. NISJULA, H. Uusimpia tuloksia Ruukin lihanautakokeista. 39 p.
19. SAARELA, I. Kevätöljykasvien boorilannoitus. 122 p. + 2 liitettä.
20. URVAS, L. Maaperäkarttaselitys. PORI - HARJAVALTA. 28 p. + 14 liitettä.
21. LEHTINEN, S. Avomaavihannesten lannoitus- ja kastelukokeet 1978-1983. 62 p. + 17 liitettä.
22. ANISZEWSKI, T. & SIMOJOKI, P. Rikkakasvien siementen määrä ja elinvoima eräillä MTTK:n kiertokoealueilla. Kirjallisuustutkimus ja MTTK:n kolmen tutkimusaseman näytteiden analyysi. p. 1-38.  
PALDANIUS, E. & SIMOJOKI, P. Rikkakasvien siementen määrä ja elinvoima Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan tutkimusasemien maanäytteissä. p. 39-56.

23. RINNE, S-L. & SIPPOLA, J. Maatalouden jätteiden kompostointi. 52 p.  
I Typpi -ja fosforilisä oljen kompostoinnissa  
II Maatalouden jätteet kompostin raaka-aineina  
III Kompostin arvo lannoitteena

1985

1. Tiivistelmiä MTK:n tutkimuksista ja julkaisuista 1984. 67 p.
2. ANSALEHTO, A., ELOMAA, E., ESALA, M., NORLUND, A. & PILLI-SIHVOLA, Y.  
Maatalouden sääpalvelukokeilu kesällä 1984. 127 p.
3. ETTALA, E. Säilörehu Maatalouden tutkimuskeskuksen lypsykarjakokeissa  
1970 - luvulla. 270 p.
4. ETTALA, E. Laidun lypsykarjaruokinnassa. 220 p.
5. TUORI, M. & NISULA, H. Ruokintarutiinien merkitys naudoilla. Kirjallisuus-  
tutkimus. 38 p.
6. TURTOLO, E. & JAAKKOLA, A. Viljelykasvin ja lannoitustason vaikutus  
typen ja fosforin huuhtoutumiseen savimaasta. 43 p.
7. AURA, E. Avomaan vihannesten veden ja typen tarve.  
Nitrogen and water requirements for carrot, beetroot, onion and cabbage. 61 p.
8. Puutarhaosaston tutkimustuloksia. Taimitarha ja dendrologia. 94 p.
9. KEMPPAINEN, E. Kuivikkeen vaikutus lannan arvoon.  
Kuivikkeiden ammoniakkin sitomiskyky. 25 p.
10. JAAKKOLA, A., HAKKOLA, H., HIIVOLA, S-L., JÄRVI, A., KÖYLIJÄRVI, J. &  
VUORINEN, M. Terästeollisuuden kuonat kalkitusaineina. 44 p.
11. JAAKKOLA, A., ETTALA, E., HAKKOLA, H., HEIKKILÄ, R. & VUORINEN, M.  
Siilinjärven kalkki kalkitusaineena. 53 p.
12. TAKALA, M. Asumajätevesien imeyttäminen maahan ja energiapajun viljely  
imeytyskentällä. 36 p.
13. JOKINEN, R. & HYVÄRINEN, S. Eri maalajien magnesiumipitoisuus ja sen  
vaikutus ravinnesuhteisiin Ca/Mg ja Mg/K. 15 p.

14. JUNNILA, S. Rikkakasvien siementen itämislepo. Kirjallisuuskatsaus 29 p.
15. MÄKELÄ, K. Talven aikana kuolleiden ryhmäruusujen versoissa esiintyvä sienilajisto vuosina 1976-1982. 13 p. + 8 liitettä.
17. SÄKÖ, J. Maatalouden tutkimuskeskuksen puutarhaosastolla Piikkiössä kokeillut ja kokeiltavana olevat omenalajikkeet.  
Perusrungon merkitys omenapuiden talvehtimisessä 1983-84.  
SÄKÖ, J. & LAURINEN, E. Omenapuiden harjuistutus.  
HIIRSALMI, H. & SÄKÖ, J. Mansikan jalostus johtanut tulokseen.
18. ETTALA, E., SUVITIE, M., VIRTANEN, E., PITKÄNEN, T., ZITTING, M., NÄSI, M., TUOMIKOSKI, T. & NISKANEN, M. Metsä- ja maatalouden sivutuotteet lihamullien rehuna. 51 p.
19. MANNER, R. & AALTONEN, T. Pitko-syysvehnä. 6 p. + 27 liitettä.
20. MANNER, R. & AALTONEN, T. Kartano-syysruis. 5 p. + 13 liitettä.
21. ANISZEWSKI, T. Lupiini viljelykasvina. 134 p.
22. HUOKUNA, E., JÄRVI, A., RINNE, K. & TALVITIE, H. Nurmipalkokasvit puhtaana kasvustona ja heinäseoksena. p. 1-12.  
HUOKUNA, E. Apilan pakkahomeen esiintymisestä. p. 13-20.  
HUOKUNA, E. & HÄKKINEN, S. Englanninraiheinä säilörehunurmissa p. 21-26.
23. VIRKKUNEN, H., KOMMERI, M., LARPES, E., MICORDIA, A. & LAMPILA, M.  
Eri säilöntäaineet esikuivatun ja tuoreen säilörehun valmistuksessa sekä kiinteä ja nouseva väkirehun annostus mullien kasvatuksessa. p. 1-32.  
VIRKKUNEN, H., KOMMERI, M., SORMUNEN-CRISTIAN, R. & LAMPILA, M.  
Eri säilöntäaineet nurmirehun säilönnässä. p. 33-45.
24. RISSANEN, H., ETTALA, E., MELA, T. & MUSTONEN, L. Laitumen sadetuksen ja väkirehujen käytön vaikutus lehmien tuotoksiin. p. 1-21.  
RISSANEN, H., KOSSILA, V. & VASARA, A. Urean, Urea-Fosforihappo-Viherjauhoyhdisteen (UPV) ja soijan vertailu raakavalkuaislähteinä maidontuotantokokeissa lehmillä. p. 22-30.  
KOSSILA, V., KOMMERI, M. & RISSANEN, H. Monokalsiumfosfaatti ja ureafosfaatti sekä käsittelemätön olki ja ammoniakilla käsitelty olki mullien ruokinnassa. p. 31-40.
26. MEHTO, U. Viljojen rikkakasvien torjunta ilman herbisidejä.  
Kirjallisuustutkimus. 77 p.



