

VESITALOUS

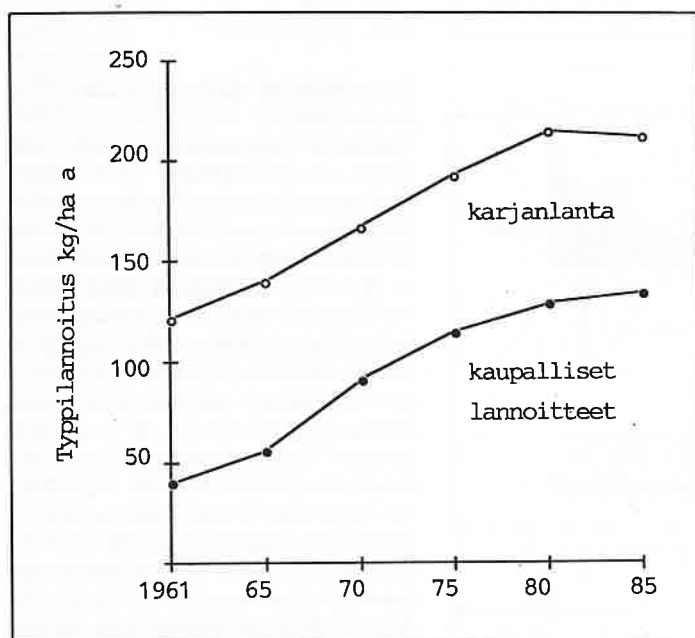
1/1989

SISÄLTÖ

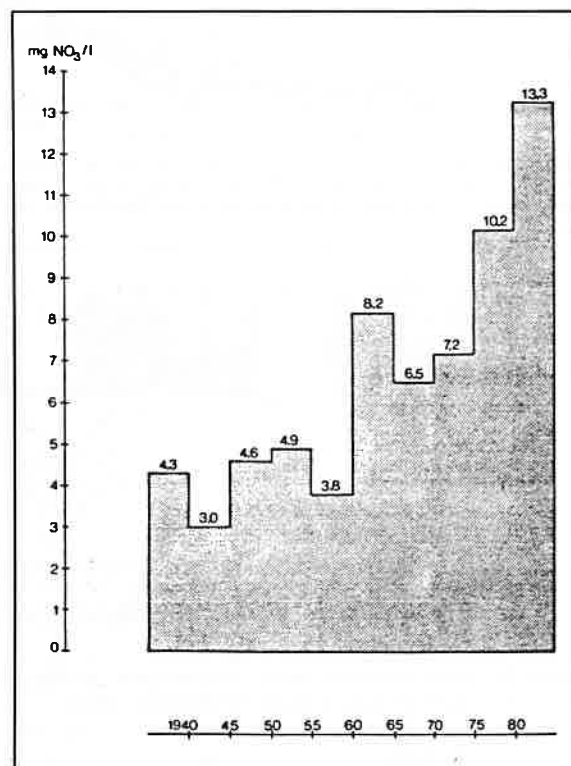
- Pertti Heinonen: Ympäristön — erityisesti vesistöjen tilan seurannasta
- Sirpa Herve, Jaakko Paasivirta ja Pertti Heinonen: Simpukat vesien tilan valvojina
- Arto Latvala: Fosforin poisto jäteveden maasuodatuksessa
- Ritva Holm, Tapani Sulin ja Risto Laukkanen: Nitrifikaatio 2-vaiheisessa biologisessa prosessissa
- Maija Paasonen-Kivekäs ja Pertti Vakkilainen: Salaojitus ja pohjaveden laatu
- Jussi Hooli: Kalateiden pienoismallikoista
- Reijo Häkkinen, Harri Mattila ja Pentti Rantala: Vesialan kehitysyhteistyöprojektien henkilöstörekrytoinnin vaikeuksista
- Risto Hukkila: Brasilian vesihuolto
- Harri Toivonen: Egyptin vesitalous
- Oikeustapauksia



Salaojitus ja pohjaveden laatu



Kuva 1a. Typpilannoitus kg N ha⁻¹ (maatalousmaa) a⁻¹ vuosina 1961–1985 Tanskassa. Kaupalliset lannoitemäärät ja karjanlannan sisältämä typpi arvioitu FAO:n tilastojen perusteella.



Kuva 1b. Pohjaveden nitraattipitoisuuden kehitys vuosina 1930–1983 Tanskassa. Arvot perustuvat 11 000 yli 10 metrin syvyydestä otettuun näytteeseen. Näytteet on ryhmitelty n. 5 vuoden keskiarvoiksi (Overgaard 1984).

Johdanto

Lisääntynyt lannoitteiden käyttö on johtanut siihen, että kasvit eivät pysty sitomaan kaikkia ravinteita kasvukauden aikana, vaan osa huuhtoutuu pinta- ja pohjavesiin tai pidättyy maaperään. Lannoitemäärän ohella huuhtoutumiseen vaikuttavat myös kasvilaji, viljelytekniikka, maaperä ja ilmasto. Maan vesipitoisuudella on huomattava merkitys ravinteiden huuhtoutumiseen juuristokerroksesta. Toisaalta kasvien kasvun kannalta optimaalisissa kuivaustussuhteissa myös ravinteiden otto on

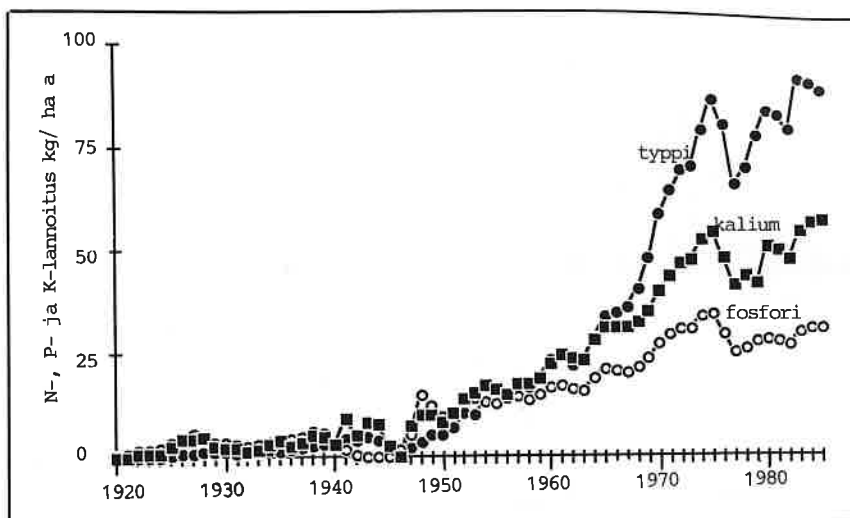
tehokasta. Typen ja fosforin huuhtoutuminen poikkevat huomattavasti toisistaan, sillä niiden kemiallisissa ominaisuuksissa on eroa.

Useissa Euroopan maissa pohjaveden nitraattipitoisuuksien on todettu nousseen viime vuosikymmeninä sen jälkeen, kun maataloudessa käytetyt lannoitemäärät ovat huomattavasti kasvaneet (kuva 1a ja 1b). Korkeita pitoisuuksia on havaittu erityisesti hiekkaisessa maaperässä olevissa matalissa pohjavesiesiintymyksissä. Esimerkiksi Tanskassa, Hollannissa, Ranskassa ja Länsi-Saksassa korkeat nitraattipitoisuudet ovat paikoitellen ongelmaksi vesihuollolle. Myös Suomessa lannoitemäärät ovat kasvaneet nopeasti toisen maailmansodan jälkeen (kuva 2).

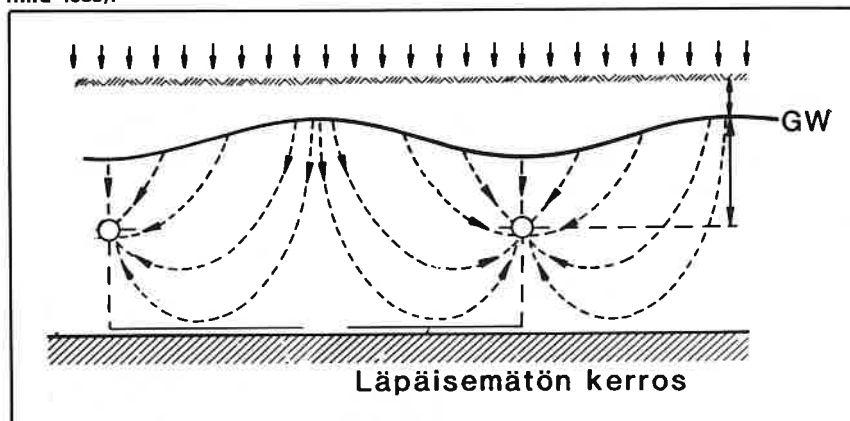
Nitraattipitoisuudelle talous- ja juomavedessä on asetettu raja-arvot terveydellisten riskien perusteella. Arvot vaihtelevat eri maissa, esimerkiksi Suomessa ko. arvo on 30–50 mg NO₃/l, EEC maissa 25–50 mg NO₃/l (WHO:n suositus Euroopalle 50–100 mg NO₃/l) ja Yhdysvalloissa 45 mg NO₃/l. Nitraatti muuttuu veressä nitriitiksi, joka saattaa aiheuttaa pienille lapsille hapensaantivaikeuksia. Lisäksi nitriitit voivat muodostaa elimistössä amiinien ja amidien kanssa haitallisia yhdisteitä, joiden eläinkokeissa on todettu olevan karsinogeenisia ja mutaagenisia.

Suomessa pohjavesien nitraattipitoisuus on luonnostaan alhainen vaihdellen jonkin verran maa- ja kallioperän sekä maantieteellisen sijainnin mu-

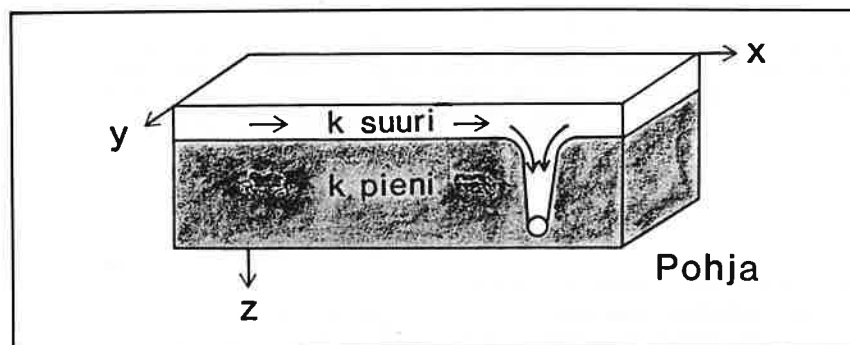
MAIJA PAASONEN-KIVEKÄS, DI
PERTTI VAKKILAINEN, professori
Teknillinen korkeakoulu,
vesitalouden laboratorio



Kuva 2. Lannoitemäärät kg N, kg P ja kg K ha⁻¹ a⁻¹ vuosien 1920–1985 myyntitilastojen mukaan Suomessa (Kemira 1985).



Kuva 3a. Poikkileikkaus veden virtauksesta salaojaputkeen homogeenisessä maassa (Saavalainen 1983).



Kuva 3b. Veden virtaus salaojaputkeen epähomogeenisessä maassa (Saavalainen 1983).

kaan. Raakaveden nitraattipitoisuus vesilaitoksilla on ollut selvästi alle 30 mg NO₃/l, useimmiten alle 2 mg NO₃/l. Maatalousalueilla olevien yksittäisten kaivojen vesinäytteistä on todettu suurempia nitraattipitoisuuksia kuin lääkintöhallituksen suosittelema raja-arvo (Vainio 1984, Åkerlén et al 1985, Rönkä et al 1987).

Fosfori on usein perustuotannon minimitiekijä ja edistää siten pintavesien rehevöitymistä, mutta sillä ei ole to-

dettu olevan yhtä suoria terveydellisiä vaikutuksia kuin typpiyhdisteillä. Tietäntyyppisissä vesistöissä, mm. paikoitellen rannikolla, myös typpipitoisuus voi rajoittaa levien kasvua.

Lannoitteiden ohella viime vuosina on alettu kiinnittää huomiota myös muihin maataloudessa käytettäviin kemikaaleihin, erityisesti torjunta-aineisiin, ja niiden esiintymiseen maaperässä ja vesivarjoissa. Torjunta-aineet ovat orgaanisia yhdisteitä, jotka hajoavat

kokonaan tai osittain kasvukauden aikana. Torjunta-aineita ja niiden hajoamistuotteita esiintyy hyvin monentyyppisiä, joiden vaikutuksia ekosysteemiin ja terveyteen ei täysin tunneta. Tietyille näistä aineista on asetettu pitoisuusrajat raakavedessä (esim. OECD 1986, Fairchild 1987, Schmitz 1988).

Seuraavassa on tarkasteltu salaojituksen vaikutusta maaperässä vallitseviin olosuhteisiin, fosforin ja erityisesti typen huuhtoutumiseen liittyviä näkökohtia, tutkimustuloksia sekä tutkimusmahdollisuuksia. Artikkelin pohjana on salaojaseminaarissa syksyllä 1988 pidetty esitelmä.

Salaojituksen vaikutus maan kosteuteen

Maaperän kuivatuksella pyritään saamaan kasvun kannalta mahdollisimman edullinen veden ja ilman suhde juuristokerroksessa. Huokostilassa oleva ilma on välttämätöntä kasvien happi- ja hiilidioksiditaloudelle ja se vaikuttaa myös eri aineiden reaktioihin maaperässä. Maan kosteuspitoisuudella on lisäksi vaikutus maaperän lämpötilaan ja siten kasvien kasvuun sekä mikrobiologiseen toimintaan ja reaktionopeuksiin. Ojituksella on suurin vaikutus maan lämpötilaan keväällä kasvukauden alkaessa. Maan kosteuspitoisuuden muutos vaikuttaa välittömästi veden johtavuuteen, joka vedellä kyllästymättömässä maassa on kosteuden funktio. Mitä kuivempaa maa on sitä pienempi on sen hydraulinen johtavuus.

Salaojitus vähentää pintavaluntaa. Seunan ja Kaupin (1981) tutkimusten mukaan salaojituksen vaikutuksesta peltoalueen pintavalunta lakkasi suureksi osaksi. Pintavalunnan osuus oli suuri vain sulamisaikoina ja erityisesti, mikäli routa oli rakenteeltaan tiivistä ja sitä oli runsaasti.

Kuivatuksen toteutuminen eli veden virtaus salaojaputkeen riippuu maaperän ominaisuuksista. Homogeenisessa maassa vesi virtaa säteittäisesti putkeen (kuva 3a). Tällöin salaojissa virtaava vesi on pohjavettä ja kuvastaa siten myös pohjaveden laatua ainakin esiintymän pintakerroksessa. Käytännössä salaojitus ei kuitenkaan toimi ideaalisen mallin mukaisesti. Tiiviillä, huonosti läpäisevillä savimailla muokauskerroksen vedenjohtavuus on yleensä suurempi kuin alemmissä kerroksissa ja vesi suotautuu salaojaan pääasiassa salaojakaivannon kohdalta (kuva 3b). Tällöin putkesta tuleva vesi on suurimmaksi osaksi peräisin maan pintakerroksesta eikä pohjavedestä.

Ravinteiden huuhtoutuminen

Viljelymailta huuhtoutuu ravinteita huomattavasti enemmän kuin luonnontilaisilta alueilta (Kauppi 1979a ja 1979b, Pekkarinen 1979). Peltomaan ravinnehuuhtoutuman suuruuteen vaikuttavat mm. lannoituksen määrä, laatu ja levitysajankohta, viljelykasvit ja -tekniikka sekä kuivatus, kastelu ja kalitus (esim. OECD 1986, Åkerla et al 1985). Ilmastotekijöistä suurin merkitys on sademäärällä (valunnalla) ja lämpötilalla. Eroja huuhtoutuviin ainemääriin aiheuttavat myös maaperän tekstuuri ja struktuuri sekä kemiallinen koostumus. Viljelymaat saattavat usein alkuaankin olla ravinnerikkaampia kuin muut maat.

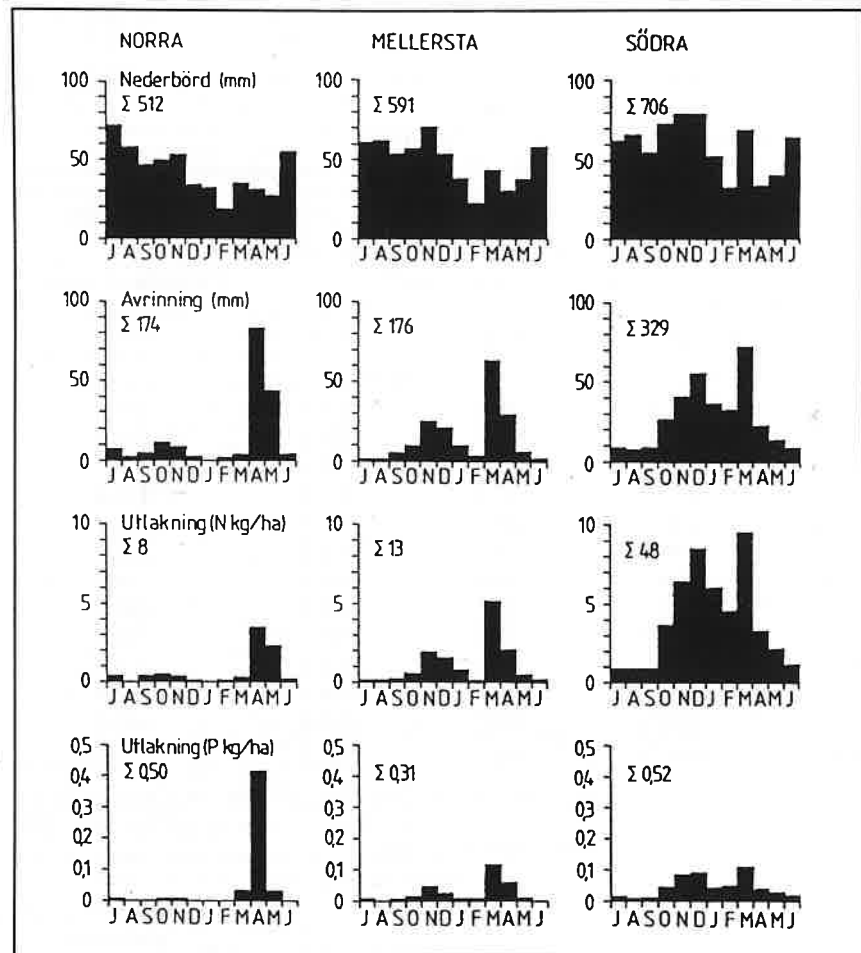
Salaojitetulla pellolla sadevedet suodattuvat suurimmaksi osaksi maaperään, jolloin ne joutuvat suhteellisen pitkäksi aikaa kosketuksiin maapartikkeleiden, orgaanisen aineksen ja mikro-organismien kanssa. Liukoiset aineet voivat liueta maaveteen ja huuhtoutua maaprofilista. Toisaalta osa aineista adsorpoituu tai saostuu maaraikkeen pinnalle, jolloin ne eivät yhtä herkästi kulkeudu pohjaveteen asti.

Typpi huuhtoutuu pääasiassa nitraattina, joka liikkuu helposti veden mukana maaperässä. Myös ammoniumtyppi on vesiliukoinen, mutta se muuttuu nitrifikaation seurauksena happellisissa olosuhteissa nopeasti nitraattimuotoon ja osa ammoniumioneista voi kiinnittyä myös maapartikkeleiden pinnalle. Peltoalueilla ylimääräinen lannoitetyppi jää kasvukauden jälkeen maaperään ja on etenkin hyvin vettä läpäisevillä mailla alttiina huuhtoutumiselle. Nitraattityppeä vapautuu myös kasvinjätteissä olevan orgaanisen tyypen hajotessa ja mineralisoituessa. Orgaaniset lannoitteet ovat kasvien käytävissä vasta, kun typpi on muuttunut maaperässä mineraalimuotoon. Nitraatin vapautuminen kasvukauden ulkopuolella saattaa lisätä huuhtoutumisvaaraa. Hapettomissa olosuhteissa, esim. pohjaveden ollessa lähellä maanpintaa, nitraatti pelkistyy ja poistuu kaasuna ilmakehään (denitrifikaatio).

Merkittävimmät tyypin reaktiot maaperässä perustuvat erityyppisten mikrobien toimintaan, jonka aktiivisuus riippu paljolti maaperässä vallitsevasta lämpötilasta, kosteudesta ja happamuudesta. Jos esimerkiksi olosuhteet juuristokerroksessa ovat epäedulliset nitrifikaatiolle, ammoniumtyypen huuhtoutuminen pohjaveteen saattaa lisääntyä. Myös kasvien ravinteidenotto riippuu ilmastollisista tekijöistä. Vedenpuutteen rajoittaessa kasvua maahan saattaa jäädä runsaasti huuhtoutumi-

Taulukko 1. Maankäytön ja viljelykasvin vaikutus vuositaiseen tyyppihuuhoutumaan juuristokerroksesta. Arvot perustuvat Saksan demokraattisessa tasavallassa tehtyihin lysimetrikokeisiin hiekkaisessa maassa (Kramer et al 1987).

Maankäyttö/ viljelykasvi	Keskim. valunta mm a ⁻¹	Keskim. typpipit. mg l ⁻¹	Typpi- huuhoutuma kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Suhteellinen huuhoutuma (ruoho = 1.0)
Pysyvä ruohomaa	130	5–15	7–20	0.4
Pysyvä rehuruoho	130	20–30	30–40	1.0
Viljakasvit	160	25–30	40–50	1.3
Peruna	180	25–40	50–70	1.7
Juurikkaat	180	40–50	70–90	2.3
Vihannekset	200	50	100	3.0
Havupuut, vanhat	50	2–6	1–3	0.1
Havupuut, nuoret	80	10–13	8–10	0.3
Lehtipuut, nuoret	100	10–20	10–20	0.4



Kuva 4. Sadanta (mm), valunta (mm) ja kokonaistypen ja -fosforin huuhtoutumat (kg ha⁻¹) Pohjois-, Keski- ja Etelä-Ruotsissa olevilla peltoalueilla. Vuosien 1976–83 keskiarvot (Brink 1984).

saltista nitraattityppeä. Denitrifikaatio vaatii hapettomien olosuhteiden lisäksi orgaanisen hiililähteen, minkä vuoksi reaktionopeus riippuu myös hiilen määrästä ja laadusta.

Kuivattaminen lisää hapen saatavuutta maaperässä, minkä seurauksena tyypin mineralisaatio ja nitrifikaatio lisääntyvät ja denitrifikaatio vähenee. Kuivatus saattaa myös lisätä nitraattityypin huuhtoutumista pohjaveteen, jos kuivatuksen seurauksena suurempi

määrä vettä suodattuu juuristokerroksen läpi sen sijaan että se poistuisi pintavaluntana. Vedellä kyllästymättömän kerroksen riittävä happipitoisuus ja alemmissa maakerroksissa pieni orgaanisten yhdisteiden määrä rajoittaa denitrifikaatiota. Voidaan olettaa, että denitrifikaatio kasvaa kun kuivatussyvyys ja kuivatuksen intensiteetti pienevät, jolloin pintamaassa suurin osa huokosista on veden täyttämiä ja hapeta ei ole saatavilla.

Taulukko 2a. Sadannan ja valunnan keskimääräiset kuukausiarvot (mm) vuosina 1981–1985 eri kuivatusmenetelmissä. Koalueet savimaata, Baton Rouge, Louisiana (Bengtson et al 1986).

Kk	Sadanta	Valunta			Kuivattamattomat koeruudut
		Pintak.	Salaojitus	Kok.	
Tammi	89	12.9	34.5	47.4	23.5
Helmi	136	42.0	59.2	101.2	76.3
Maalis	104	19.0	23.8	10.1	
Huhti	138	32.1	23.1	55.2	45.4
Touko	127	12.1	17.0	29.1	22.1
Kesä	138	25.2	11.7	36.9	34.5
Heinä	111	19.8	2.8	22.6	12.9
Elo	146	34.0	6.4	40.4	45.5
Syys	129	18.4	9.4	27.8	23.8
Loka	118	27.3	12.4	39.7	42.7
Marras	75	8.9	6.9	15.8	10.7
Joulu	147	39.5	46.0	85.5	56.9
Kok.	1458	277.0	248.4	525.4	404.4

* putket 20 m välein

** Normaali vuotuinen sadanta = 1373 mm.

Taulukko 2b. Eroosion keskimääräiset kuukausiarvot (kg maa-aines/ha) eri kuivatussysteemeissä (Baton Rouge, Louisiana 1981–1985) (Bengtson et al 1986).

Kk	Maa-aineksen huuhtouma			
	Kuivatetut koeruudut		Kuivattamattomat koeruudut	
	Pintak.	Salaojitus	Kok.	Kok.
kg/ha				
Tammi	178.8	45.9	224.7	375.1
Helmi	195.1	89.0	284.1	693.0
Maalis	43.8	11.6	55.4	122.0
Huhti	757.7	33.6	791.3	937.9
Touko	139.6	30.7	170.3	208.2
Kesä	165.1	9.7	174.8	247.9
Heinä	264.7	0.2	264.9	236.5
Elo	315.3	12.9	328.2	268.0
Syys	207.3	17.1	224.4	293.5
Loka	305.9	41.0	346.9	776.6
Marras	5.2	13.3	18.5	51.8
Joulu	446.8	67.7	514.5	660.3
Kok.	3025.2	372.7	3398.0	4870.8

Taulukko 2c. Keskimääräinen fosforihuuhtouma (kg P/ha) kuukausittain, Baton Rouge, Louisiana 1981–1985 (Bengtson et al 1986).

Kk	Fosforihuuhtouma			Kuivattamattomat koeruudut Kok.
	Kuivatetut koeruudut			
	Pinta	Salaojitus	Kok.	
kg/ha				
Tammi	0.28	0.05	0.33	0.86
Helmi	0.41	0.08	0.49	1.81
Maalis	0.10	0.03	0.13	0.20
Huhti	1.09	0.04	1.13	1.53
Touko	0.17	0.00	0.17	0.24
Kesä	0.18	0.00	0.18	0.32
Heinä	0.99	0.00	0.99	0.67
Elo	0.51	0.00	0.51	0.44
Syys	0.22	0.00	0.22	0.28
Loka	0.47	0.04	0.51	0.58
Marras	0.01	0.01	0.02	0.04
Joulu	0.53	0.10	0.63	0.95
Kok.	4.96	0.35	5.31	7.92

Pohjaveteen kulkeutuvan fosforin määrä on yleensä pieni, koska se adsorpoituu tehokkaasti maahiukkasten pinnalle. Fosfori huuhtoutuu pinnalla vesistöihin pintavalunnan mukana maapartikkeleihin sitoutuneena. Adsorptiovoimakkuus riippuu erityisesti maalajin raakoostumuksesta ja mineraalirakenteesta, mutta myös maan happamuudesta ja maaveden fosforikonsentraatiosta. Kullakin maalajilla on tietty kapasiteetti sitoa fosforia, jolloin ylimäärä voi huuhtoutua pohjaveteen asti. Poikkeuksellisen korkeita fosforipitoisuuksia pohjavedessä on havaittu mm. Hollannissa alueilla, joilla on käytetty runsaasti karjanlanta ja pohjaveden pinta on korkealla (Breeuswa & Schoumans 1987). Maahiukkasten fosforinsitomiskyvyn rajallisuus on havaittu selvästi myös imeytettäessä jätevetä maaperään. Salaojitus pienentää yleensä eroosiota, jolloin myös fosforin huuhtoutuminen pienenee.

Ulkomaisia tutkimustuloksia ravinteiden huuhtoutumisesta erilaisissa viljely- ja maaperäolosuhteissa on käytävissä suhteellisen paljon. Ruotsissa on selvitetty typen ja fosforin huuhtoutumista maan eri osissa laajoilla kenttäkokeilla (esim. Brink 1984 ja 1986). Etelä- ja Pohjois-Ruotsin välillä oli havaittavissa selvät erot huuhtoutumisissa (kuva 4), samoin vaihtelua oli maalajeittain. Saksan demokraattisessa tasavallassa tehtiin usean vuoden ajan lysimetrikokeita, joissa todettiin, että valunta ja typen huuhtoutuma vaihtelivat selvästi maankäytön (pelto tai metsä) ja viljelykasvin mukaan (taulukko 1).

Yhdysvalloissa on tehty useita tutkimuksia ravinteiden huuhtoutumisesta salaojista. Tulokset ovat vaihdelleet melkoisesti osaksi hyvin erilaisista tutkimusolosuhteista johtuen. Eroja sekä valunnan, eroosion että aineshuuhtoutumien määrissä on kuitenkin havaittavissa eri kuivatusmenetelmillä (taulukko 2a, 2b ja 2c). Yleensä huuhtoutuvan nitraatin määrä on kasvanut salaojituksen seurauksena, mutta joissakin tapauksissa on havaittu myös nitraatin vähenemistä (Kanwar et al 1986, Bengtson et al 1986, Schwab et al 1985, Schwab et al 1973). Eri tutkimuksissa fosforipitoisuuden pieneminen salaojituksen seurauksena on ollut lähes yksikäsitteistä, ja pitoisuudet salaojista purkautuvassa vedessä ovat olleet alhaisia.

Suomessa salaojituksen vaikutusta valunnan määrään ja ravinteiden huuhtoutumiseen on selvitetty vertailualue tutkimuksessa (Seuna & Kauppi 1981). Mittausten mukaan peltoalueelta tulevan valunnan kokonaistypen ja

nitraatin pitoisuudet kohosivat salaojituksen jälkeisinä vuosina. Nitraatin suhteellinen osuus kokonaistypestä lisääntyi kuivatuksen jälkeen. Kokonaistyyppi- ja nitraattityypikuormissa erot tulivat vielä selvemmin esille kuin pitoisuuksissa johtuen kokonaisvalunnan kasvusta ja pintavalunnan pienenemisestä. Kokonaisfosforin pitoisuuksissa ja kuormissa ei havaittu selvää muutosta salaojituksen jälkeen.

Johtopäätökset

Voimaperäisesti viljelyillä alueilla pohjaveden laadussa on havaittu muutoksia, useimmiten korkeita nitraattipitoisuuksia. Viime vuosien havainnot ovat osoittaneet näytteissä myös eri torjunta-aineiden ja niiden hajoamistuotteiden jäämiä. Yleensä korkeita arvoja on todettu esiintymässä, jotka ovat lähellä maanpintaa hyvin vettäjohtavissa kerroksissa.

Maataloudessa käytettävien aineiden kulkeutuminen pinta- ja pohjavesiin riippuu monista luonnosta ja ihmistoiminnasta johtuvista tekijöistä. Tällöin havaintojen tulkinta ja jonkun yksittäisen tekijän vaikutusten arvioiminen on erittäin hankalaa. Esimerkiksi vaihtelut sademäärässä ja lämpötilassa heijastuvat maaperässä vallitseviin olosuhteisiin, jotka puolestaan vaikuttavat kasvien kasvuun ja aineiden huuhtoutumiseen. Erilaisissa ilmasto- ja maaperäolosuhteissa saatujen tulosten soveltaminen esimerkiksi viljelykäytännön muuttamiseksi on näin ollen kyseenalaista.

Kuivatuksen suurimpana hydrologisena vaikutuksena on yleisesti pidetty sitä, että pintavalunta pienenee ja suurin osa maahan imeytyvästä sadannasta ja siihen liuenneista aineista poistuu ojen kautta pintavesiin. Tutkimuksissa on yleensä tarkkailtu pintavalunnan ja salaojista purkautuvan veden määrää ja laatua. "Ideaalisessa" tapauksessa salaojista tuleva vesi on pohjavettä. Usein kuitenkin salaojiin virtaa vettä suurimmaksi osaksi salaojakaivannon kautta suoraan muokkauskerroksesta. Tutkittaessa salaojituksen vaikutusta pohjaveden laatuun olisi ensin selvitetävä, mitkä havaintopisteet edustavat pohjavettä.

Pohjaveden laadun kannalta keskeisiä tekijöitä ovat maataloudessa käytettävien aineiden eri olomuodot ja prosessit maaperässä. Tällöin esimerkiksi salaojituksen vaikutuksia voidaan parhaiten arvioida tutkimalla maassa vallitsevia ilmiöitä, niiden välisiä yhteyksiä ja riippuvuutta eri tekijöistä kontrolloiduissa koeolosuhteissa. Suo-nessa erityistä tutkimustarvetta aiheuttaa mm. maan jäätyminen ja tur-

vemaiden kuivattaminen. Eri tekijöiden kytkeminen toisiinsa voidaan teoriassa tehdä matemaattisten yhtälöiden avulla. Tällaisen mekanistisen (fysikaalisen) mallin muodostamisen vaikeutena on kuitenkin sen kompleksinen rakenne ja siitä johtuva suuri lähtötietojen määrä. Vaikka esimerkiksi veden liikkeitä ja aineiden kulkeutumista kuvaavat perusyhtälöt ovat tunnettuja, on mallin parametrit kussakin ympäristöolosuhteissa määritettävä erikseen. Tämän vuoksi joudutaan tekemään laboratorio-, lysimetri- ja kenttäkokeita sekä veden määrästä että ainespitoisuuksista. Käytettävissä oleva havaintoaineisto määrää paljolti mallitarkastelun realistisuuden sekä sen alueellisen ja ajallisen mittakaavan.

KIRJALLISUUS

- Bengtson, R. L., Carter, C. E., Morris, H. F. & Bartkiewicz, S. A. 1986.** Improving Surface Water Quality with Subsurface Drainage. Teoksessa: Saavalainen, J. ja Vakkilainen, P. (toim.): Proceedings of International Seminar on Land Drainage, 356–365. Teknillinen korkeakoulu, Rakennusinsinööri- ja vesitekniikka, 1986/1. Otaniemi.
- Breuswa, A. & Schoumans, O. F. 1987.** Forecasting phosphate leaching from soils on a regional scale. Teoksessa: van Duijvenbooden, W. ja van Waageningh, H. G. (toim.): Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, 973–982. RIVM, Proceedings and information NO. 38. Haag.
- Brink, N. 1984.** Faktorer som påverkar växnäringsförhållanden i åkermark. Teoksessa: Jordbrukets förorening av vattenmiljön. Nordforsk, miljövårdsserien, publikation 1984: 1. 81–90.
- Brink, N. 1986.** Factors Affecting Mass Transport from Farmland. Teoksessa: Saavalainen, J. ja Vakkilainen, P. (toim.): Proceedings of International Seminar on Land Drainage, 456–473. Teknillinen korkeakoulu, Rakennusinsinööri- ja vesitekniikka, 1986/1. Otaniemi.
- Fairchild, D. M. 1987.** Groundwater quality and agricultural practices. Lewis Publishers, Michigan.
- Kanwar, R. S., Baker, J. L. & Johnson, H. P. 1986.** Agricultural Losses Through Subsurface Drainage from Agricultural Watersheds and Their Impact on Water Quality. Teoksessa: Saavalainen, J. ja Vakkilainen, P. (toim.): Proceedings of International Seminar on Land Drainage, 366–381. Teknillinen korkeakoulu, Rakennusinsinööri- ja vesitekniikka, 1986/1. Otaniemi.
- Kauppi, L. 1979a.** Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 30, 21–41. Vesihallitus, Helsinki.
- Kauppi, L. 1979b.** Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and fertilization to watercourses. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 43, 35–46. Vesihallitus, Helsinki.
- Kemira 1985.** Lannoitteiden myynnin jakautuminen maatalouskeskusalueittain lannoitusvuonna 1984–1985.
- Kramer, D., Krüger, W., Schulz, F., Kaden, S. & Lauterbach, D. 1987.** Protection of drinking water resources in the

German Democratic Republic and the effective utilization of the drinking water reserve areas. Seminar on the protection of soil and aquifers against non-point source pollution. United Nations, Economic Commission for Europe. Water /Sem. 14/R. 37 17 July 1987.

OECD 1986. Water pollution by fertilizers and pesticides. OECD, Pariisi.

Overgaard, K. 1984. Nitrate pollution of groundwater. Teoksessa: Jordbrukets förorening av vattenmiljön. Nordforsk, miljövårdsserien, publikation 1984: 2. 109–118.

Pekkarinen, M. 1979. Ravinteiden huuhtoutuminen Siuntionjoen vesistöalueella. Diplomityö. Teknillinen korkeakoulu, Rakennusinsinööri- ja vesitekniikka.

Rönkä, E., Soveri, J. & Hyypä, J. 1987. Pohjavesien tyyppipitoisuuksista. Julkaisussa: Typen pitoisuus ja merkitys vesissä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 45, 13–36. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

Saavalainen, J. 1983. Salaojittajan käsikirja, osa 1B. Salaojakoulutuksen kannatusyhdistys, Helsinki.

Schmitz, M. 1988. Pflanzenschutzmittelbelastungen im Grund- und Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland. Wasser-Abwasser, 129 (1988) 3, 49–51.

Schwab, G. O., McLean, E. O., Waldron, A. C., White, R. K. & Michener, D. W. 1973. Quality of Drainage Water from Heavy-Textured Soil. Transactions of the ASEA, 16 (1973) 6, 1104–1107.

Schwab, G. O., Fausey, N. R., Desmond, E. D. & Holman, J. R. 1985. Tile and Surface Drainage of Clay Soils. The Ohio State University, Ohio Agricultural Research and Development Center, Research bulletin 1166. Wooster, Ohio.

Seuna, P. & Kauppi, L. 1981. Influence of sub-drainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 43, 32–47. Vesihallitus, Helsinki.

Vainio, E. 1984. Tyyppiyhdisteet eräiden maatalousalueiden kaivovesissä. Vesihallituksen monistesarja 240. Vesihallitus, Helsinki.

Åkerla, H., Hatva, T., Latostenmaa, H. & Sipilä, A. 1985. Esiselvitys typen kulkeutumisesta pohjavesiin peltoviljelyssä. Vesihallituksen monistesarja 335. Vesihallitus, Helsinki.

