

**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

Nils Brink och Rikard Jernlås

**UTLAKNING VID SPRIDNING HÖST OCH VÅR AV
FLYTGÖDSEL**

Gunnar Fryk och Thord Ohlsson

INFILTRATION AV LAKVATTEN FRÅN MALDA SOPOR

Nils Brink

**MEASUREMENT OF MASS TRANSPORT FROM
ARABLE LAND IN SWEDEN**

Arne Gustafson

**LEACHING OF NITRATE FROM ARABLE LAND INTO
GROUNDWATER IN SWEDEN**

Ekohydrologi 12

Uppsala 1982

Avdelningen för vattenvård
Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Management

ISBN 91-576-1379-6

ISSN 0347-9307

FÖRORD

I detta nummer av Ekohydrologi ingår fyra uppsatser. Två artiklar belyser specifika föroreningsproblem i anknytning till bruk av flytgödsel och upplag av malda sopor. Två artiklar belyser översiktligt vattenföroreningar från åkerjord. De sistnämnda presenterades vid IAH:s (Int. Ass. Hydrogeologists) 16 Congress i Prag 1982: Impact of agricultural activity on groundwater. Uppsatserna skall också publiceras i kongresshandlingar.

Gunnar Fryk var verksam vid avdelningen för vattenvård och Thord Ohlsson vid avdelningen för marklära.

Sveriges lantbruksuniversitet, Forskningsnämnden i Statens naturvårdsverk och Statens råd för skogs- och jordbruksforskning (Ohlssons andel) betalade undersökningarna.

1982-11-15

Nils Brink

INNEHÅLL

| | |
|---|----|
| Brink, N. & Jernlås, R. 1982. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. <i>Ekohydrologi nr 12</i> , 3-14. | 3 |
| Fryk, G. & Ohlsson, T. 1982. Infiltration av lakvatten från malda sopor. <i>Ekohydrologi nr 12</i> , 15-28. | 15 |
| Brink, N. 1982. Measurement of mass transport from arable land in Sweden. <i>Ekohydrologi nr 12</i> , 29-36. | 29 |
| Gustafson, A. 1982. Leaching of nitrate from arable land into groundwater in Sweden. <i>Ekohydrologi nr 12</i> , 37-45. | 37 |

UTLAKNING VID SPRIDNING HÖST OCH VÅR AV FLYTGÖDSEL

Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring

Nils Brink och Rikard Jernlås

Abstract. Investigations have been made to determine what significance the time of spreading of liquid manure has for the leaching of plant nutrients.

The investigation was carried out in a plot experiment at Viad in Södermanland, covering eight separate drained squares of 0.33 ha each. The soil is medium clay. The experiment concerns autumn and spring manuring in rising quantities. The nitrogen doses ranged from 0 to 330 N kg/ha. The crop rotation was spring wheat, barley, and oats. The runoff was measured. The quality of the drainage and the groundwater was determined at regular intervals. Soil profiles were taken in autumn and spring for determination of their content of mineral nitrogen.

The leaching increased exponentially with the nitrogen in the profile. It was considerably larger after the autumn than the spring manuring, and heavily dependent on the nitrogen profile. But the spring profiles had a lower nitrogen content than the autumn profiles in the event of equal manuring, possibly because of more substantial denitrification after the spring distribution of manure. The ultimate cause of the difference between autumn and spring manuring is unclear.

The leaching of nitrogen had little effect on the yield. The effect of manuring on the yield seems to be delayed for several years.

INLEDNING

Undersökningar i Sverige visar att skördeeffekten av flytgödslens kväve är sämre efter höstspredning än efter vårspredning (Steineck 1979, 1981). Detsamma gäller kvävet i handelsgödsel (Mattsson 1978, Waern 1982). En rimlig förklaring härtill kan vara stor utlakning och denitrifikation under vinterhalvåret efter en höstspredning och liten utlakning jämsides med stor växtnäringssupptagning månaderna efter en vårspredning.

MÅL

Målet med undersökningen har varit att fastställa spridningstidens betydelse för utlakning av växtnäring efter flytgödslenspredning

METODER OCH MATERIAL

Försöksfältet

Viad ligger i Södermanland mellan Hallsfjärden och Kaggfjärden 10 km syd-

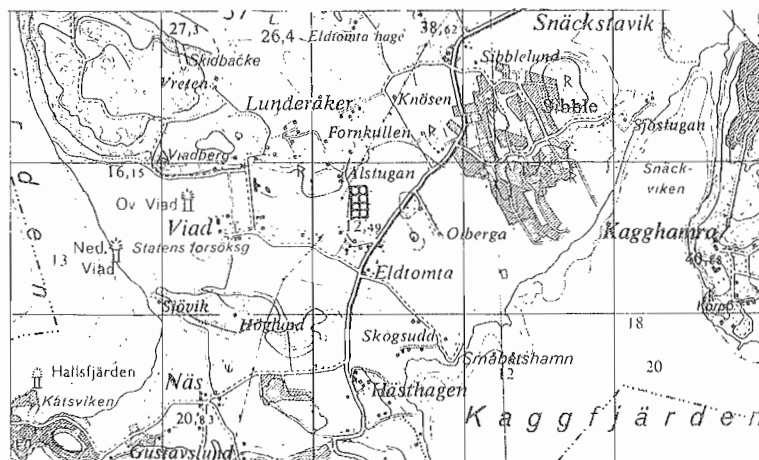


Fig. 1. Försöksfältet med omgivning. *The experimental field and its surroundings.*

väst om Södertälje (fig. 1).

Försöksfältet iordningställdes hösten 1976. Det består av åtta rutor om vardera 0,33 ha. Varje ruta har ett eget täckdikessystem från vilket vatten leds genom en tät ledning till en underjordisk betongkassun (fig. 2). Där mäts avrinningen.

Fältet lutar ganska kraftigt mot söder.

Jordarter

Matjorden är en mullhaltig mellanlera. Alven är en varvig mellanlera som blir styvare i djupare skikt. I rutorna 2 och 3 finns grövre skikt insprängda på olika djup (fig. 2). På ett ställe i ruta 3 går morän (lerblandad stenig sand på stenigt sandigt grus) i dagen.

Strukturen är gynnsam för växtodling.

Grundvattenmätningar

Tryckrör finns på de fyra hörnrutorna nr 1, 2, 7 och 8. De har satts till två skilda djup (fig. 2). Tryckhöjden i rören mättes med ett klucklod.

Provtagningsrör finns på alla rutorna, även de på två djup. Rören är förträngda med en insats från ytan till överkanten på den sil som finns i rörets nederände. Detta för att begränsa provtagningsvolymen. Djupet räknas till silens överkant. Silenshöjd varierar mellan 0,5 och 0,8 m.

Grundvattenprov togs med en vakuumpump som består av en plastflaska och en handdriven vakuumpump. Flaskan kopplas till en slang i provtagningsröret och evakueras därefter.

För närmare beskrivning hänvisas till Brink, Gustafson & Persson (1978).

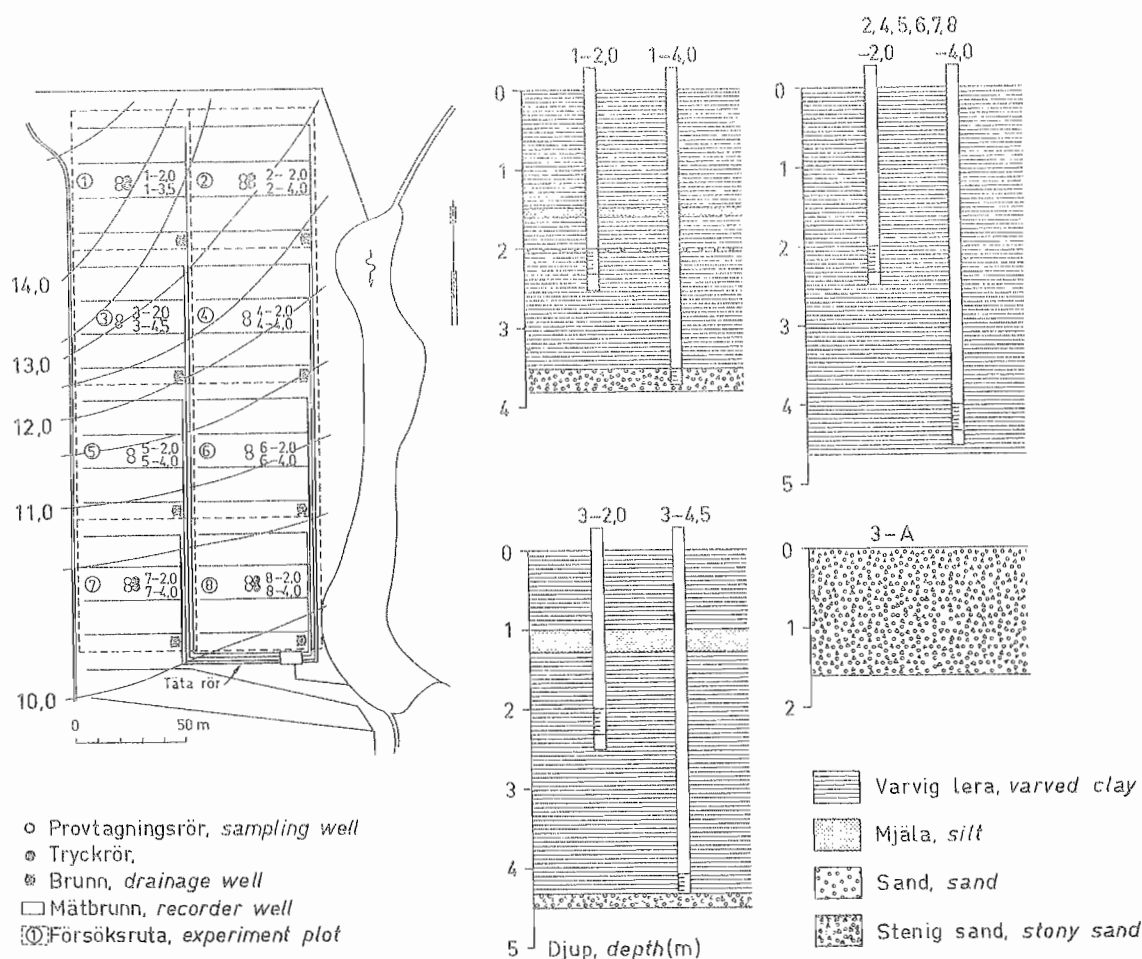


Fig. 2. Försöksfältet med separat täckdikade försöksrutor. Jordprofiler. The experimental field with separately drained plots. Soil profiles.

Avrinningsmätningar

Det avrinnande vattnet från varje ruta mättes med ett tvåsidigt vippkärl (Brink 1968) vars ena hälft fylls när det andra tömts. Antalet tömningar registrerades elektroniskt. Den totala avrinningen från försöksfältet mättes dessutom med ett triangulärt överfall och automatisk pegel. En bild av mätutrustningen får man i fig. 3.

Gödselspridning och analys

Flytgödseln spreds med ett specialkonstruerat myllningsaggregat för försöksändamål (Steineck 1981). Personal vid avdelningen för växtnäringlära skötte spridningen och uttagningen av gödselprov.

Provtagningen tillgick så att ett prov på 2-3 l togs från varje lass (tunna) och samlades i ett större kärl (50 l). Efter noggrann omrörning togs härur ett prov på 1 l. Kväveinnehållet bestämdes av Statens lantbrukskemiska laboratorium.

Vattenprovtagning och analys

Grundvattenrören läns pumpades något dygn innan provtagningen. Samtidigt avlästes grundvattentrycket. Prov för analys togs en gång i månaden.

Prov på dräneringsvatten togs två gånger i månaden i mån av avrinning. Proven nådde laboratoriet inom ett dygn. Konservering och analysmetoder har beskrivits av Brink *et al.* (1978).

Beräkningar

Ämnestransporten har beräknats enligt formeln

$$T = 10^{-2} A(q_1c_1 + q_2c_2 + \dots + q_nc_n) / (q_1 + q_2 + \dots + q_n)$$

där T är transporten i kg/(ha·a), A är årsavrinningen i mm, q är avrinningen i l/s vid provtagningen, c är koncentrationen i mg/l och n är antalet observationer under året.

Bestämning av kväveprofilen

För bestämning av jordens innehåll av ammonium- och nitratkväve har tagits jordprov till 1 m djup i alla försöksled. Proven togs på hösten och våren.

Markprofilen har indelats i skikt om 20 cm ned till 1 m djup. I alven har 6-8 enkelprov för varje skikt samlats till ett generalprov per försöksruta. I matjorden (0-20 cm) togs 16 enkelprov per ruta. Variationen i matjorden är nämligen större än i alven.

Jordproven kylades omedelbart och djupfrystes samma dag som de togs. Detta

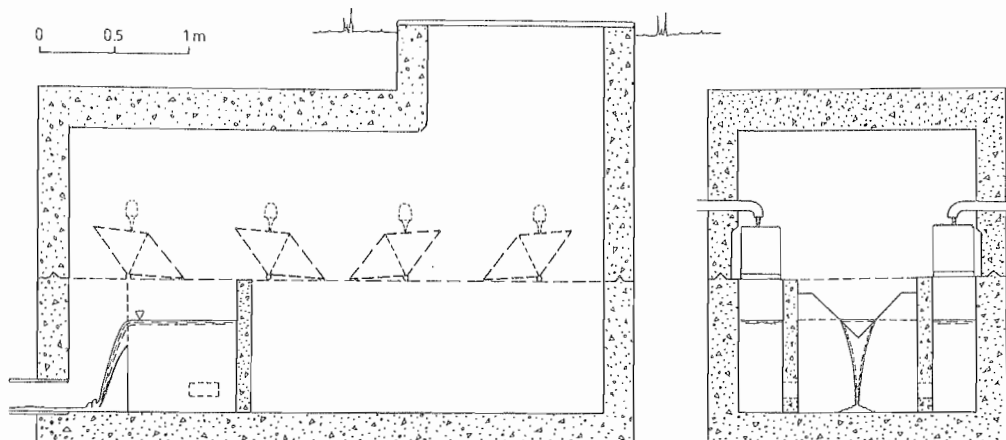


Fig. 3. Underjordisk mätstation med vippkärl och triangulärt överfall. Underground measuring station with tilting vessels and triangular weir.

Tabell 1. Gödsling och växtföljd. *Manuring and crop rotation.*

| Led ^a | Ruta ^b | Gödsling (N kg/ha) | | | | |
|------------------|-------------------|--------------------|--------------|--------|--------|-------|
| | | Okt-77 | Maj-78 | Okt-79 | Maj-80 | Summa |
| NO | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NO | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| N1 H | 1 | 110 | 0 | 44 | 0 | 154 |
| N2 H | 5 | 220 | 0 | 89 | 0 | 309 |
| N3 H | 7 | 330 | 0 | 133 | 0 | 463 |
| N1 V | 4 | 0 | 87 | 0 | 29 | 116 |
| N2 V | 2 | 0 | 174 | 0 | 58 | 232 |
| N3 V | 6 | 0 | 261 | 0 | 88 | 349 |
| | | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Gröda | Alla | | Vårvete | Korn | Havre | |
| Crop | All | | Winter wheat | Barley | Oats | |

^aTreatment. ^bPlot.

för att förhindra kväveomsättningar.

För upplysningar om provberedning och analys hänvisas till Brink & Lindén (1980).

Växtodlingen

Försöket inleddes 1976 med ett bakgrundsår för utjämning efter tidigare odling. Växtföljd och gödsling framgår av tabell 1. Halmen brukades ned efter skörden.

Efter en måttligt stor kvävegiva under bakgrundsåret differentierades gödslingen fr.o.m. hösten 1977.

Nötkreatursskötseln på Viad upphörde 1979. Därefter har det varit svårt att anskaffa gödsel med tillräckligt högt kväveinnehåll. Detta avspeglar sig i gödselgivorna 1979 och 1980. Långväga gödseltransporter komplicerade och fördröjade försöket avsevärt.

Skördens storlek har uppskattats med två cirkulära skördeytor om 4,0 m² vardera i varje försöksruta. Kväveinnehållet i kärnan har bestämts.

Fältet har besprutats mot ogräs med MCPA i stråsädesgrödorna.

Tabell 2. Nederbörd och avrinning. *Precipitation and runoff.*

| Led | Ruta | 77/78 | 78/79 | 79/80 | 80/81 |
|-----------------------|------|-------|-------|-------|-------|
| Nederbörd | (mm) | 695 | 548 | 536 | 618 |
| Avrinning | (mm) | | | | |
| NO | 3 | 104 | 67 | 54 | 105 |
| NO | 8 | 167 | 162 | 80 | 121 |
| N1 H | 1 | 117 | 63 | 61 | 129 |
| N2 H | 5 | 122 | 67 | 92 | 105 |
| N3 H | 7 | 193 | 129 | 125 | 167 |
| N1 V | 4 | 107 | 68 | 66 | 93 |
| N2 V | 2 | 108 | 50 | 78 | 106 |
| N3 V | 6 | 115 | 66 | 80 | 104 |
| Överfall ^a | | 129 | 84 | 80 | 116 |

^aTriangular weir.

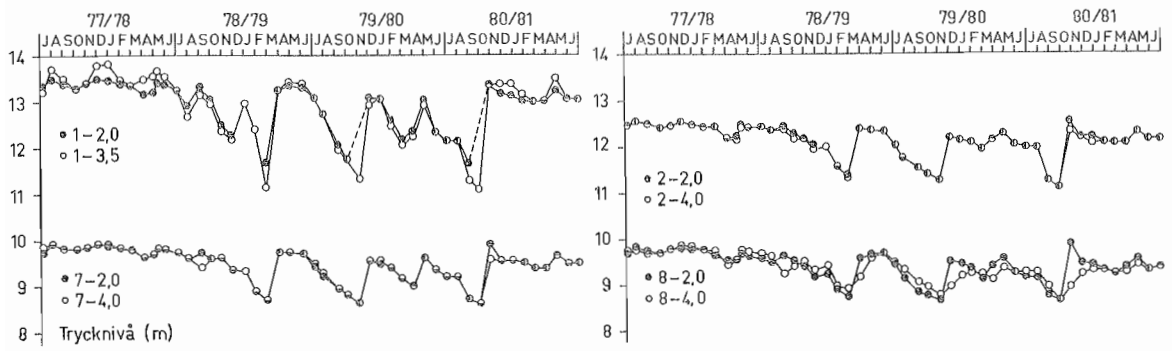


Fig. 4. Grundvattnets trycknivåer på olika djup. *The piezometric levels at different depths.*

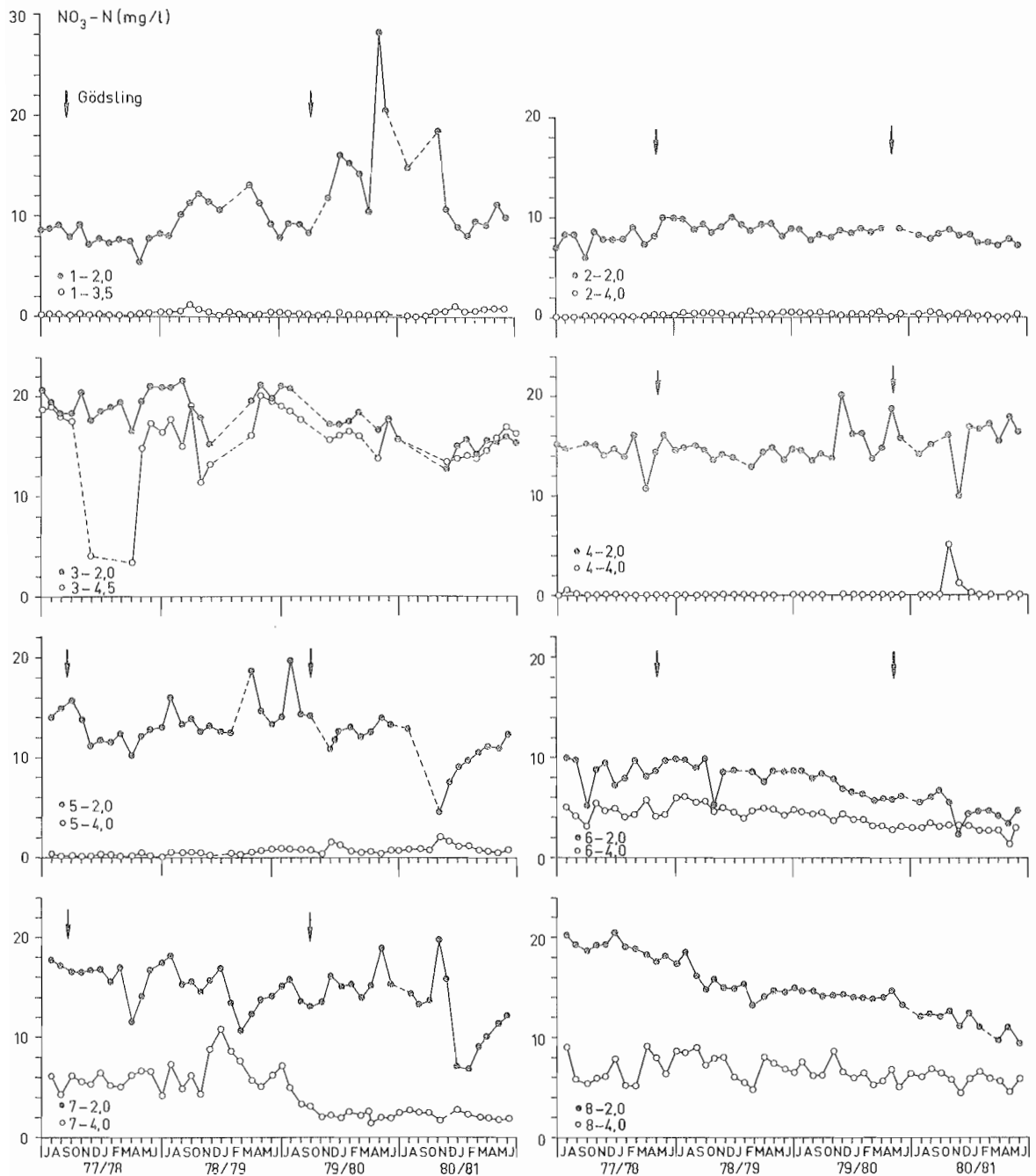


Fig. 5. Nitratkväve i grundvattnet. *Nitrate nitrogen in the groundwater.*

RESULTAT OCH DISKUSSION

Allmänt

Resultatredovisningen gäller de fyra agrohydrologiska åren 77/78, 78/79, 79/80 och 80/81. Ett agrohydrologiskt år sträcker sig från 1 juli till 30 juni nästföljande år.

Nederbörden och avrinningen

Nederbörden mäts fortlöpande av SMHI, som har en nederbördsstation 400 m från försöksfältet. Den varierade ganska mycket mellan åren (tabell 2).

Avrinningsmätningarna med överfall och vippkärl överensstämde ganska väl. Avvikelserna var mindre än $\pm 10\%$. Värdena i tabell 2 grundar sig på överfallsmätningarna, som fördelats på rutorna efter vippkärlsmätningarna. Året 79/80 är ett undantag. Då fungerade överfallet inte alls under vårfloden samtidigt som en del vippningar inte registrerades. Totalflödet har därför skattats med hänsyn till nederbörden. Relationerna mellan försöksleden har inte rubbats härigenom. Ett och annat vippkärlsvärde har också måst justeras när registreringar uteblivit.

Det förelåg stora skillnader i avrinning mellan rutorna 7 och 8 och de övriga. Förklaringen ligger i att det långa tider rådde upptryck på de rutorna (fig. 4), vilket visar att vatten kan komma också från annat håll än fältet. Detsamma gäller i någon mån ruta 1 som ligger i närheten av en höjd. Härtill kommer ojämnheter i uppfångningen av ytligt avrinnande vatten. Ruta 7 var den som fungerade bäst härutinnan.

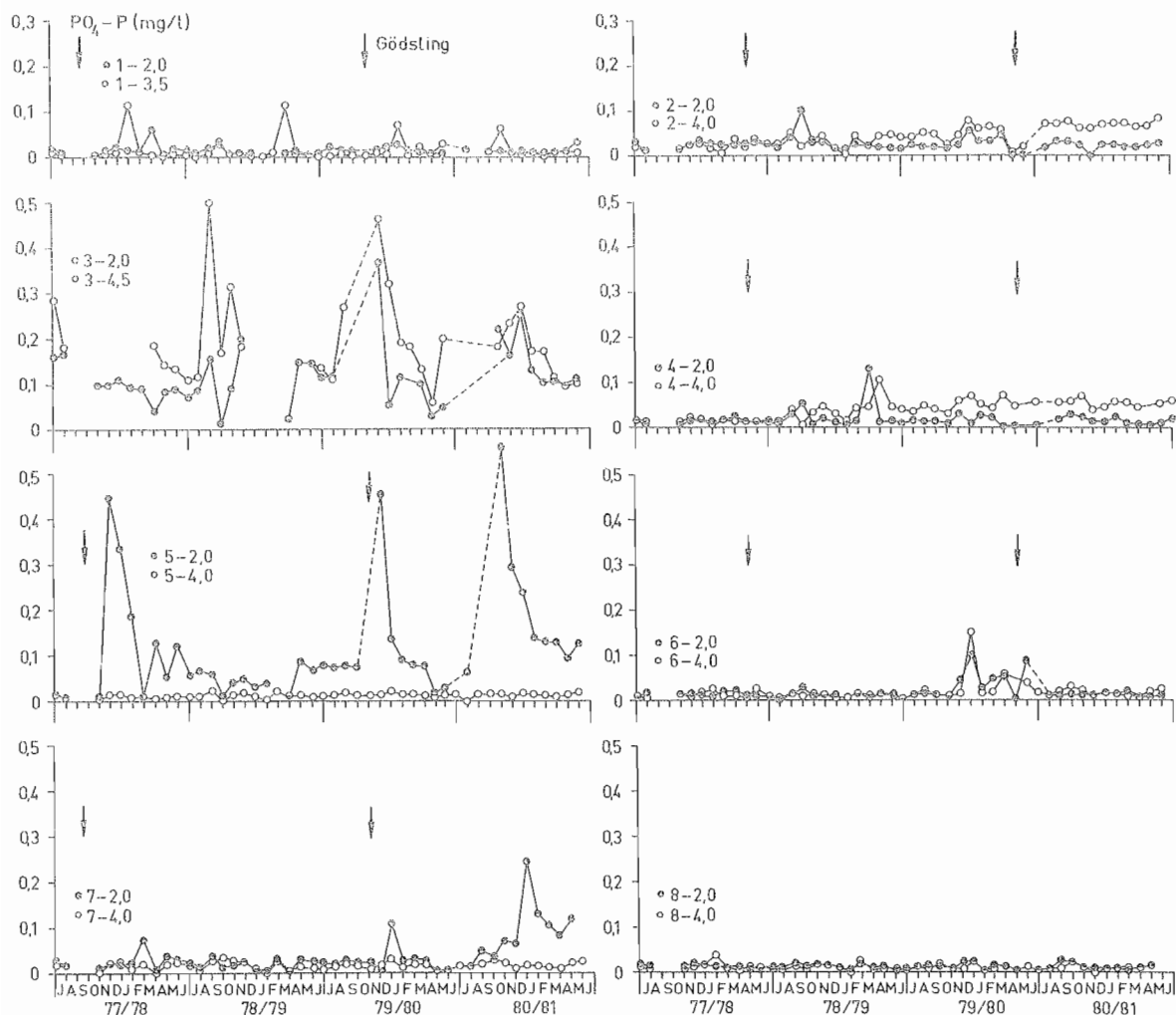


Fig. 6. Fosfatfosfor i grundvattnet. *Phosphate phosphorus in the ground-water.*

På grund av relativt stora tryckskillnader mellan rutorna kan inte horisontalströmmen från högre belägna rutor till lägre uteslutas. De likstora trycknivåerna på ruta 2 utesluter ej att horisontalströmmar förekommer i djupa skikt.

Grundvattnet

Grundvattnet under dräneringsdjup innehöll en hel del nitrat (fig. 5) och naturligt nog mest i de grunda rören (2 m). Även i en del djupa rör förekom höga halter. Detta gäller särskilt rör 3-4,5, dvs. röret på ruta 3 och djupet 4,5 m. På grund av samvariationen med rör 3-2,0 kan man misstänka att tätningen kring röret fallerat. Det sistnämnda styrks av att fosfatfosfor uppträdde på samma sätt (fig. 6). Till bilden hör också att rutan har en avvikande lagerföljd som underlättar transporten i vertikal och horisontell led. I övrigt har rören fungerat väl.

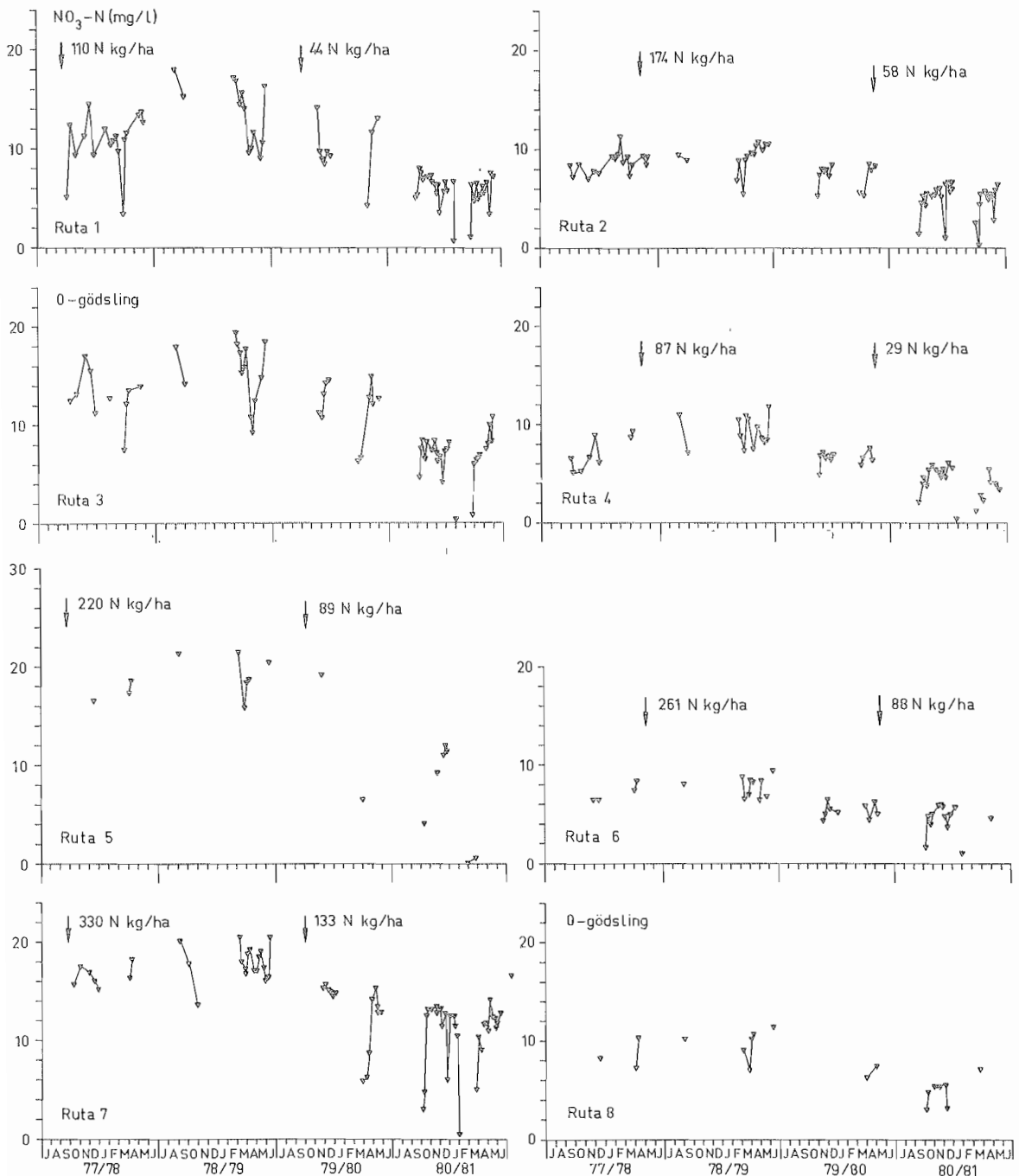


Fig. 7. Nitratkväve i dräneringsvattnet. Nitrate nitrogen in the drainage water.

Höga halter på stora djup beror på att där finns mycket mineralkväve i jordprofilen. Detta kväve måste ha kommit från ytan eller möjligen från sidan i tidigare skeden. Det sistnämnda kan gälla rutorna 7 och 8, där det ju tidvis råder upptryck.

Ifråga om fosfor (fig. 6) återkommer kraftiga stötar nästan regelbundet på höstgödslade rutor. Detta har uppenbarligen inte med den aktuella gödslingen att göra eftersom saken inträffade också på 0-rutan 3.

Dräneringsvattnet

Nitralthalterna i dräneringsvattnet var klart högre efter höstgödslingen än efter vårgödslingen (fig. 7).

Bilden kompliceras emellertid av att också ruta 3 med 0-gödslingen visar höga värden. På grund av avvikande jordprofil med inslag av sand och mo och vattenförande skikt kan vatten där lätt nå dräneringsledningarna från ytan. Influens från den högre liggande rutan 1 kan också tänkas. Värdena från ruta 3 kan därför ligga något för högt.

Också den andra 0-rutan (nr 8) gav möjligen för höga värden. Där var ju avrinningen i stället så stor att den vid transportberäkningarna kompenserade de lägre halterna (cf tabell 4).

Kväveprofilen

Mängden mineralkväve ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) var genomgående större efter höstspredningen än efter vårspredningen (fig. 8). Detta beror på att gödselmängderna blev större i det förra än i det senare fallet. Sambanden mellan gödselkväve och profilkväve ses tydligt i fig. 9a.

Som det framgår av figuren faller 0-leden väl in på linjen för höstgödslingen men ligger ett stycke över den för vårgödslingen. Det sistnämnda förbryllar. Antingen har 0-leden råkat hamna på rutor med extra hög mineraliseringsförmåga eller har förlusterna efter vårgödslingen tillsammans varit särskilt stora.

Nitratprofilerna i okt-76 innan försöket startades och profilerna i slutskedet tyder inte på någon exceptionellt stor mineralisering i bakgrunden. Det återstår således att granska förlusterna.

Kväveskörden

I tabell 3 redovisas skördat kväve i kärnan. Vårgödslingen gav i stort sett lägre skörd än höstgödslingen. Detta kan återföras på kväveprofilen, som ju visade samma mönster, och i sista hand på gödslingen.

Sambanden mellan profilkväve och skördat kväve var emellertid inte så starka. Den bästa korrelationen uppnåddes i regression av kväveskörd på höstprofil.

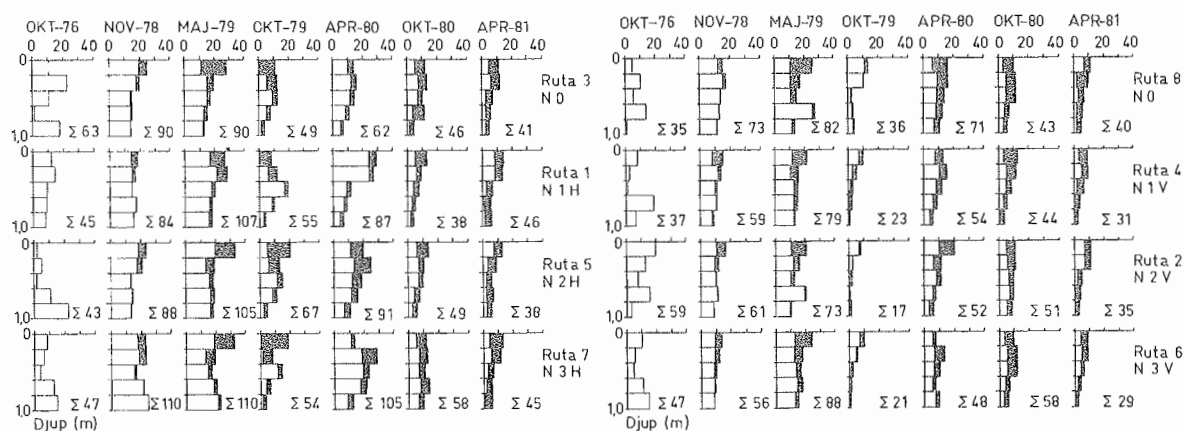


Fig. 8. Mineraliskt kväve i jordprofilerna. *Mineral nitrogen in the soil profiles.*

Tabell 3. Kärnskörd. *Grain harvest.*

| Led | Ruta, <i>plot</i> | Skörd (N kg/ha) | | | |
|--------------------|-------------------|-----------------|------|-------|-------|
| | | 1978 | 1979 | 1980 | Summa |
| NO | 3 | 27 | 68 | 57 | 152 |
| NO | 8 | 31 | 50 | 47 | 128 |
| N1 H | 1 | 30 | 58 | 65 | 153 |
| N2 H | 5 | 44 | 62 | 76 | 182 |
| N3 H | 7 | 27 | 61 | 86 | 174 |
| N1 V | 4 | 37 | 57 | 53 | 147 |
| N2 V | 2 | 31 | 52 | 61 | 144 |
| N3 V | 6 | 43 | 36 | 57 | 136 |
| Gröda ^a | Alla | Vårvede | Korn | Havre | |

^a*Explanations see table 1.*

Kväveskörd-höstprofil $y = 0,3715 x + 90$, $r = 0,7616$

Kväveskörd-vårprofil $y = 0,3463 x + 82$, $r = 0,7358$

Detta kan möjligen tyda på att höstvärdena är stabilare underlag än vårvärdena, som kan förändras snabbt genom mineralisering.

Det kan tilläggas att skördeuppskattningen är i osäkraste laget. Den borde ha skett på fler än två ytor. Regressionerna gäller summan av alla skördar och kväveprofiler under perioden.

Utlakningen

Transporten av näringsämnen framgår av tabell 4. Tydliga skillnader fanns också här mellan höst- och vårspridning till förmån för den senare.

Värdena för NO_3 och tot-N på ruta 5 för 79/80 avviker emellertid kraftigt. De är mycket osäkra. Anledningen är att ruta 5 har ett från övriga rutor avvikande avrinningsmönster. Snabb avrinning vid töväder har medfört att det blivit bara två vattenanalyser 79/80 som uppenbarligen givit för låga värden det året. Räknar man med en likartad tidserie för ruta 5 som i de närliggande rutorna 3 och 7 får man $\text{NO}_3\text{-N} = 10$ kg/ha i stället för 6,0 och tot-N = 13 kg/ha i stället för 7,5. Värdet 13 kg/ha har använts vid följande beräkningar.

Utlakningen ökade exponentiellt med höstprofilens N (fig. 9b). Sambandet var starkt. Också regressionen av utlakningen på vårprofilen gav ett relativt starkt exponentiellt samband

$y = \exp(0,0108 x + 1,48)$, $r = 0,9105$.

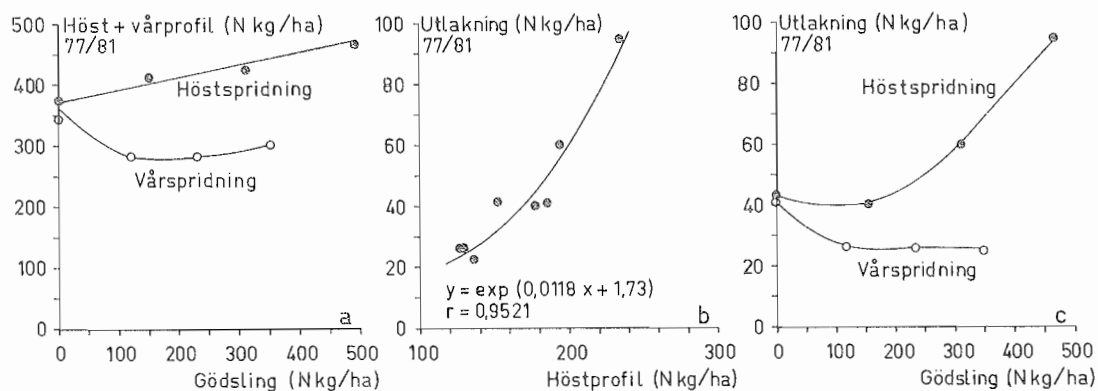


Fig. 9. Samband mellan gödsling, kväveprofiler och utlakning. *Relations between manuring, nitrogen profiles and leaching.*

Tabell 4. Utlakning av växtnäring efter höst- och vårgödsling. *Leaching of nutrients after manuring in autumn (H) and spring (V). (Values in kg/(ha·a).)*

| Led | Ruta | NO ₃ -N | NH ₄ -N | N-tot | PO ₄ -P | P-tot | K |
|-------|------|--------------------|--------------------|-------|--------------------|-------|-----|
| 77/78 | | | | | | | |
| NO | 3 | 13,8 | 0,03 | 14,5 | 0,07 | 0,11 | 5,9 |
| NO | 8 | 12,0 | 0,05 | 12,5 | 0,08 | 0,13 | 3,7 |
| N1 H | 1 | 11,1 | 0,02 | 12,1 | 0,07 | 0,09 | 6,2 |
| N2 H | 5 | 21,1 | 0,09 | 22,2 | 0,11 | 0,15 | 7,8 |
| N3 H | 7 | 31,8 | 0,02 | 33,6 | 0,08 | 0,10 | 9,3 |
| N1 V | 4 | 7,2 | 0,02 | 7,8 | 0,04 | 0,05 | 3,6 |
| N2 V | 2 | 8,7 | 0,02 | 9,5 | 0,03 | 0,05 | 3,3 |
| N3 V | 6 | 7,7 | 0,01 | 8,2 | 0,03 | 0,05 | 3,2 |
| 78/79 | | | | | | | |
| NO | 3 | 11,3 | 0,03 | 12,0 | 0,06 | 0,25 | 4,2 |
| NO | 8 | 16,5 | 0,05 | 17,8 | 0,15 | 0,39 | 5,7 |
| N1 H | 1 | 10,5 | 0,01 | 11,2 | 0,16 | 0,22 | 4,7 |
| N2 H | 5 | 13,2 | 0,01 | 13,6 | 0,11 | 0,15 | 4,0 |
| N3 H | 7 | 25,0 | 0,03 | 25,8 | 0,09 | 0,10 | 5,8 |
| N1 V | 4 | 7,1 | 0,02 | 8,0 | 0,06 | 0,12 | 3,3 |
| N2 V | 2 | 4,6 | 0,01 | 4,9 | 0,03 | 0,06 | 1,7 |
| N3 V | 6 | 5,4 | 0,01 | 5,7 | 0,04 | 0,07 | 2,0 |
| 79/80 | | | | | | | |
| NO | 3 | 6,6 | 0,07 | 7,0 | 0,13 | 0,19 | 3,5 |
| NO | 8 | 5,0 | 0,16 | 6,3 | 0,40 | 0,56 | 4,4 |
| N1 H | 1 | 5,5 | 0,09 | 8,4 | 0,21 | 0,33 | 4,7 |
| N2 H | 5 | (6,0) | - | (7,5) | - | - | - |
| N3 H | 7 | 16,8 | 0,18 | 17,5 | 0,31 | 0,50 | 8,2 |
| N1 V | 4 | 4,2 | 0,06 | 4,8 | 0,07 | 0,10 | 2,9 |
| N2 V | 2 | 5,5 | 0,11 | 5,8 | 0,16 | 0,33 | 3,9 |
| N3 V | 6 | 4,8 | 0,09 | 5,4 | 0,16 | 0,17 | 4,1 |
| 80/81 | | | | | | | |
| NO | 3 | 7,2 | 0,04 | 7,8 | 0,23 | 0,40 | 5,1 |
| NO | 8 | 5,6 | 0,06 | 6,3 | 0,11 | 0,48 | 2,3 |
| N1 H | 1 | 7,6 | 0,04 | 8,0 | 0,23 | 0,36 | 8,0 |
| N2 H | 5 | 8,5 | 0,05 | 10,9 | 0,25 | 0,40 | 4,0 |
| N3 H | 7 | 16,2 | 0,07 | 18,2 | 0,13 | 0,25 | 5,8 |
| N1 V | 4 | 4,7 | 0,04 | 5,0 | 0,11 | 0,20 | 2,9 |
| N2 V | 2 | 4,8 | 0,04 | 5,3 | 0,10 | 0,19 | 3,0 |
| N3 V | 6 | 5,7 | 0,04 | 5,7 | 0,11 | 0,21 | 1,8 |

Regressionerna gäller summa utlakning 77/81 och summan av höst- resp. vårprofiler 78/81.

Sambanden mellan utlakning och gödsling slutligen är entydiga (fig. 9c). Höstgödslingen medförde betydligt större förluster än vårgödslingen. Den yttersta orsaken härtill är emellertid inte lätt att genomskåda. Kväveprofilen har visserligen en avgörande betydelse vilket både släktskapet mellan fig. 9a och 9c liksom fig. 9b visar. Men frågan varför vårprofilerna

hade lägre kväveinnehåll än höstprofilen vid lika gödsling är obesvarad.

En förklaring kan vara olika förluster till luften. Vårspridningen skulle i så fall fullt rimligt ha stimulerat denitrifikationen i profilerna. O-leden hade ju högre värden än de vårgödslade.

Det kan tilläggas att permanganattalen från början var mycket låga (<10 KMnO_4 mg/l) och att de efterhand ökade särskilt på de höstgödslade rutorna. Där var värdena 18-38 mg/l i medeltal sista året. Detta visar att också organiska ämnen läckte alltmer.

Ledningstalet i dräneringsvattnet varierade mellan 200 och 520 $\mu\text{s/cm}$ oberoende av gödslingen. Nederbörden var här utslagsgivande. pH var lägst 6,7 och högst 7,8. Inte heller i detta fall betydde gödslingen något.

Balansräkning

Balansräkningar för de två agrohydrologiska åren 1979/80 och 1980/81 ges i fig. 10. Utgångsläget på inkomstsidan är kväveprofilen på våren. Här till har lagts gödsling, kvävefixering och nedfall. Summan av de två sistnämnda har schablonmässigt satts till 30 N kg/(ha·a). På utgiftssidan finns kväveskörden i kärnan, utlakningen och kväveprofilen nästkommande vår. Balansen kan vara positiv eller negativ. Positiv balans innebär att marken har levererat kväve, negativ balans betyder förluster till luften och bindning i jorden.

Det första av de två åren var balansen för det mesta positiv. Detta var en direkt följd av att ingen gödsling förekom. Ökat tillskott från marken på grund av gödslingen hösten 1977 (rutorna 1, 5 och 7) gav inget utslag i skörden men väl i utlakningen och i mängden mineralkväve i profilen. Detta tyder på att mineraliseringen kom för sent för att grödan skulle ha nytta av det frigjorda kvävet. Vårgödslingen 1978 (rutorna 4, 2 och 6) hade däremot ingen kvarvarande effekt på någon faktor. Den negativa balansen på ruta 6 var en följd av dålig skörd.

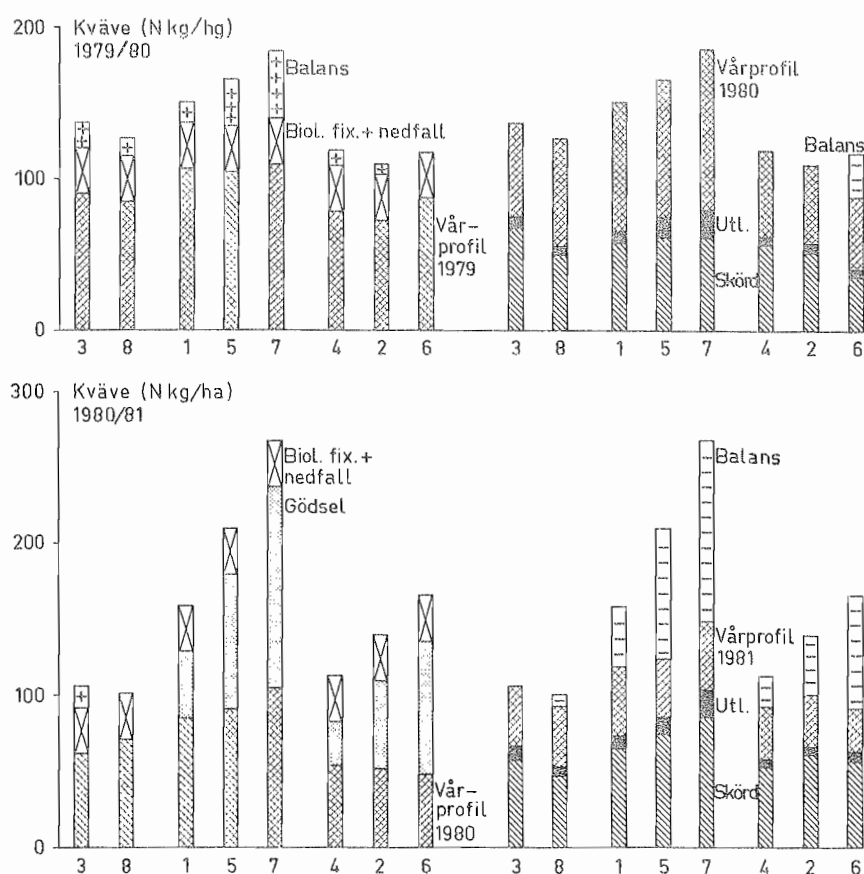


Fig. 10. Balansräkningar för kväve. Balance sheets for nitrogen.

Det andra året (1980/81) var balansen mest negativ som följd av gödslingen. Man kan i sammanhanget bortse från den lilla minusbalansen för ruta 8 som rätteligen borde haft en positiv balans. Skördeutbytet förbättrades på, men inte av gödslingen utan snarare av kvävet i profilen. Den negativa balansen täcker ju en stor del av gödselkvävet. Läggs utlakning till balansen överskrids mängden gödselkväve i försöksleden med höstgödsling. Det förefaller sålunda som att verkan av gödslingen på skörden fördröjts flera år, i varje fall av höstgödslingen 1977, som fick effekt först 1980.

Den inledningsvis framförda förklaringen att kväveutlakningen skulle ha stor betydelse för höstgödslingens skördeeffekt har inte bekräftats genom denna undersökning. Även om dess betydelse växte med kvävegivans storlek utgjorde den alltfört en liten del av den totala budgeten. Summan av det kväve som upplagrades i marken och försvann till luften var betydligt större. Vilketdera som var störst är ovisst. Likväl är nog en gissning på upplagringen inte så fåvitsk.

SAMMANFATTNING

Målet med undersökningen var att fastställa spridningstidens betydelse för utlakningen av växtnäring efter flytgödselspridning.

Försöket har utförts i ett rutförsök på Viad i Södermanland. Åtta separat dränerade rutor om vardera 0,33 ha ingår. Jordarten är mellanlera. Försöket gäller höst- och vårspridning i stigande mängder. Kvävegivorna låg mellan 0 och 330 N kg/ha. Växtföljden var vårvete, korn och havre. Avrinningen mättes. Dräneringsvattnets och grundvattnets kvalitet bestämdes med jämna mellanrum. Jordprofiler togs höst och vår för bestämning av jordens innehåll av mineraliskt kväve.

Utlakningen ökade exponentiellt med kväveprofilen. Den var betydligt större efter höstgödslingen än efter vårgödslingen och starkt beroende av kväveprofilen. Men vårprofilerna hade lägre kväveinnehåll än höstprofilerna vid lika gödsling, möjligen beroende på kraftigare denitrifikation efter vårspridningen. Den yttersta orsaken till skillnaden mellan höst- och vårgödslingen är sålunda oklar.

Kväveutlakningen hade liten effekt på skördeutbytet. Gödslingens verkan på skörden tycks ha fördröjts flera år.

LITTERATUR

- Brink, N. 1968. Self-purification in an open ditch. *Water Research*, 2, 481-503.
- Brink, N. & Lindén, B. 1980. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. *Ekohydrologi* nr 7, 3-20.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. *Ekohydrologi* nr 1, 1-60.
- Mattsson, L. 1978. Kvävegödsling på hösten till höstvete. *Rapp. 116. Inst. Markvet. Avd. Växtnäring, SLU.*
- Steineck, S. 1979. Växtnäringsvärdet i flytgödsel. *Reg. försöksledarm. Växjö 12-13 dec. Inst. Markvet. Avd. Växtnäring, SLU.*
- Steineck, S. 1981. Flytgödsel - användbar kväveresurs. *Konsulentavd. Rapp. SLU Allm. 32, 3:1-3:3.*
- Waern, P. 1982. Höst- och vårspridning av kväve till höstvete. *Rapp. 140 Inst. Markvet. Avd. Växtnäring, SLU.*

INFILTRATION AV LAKVATTEN FRÅN MALDA SOPOR

Leachate migration through soils

Gunnar Fryk och Thord Ohlsson

Abstract. The purpose of the investigation was to study some of the factors which may influence the composition of the leachate in infiltration through a soil pillar.

The investigation was executed in column scale, and on average 2,100 mm leachate percolated through the different columns. The reference column consisted of 1.0 m clay.

In several columns a nitrification was observed of the ammonium content in the leachate in the surface layer, and a subsequent denitrification somewhat lower down in the soil profile. Under severely reducing circumstances a simultaneous release of iron and manganese from the ground was recorded. The force of the reducing environment and the increase of nitrification and denitrification bacteria was heavily affected by the varying conditions of the experiment.

Naturally water saturation wholly excluded the nitrification, and the nitrogen persisted in reduced form. Over 70 % of the inherent nitrogen remained in the soil in the form of ammonium. Increasing quantities of ammonium were also noted in the runoff water at the end of the experiment. Severely reducing environments had the result that large quantities of the soil's iron and manganese were released. Furthermore, a severely impaired ability to fix organic material and phosphorus was observed.

The addition of easily accessible carbon favoured primarily the anaerobic microbial activity, and only minor quantities of nitrate remained in the runoff water. The quantity of ammonium in the soil too was low, and this column also displayed by far the greatest nitrogen purification ability.

Alternating saturation and drying gave rise to a more oxidizing environment and all the fixed ammonium in the soil was nitrified. Nor was any release observed of the iron and manganese in the soil. By reason of incomplete denitrification the runoff water contained higher levels of nitrate even after the system attained equilibrium. An increased turnover of organic material was recorded as well.

A more oxidizing environment also prevailed when the temperature in the column was lowered from room temperature to + 4 °C. The nitrate leakage thereby increased considerably at the same time as the quantity of ammonium in the soil declined. Due to the slower growth of the micro-organisms the column was not in equilibrium at the end of the experiment.

The effect of the soil was studied by means of comparison of the clay with a fine sand soil. This displayed the least reducing environment of all the columns. The nitrogen leakage was therefore considerable. Very high nitrate contents were observed in runoff water even after attainment of equilibrium. Furthermore there was over twice as much organic material and phosphorus in the water from this column as in that from the reference column.

The depth of the soil profile did not appreciably affect the quantity of nitrogen in either the soil or the runoff water. On the other hand, the quantity of organic material and phosphorus in the runoff water decreased with increased depth.

INLEDNING

Åren 1978-80 utförde avdelningen för vattenvård vid Sveriges lantbruksuniversitet ett fältförsök där utlakningen från upplag av malda sopor studerades (Fryk 1981). Försöket låg i anslutning till Ekerö kommuns sopstation på Färingsö och syftade bl.a. till att fastställa lakvattnets inverkan på grundvattnet.

Under detta arbete framkom behov av att mera i detalj studera vilka faktorer som påverkar lakvattnets sammansättning vid infiltration i olika markmaterial under varierande förhållanden.

Lakvattnet innehåller både näringsämnen, tungmetaller och organisk substans som kan förorena grundvattnet. Vid infiltration i marken kan emellertid föroreningsrisken minska genom olika processer. Det organiska materialet kan fastläggas i markens porsystem eller omsättas, tungmetallerna kan bindas genom jonbyte, utfällning och upplagring i organiskt material och näringsämnen kan immobiliseras i organiskt material, bindas, fällas ut eller förflyktigas (Robertsson 1979).

Tabell 1. Lakvattnets sammansättning. *Leachate characteristics. (Values in mg/l, cond. $\mu\text{S/cm.}$)*

| Ämne | Mv ^a | Variationsbredd ^b | Ämne | Mv ^a | Variationsbredd ^b |
|--------------------|-----------------|------------------------------|---------------------|-----------------|------------------------------|
| Tot-N | 160 | 114-219 | pH | 7,7 | 7,5-8,1 |
| NO ₃ -N | 0 | 0 | Cl | 560 | 466-628 |
| NH ₄ -N | 150 | 93-215 | Kond. | 4100 | 3900-5200 |
| Org. N | 10 | 3-21 | Tot-Fe ^c | 17,0 | 8,8-30 |
| Tot-P | 1,3 | 0,7-2,2 | Fe ^d | 5,7 | 2,4-8,1 |
| PO ₄ -P | 0,6 | 0-1,6 | Tot-Mn ^c | 3,8 | 2,2-4,9 |
| KMnO ₄ | 920 | 680-1010 | Mn ^d | 3,7 | 1,7-4,6 |

^aMean value. ^bVariation range. ^cDissolved + particulate. ^dDissolved.

Dessa studier utfördes som kolonnförsök i laboratorieskala där lakvatten från soptippen på Färingsö infiltrerades genom olika jordkolonner. Efter som förutsättningarna för uppkomsten av reducerande förhållanden ofta är gynnsamma i ett sopupplag (Fryk 1981) ingick försöksled med varierande lufttillträde och mikrobiell aktivitet.

I ett flertal amerikanska undersökningar har reningsförmågan hos olika markmaterial vid lakvattenpåverkan studerats. Här kan nämnas Farquhar & Rovers 1976, Fuller & Korte 1976, Roulier 1976 och Griffin *et al.* 1976. I en svensk undersökning har reningsförmågan hos sand och mo studerats (Fryk & Heinemo 1979).

Nämnas kan också en svensk studie över markbäddar och infiltrationsanläggningar (Andersson, Ljunggren & Nyberg 1979).

MÅL OCH METOD

Försökets målsättning var att studera några av de faktorer som kan påverka lakvattnets sammansättning vid infiltration genom en jordpelare.

För att nå målet iordningställdes nio kolonner med varierande temperatur, jordart, mäktighet, lufttillträde och mikrobiell aktivitet. Den mikrobiella aktiviteten stimulerades genom att halm blandades in i jorden och hämmades genom tillsats av HgCl₂ i lakvattnet. Lufttillträdet ändrades genom varierande vattenmättnad i kolonnerna. Lakvatten, avrinnande vatten och jord analyserades.

Försöket pågick i 148 dygn.

MATERIAL OCH METODER

Lakvatten

Lakvatten hämtades från Ekerös kommunala soptipp på Färingsö. Avfallet bestod av malda hushållssopor som blandats med stabiliserat avloppsslam och därefter lagts ut i upplag med varierande höjd. Avfallets sammansättning har beskrivits av Fryk (1981). Avrinnande lak- och ytvatten samlas via dräneringsdiken i en damm, från vilken återpumpning sker.

Under försökstiden hämtades nytt lakvatten sex gånger från dammen. Vid tre tillfällen var dammen istäckt. Lakvattnets sammansättning framgår av tabell 1. Koncentrationen av Zn, Cu, Cd och Ni var under hela försökstiden mycket låg. BOD var 180 mg/l och COD 1100 mg/l, vilket visar att det organiska materialet i lakvattnet var relativt stabilt och omsattes endast i mindre omfattning.

I ett försöksled tillsattes HgCl₂ för att hämma den mikrobiella aktiviteten. Den analyserade Hg-halten var 43 mg/l.

Dessutom lakades en kolonn med artificiellt regnvatten.

Tabell 2. Kemisk och fysikalisk sammansättning av kolonnmaterialiet.
Chemical and physical properties of the column content.

| Ämne | Lerjord ^a | Mojord ^b | Ämne | Lerjord ^a | Mojord ^b |
|---|----------------------|---------------------|-------------------------------|----------------------|---------------------|
| Kornstorleksfördelning (%) ^c | | | Tot-C (%) | 1,2 | 0,16 |
| Sand, 2-0,2 mm | 3 | 6 | Tot-N (%) | 0,13 | 0,02 |
| Mo, 0,2-0,02 mm | 20 | 64 | NO ₃ -N (mg/100 g) | 0,11 | 0,45 |
| Mjåla, 0,02-0,002 mm | 22 | 27 | NH ₄ -N (mg/100 g) | 0,03 | 0,02 |
| Ler, <0,002 mm | 53 | 3 | Fe (mg/100 g) ^f | 0,4 | 1,6 |
| Mull (%) ^d | 2 | 0,2 | Mn (mg/100 g) ^f | 0,1 | 0,1 |
| CEC (mekv/100 g) ^e | 17 | - | pH (H ₂ O) | 7,4 | 5,4 |

^aClay. ^bFine sand. ^cParticle size distribution. ^dOrganic matter. ^eCation exchange capacity. ^fExchangeable (NH₄OAc, pH=5,6).

Jordar

I försöket jämfördes två olika jordar. Den ena jorden var en något mullhaltig styv lera från deponeringsplatsen på Färingsö. Som jämförelse användes en mullfattig mojord från Nantuna. Jordarnas fysikaliska och kemiska sammansättning framgår av tabell 2. Lerjorden hämtades ca en vecka innan försöket startade och torkades i rumstemperatur tills den kunde siktas genom 4 mm.

Kolonner

Kolonnerna var tillverkade av plexiglasrör med en innerdiameter av 94 mm och 3 mm tjocka väggar (fig. 1). I nedre kanten var fastlimmad en plexiglasskiva med ett avloppsrör. I botten på kolonnerna stoppades ca 5 cm pyrex glasull.

Nio olika kolonner ingick i försöket:

| Kolonn | Djup (m) | Temp (°C) | Jord | Behandling |
|--------|----------|-----------|------|--|
| 1 | 1,0 | + 20 | Lera | Lakvatten |
| 2 | 1,0 | + 20 | Lera | Lakvatten, tillsats av HgCl ₂ |
| 3 | 1,9 | + 20 | Lera | Lakvatten |
| 4 | 1,0 | + 4 | Lera | Lakvatten |
| 5 | 1,0 | + 20 | Lera | Lakvatten, veckovis tillförsel |
| 6 | 1,0 | + 20 | Lera | Artificiellt regnvatten |
| 7 | 1,0 | + 20 | Mo | Lakvatten |
| 8 | 1,0 | + 20 | Lera | Lakvatten, 10 vikts-% finmald vetehalm i de övre 10 cm |
| 9 | 1,0 | + 20 | Lera | Lakvatten, vattenmättad |

De 1 m höga kolonnerna packades med 7 kg torrs substans lera resp. 7,8 kg torrs substans mo och 1,9 m kolonnen med 13 kg torrs substans lera. Vid packning vattenmättades jorden successivt underifrån med kranvatten. Därefter fick kolonnerna dränera fritt under tre dagar innan försöket startade. Ovanpå jorden lades en glasbit, mot vilken tillfört vatten droppade och spreds jämnt över jordytan.

Lakvatten och "regnvatten" tillfördes genom en slangpump från kylskåp (+ 4 °C) till kolonnerna, med undantag av kolonn 5. Avrinnande vatten samlades i 200 ml E-kolvar under varje kolonn och pumpades till 1 l uppsamlingsflaskor i kylskåpet (fig. 1).

Kolonn 5 infiltrerades med samma mängd lakvatten som övriga kolonner, men allt lakvatten tillfördes manuellt en gång per vecka. Utloppsröret i kolonnens botten hölls därefter stängt i tre dagar och sedan fick jordpe-laren dränera fritt under fyra dagar innan nytt lakvatten åter tillfördes.

Kolonn 9 hölls helt vattenmättad genom att en slang som mynnade ca 5 cm

över jordytan var ansluten till utlopps-röret. På så sätt stod alltid lakvatten ovanpå jordytan. I denna kolonn gjordes dessutom hål för provtagning av markvatten på 10, 50 och 90 cm djup under marknivå.

Flöde

I medeltal lakades 2100 mm eller 14,5 l genom kolonnerna på 148 dygn. Eftersom skillnaden i flödet var mindre än 4 % har medelflödet (14 mm/dygn) antagits som infiltrerad vattenmängd genom alla kolonner.

Flödet valdes som den högsta antagna belastning som skulle kunna användas utan att kolonnerna sattes igen. Önskat flöde erhöles genom att pumpen arbetade varannan kvart.

Det hände emellertid ändå att några kolonner sattes igen och vatten blev stående på jordytan. Det avhjälpes antingen genom att sticka med en ståltråd i de övre 10 cm eller genom att suga ut markvatten genom utlopps-röret.

Efter ungefär halva försökstiden byttes alla tillförselslangar eftersom dessa delvis satts igen.

Provtagning

Provtagning utfördes var fjortonde dag, förutom under den första månaden då prov togs 1 gång/vecka. Från kolonnen som belastades veckovis med lakvatten samlades avrinnande vatten varje vecka. Från den vattenmättade kolonnen togs dessutom markvattenprov ut på tre olika nivåer vid varje provtagningstillfälle.

Proven förvarades okonserverade i polyetenflaskor i 2-4 °C och analyserades inom några dygn. Prov för tungmetallbestämning centrifugerades vid 10 000 rpm i 15 min., varefter det konserverades med suprapur HNO₃ (1 droppe/10 ml prov). Ocentrifugerat lakvattenprov syrabehandlades dessutom för totalhaltsbestämning.

Vid försökets slut "styckades" kolonnerna och jordprov togs från olika djup.

Analysmetoder

Jord. Mekanisk analys och bestämning av mullhalt och katjonbyteskapacitet (CEC) utfördes av Statens lantbrukskemiska laboratorium. Övriga analyser gjordes på eget laboratorium.

Kol- och kvävehalter bestämdes efter torrförbränning med elementaranalysator. Lättlösligt järn och mangan bestämdes efter extraktion med

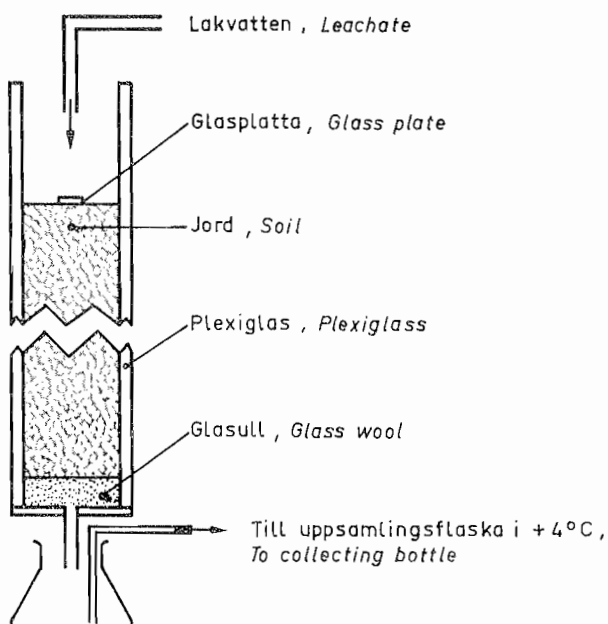


Fig. 1. Försökskolonn. *Column.*

0,5 M NH_4OAc (pH = 5,6) och nitrat och ammonium efter extraktion med 2 M KCl. pH mättes på prov-vattenblandning som skakats över natt.

Vatten. Analyserna gjordes på eget laboratorium och har beskrivits av Brink, Gustafson & Persson (1978). Kloridhalten bestämdes genom fotometrisk titrering med difenylkarbazon som indikator. Tungmetallbestämningen skedde med atomabsorptionsteknik. Tungmetaller i löst form bestämdes på centrifugerat prov och i löst + partikulär form (totalhalt) på syrauppslutet prov. Vid uppslutningen kokades 50 ml prov med 15 ml konc. HNO_3 på vattenbad i två timmar.

Följande ändringar har gjorts i analysgången: 1) Proven späddes före oxidation i autoklav vid bestämning av totalkväve och totalfosfor. 2) Permanganattalet bestämdes i ocentrifugerat prov.

RESULTAT

Klorid och effektiv porvolym

Eftersom klorid är en anjon och endast i mycket liten omfattning påverkas vid passage genom en jordpelare följer den i stort sett lakvattenfronten genom de olika kolonnerna. Kloridkoncentrationen i avrinnande vatten kan därför användas för att bestämma den effektiva porvolymen vilken definieras som den volym lakvatten som behövs för att byta ut markvattnet i kolonnen (Griffin *et al.* 1976). På grund av diffusion och infiltrationsvattnets varierande uppehållstid i olika porer blir lakvattenfronten utbredd och halten klorid i avrinnande vatten ökar successivt (fig. 2a).

Ur figuren fås att den effektiva porvolymen motsvarar ca 400 mm för 1,0 m lera, ca 800 mm för 1,9 mm lera och ca 250 mm för 1,0 m mo. Det innebär att försöksperioden omfattar ca 5 effektiva porvolymen för 1,0 m lera och ca 8 effektiva porvolymen för 1,0 m mo.

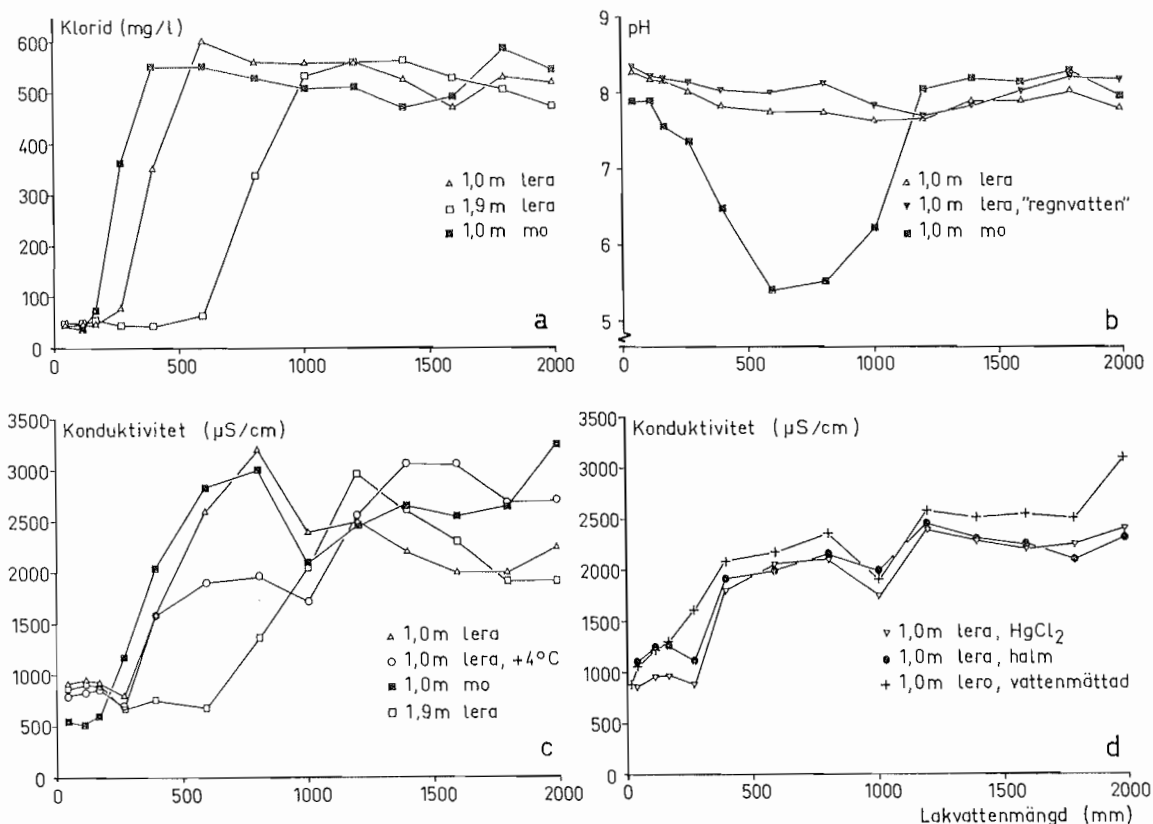


Fig. 2. Klorid, pH och konduktivitet i avrinnande vatten. *Chloride, pH and conductivity in runoff water.*

Den effektiva porvolymen upptar alltså ca 40 % av totalvolymen i kolonnerna med lerjord och ca 25 % i kolonnen med mojord.

Efter att en porvolym passerat var kloridhalten i avrinnande vatten från samtliga kolonner i stort sett densamma som i ingående lakvatten.

pH-värdet

I både ingående lakvatten och avrinnande vatten varierade pH mellan 7,5 och 8,2. Ett undantag utgjorde pH i avrinnande vatten från kolonnen med mojord som uppvisade ett kraftigt minimivärde på pH = 5,4 efter ca 600 mm (fig. 2b). Eftersom detta minimivärde sammanfaller med nitratkoncentrationens maximivärde (fig. 6d) kan det ha orsakats av att ammonium nitrifierats.

Konduktivitet

Konduktiviteten i ingående lakvatten varierade kraftigt under försöksperioden och var i medeltal ca 4100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tabell 1).

Samtidigt som den första porvolymen passerade kolonnerna ökade konduktiviteten i avrinnande vatten kraftigt och följde därmed väl kloridjonen (fig. 2c, d). I de kolonner där större mängder nitrat återfanns i avrinnande vatten (fig. 6c, d) ökade konduktiviteten ytterligare och nådde ett max.värde som sammanföll med max.värdet för nitratkoncentrationen (fig. 2c). I övriga kolonner var konduktiviteten tämligen konstant och 50-60 % av ingående lakvattens värde (fig. 2d).

Summan av klorid- och nitrathalterna uppvisade också en mycket god korrelation med konduktiviteten. Korrelationskoefficienten var 0,98 för normalkolonnen med 1,0 m lera och medeltal för samtliga kolonner var 0,93.

Kloridjonens andel i konduktiviteten tycks alltså vara ca 50 % vilket är högre än teoretiskt beräknat (35 %).

Permanganattal

Permanganattalet i ingående lakvatten var i medeltal 920 mg/l under försöksperioden (tabell 1).

Gemensamt för alla kolonner var att permanganattalet i avrinnande vatten i stort sett ökade under hela försökstiden (fig. 3). Ökningen skedde snabbast i kolonnen med mojord och i den vattenmättade kolonnen.

Vid försökets slut var permanganattalet lägst i avrinnande vatten från kolonnen med 1,9 m lera och från kolonnen som belastades veckovis med lakvatten (fig. 3a). Däremot gav kolonnerna med varierande betingelser för den mikrobiella aktiviteten (HgCl_2 , + 4 °C, halm) ingen större skillnad i permanganattalet jämfört med "normalkolonnen" med 1,0 m lera.

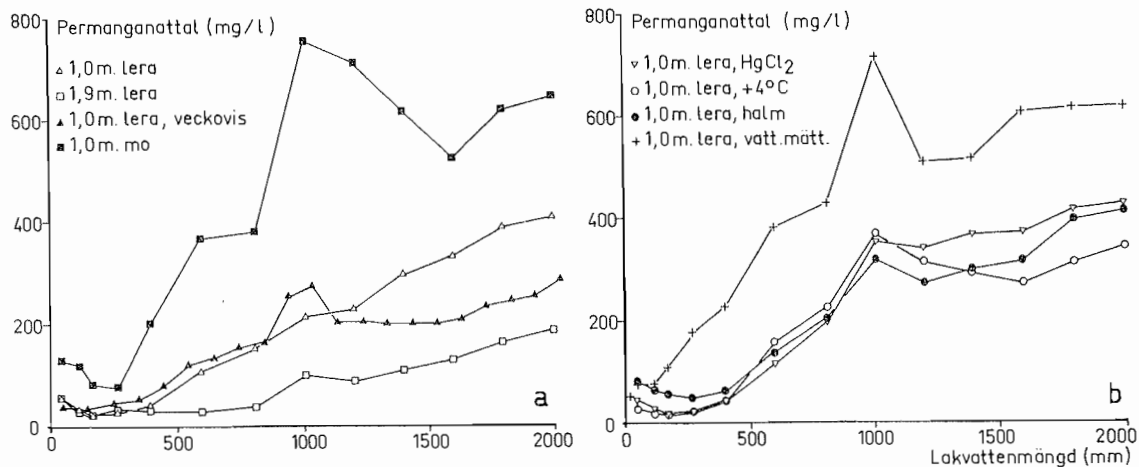


Fig. 3. Permanganattal i avrinnande vatten. *Permanganate number in runoff water.*

Reduktionen av lakvattnets innehåll av organiskt material beror tydligen främst på fastläggning i jorden och endast till mindre del på mikrobiell omsättning. Detta är inte oväntat eftersom lakvattnets kolinnehåll är mycket svårtillgängligt för mikroorganismerna och BOD utgör endast 10 % av COD. Omsättningen av det organiska materialet ökade dock något då kolonnen belastades veckovis med lakvatten (fig. 3a).

Även andra undersökningar visar att det inte sker någon nämnvärd omsättning av organiskt material vid lakvatteninfiltration (Fryk 1981, Fryk & Heinemo 1979).

Fosfor

Hälten totalfosfor i ingående lakvatten ökade gradvis under försökets gång från 0,7 till 2,2 mg/l (tabell 1). Andelen fosfat var i genomsnitt ca 50 %.

Avrinnande vatten från alla kolonner innehöll mycket låga halter av fosfor och uppgick, med undantag för den vattenmättade kolonnen, till mellan 3 och 10 % av ingående fosfor. I avrinnande vatten från den vattenmättade kolonnen återfanns 16 % av ingående fosfor. Kolonnen med mojord släppte igenom ungefär dubbelt så mycket fosfor som motsvarande lerkolonn. Inte oväntat noterades de i särklass lägsta halterna i vattnet från kolonnen med 1,9 m lera.

Fastläggningen av fosfat var mycket stor i samtliga kolonner. I avrinnande vatten från den vattenmättade kolonnen återfanns 5 % av påfört fosfat medan vattnet från övriga kolonner endast innehöll mellan 0,5 och 2 % av påfört fosfat.

Järn

Järnhalten i ingående lakvatten var i medeltal 17 mg/l varav ca 35 % utgjordes av järn i löst form (tabell 1).

Halterna i avrinnande vatten var genomgående mycket låga och understeg vid ett flertal tillfällen detektionsgränsen 0,1 mg/l. Eftersom järnfällning konstaterades i de flesta uppsamlingskärl och i vattenlåset på den vattenmättade kolonnen kan inga slutsatser dras av dessa värden.

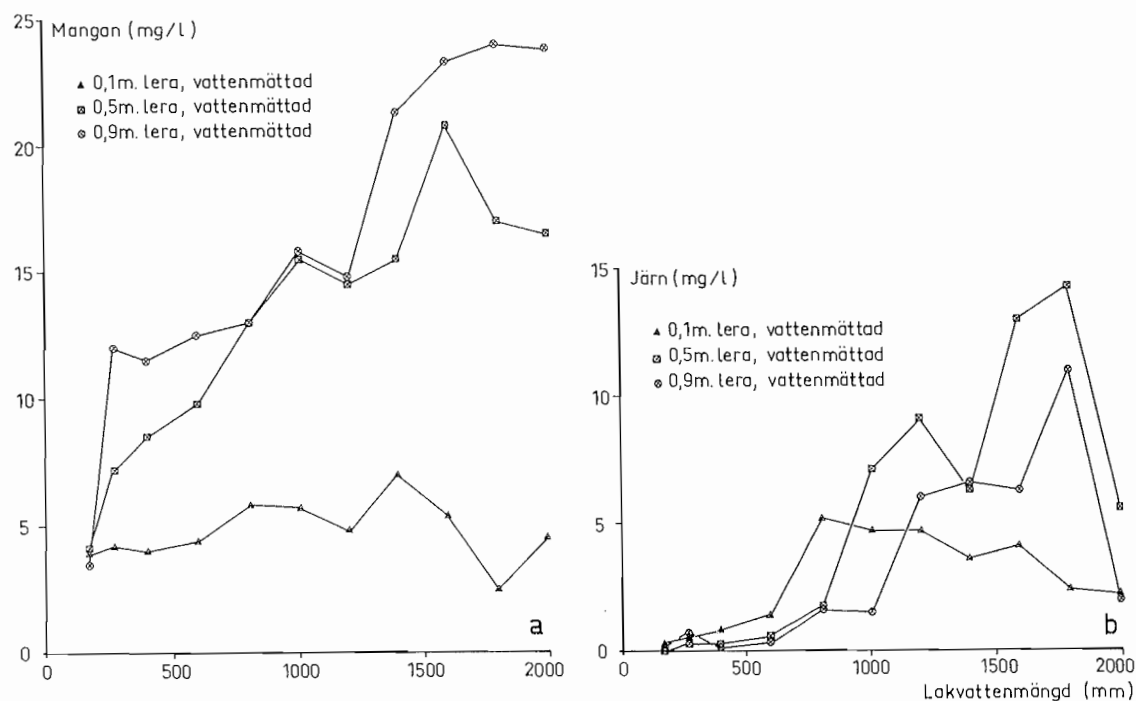


Fig. 4. Mangan och järn i löst form i markvattnet på olika djup i den vattenmättade leran. *Manganese and iron in solvent form in soil water from different depth in the submerged clay.*

I den vattenmättade kolonnen var därför halten järn i löst form i de uttagna vattenproven från olika nivåer betydligt högre än i avrinnande vatten. De högsta halterna konstaterades på 50 och 90 cm djup och var dessutom betydligt högre än i ingående lakvatten (fig. 4b). En utlösning av järn ur markmaterialet har tydligen skett.

Detta styrks också av att mängden lättlösligt järn i jorden i den vattenmättade kolonnen var avsevärt högre än summan av tillfört järn och jordens ursprungliga innehåll av lättlösligt järn (fig. 5c). Ökade mängder av lättlösligt järn noterades även i andra kolonner (fig. 5c, d). Under reducerande förhållanden har tydligen en del av markmaterialets totala järninnehåll övergått till lättlösliga former.

I flera kolonner noterades de största mängderna i nivån 10-20 cm för att sedan avta med djupet. Ett undantag utgjorde kolonnen som lakades med "regnvatten" där mängden lättlösligt järn ökade med ökat djup.

Endast obetydliga mängder lättlösligt järn noterades i kolonnen med mjord, i kolonnen i + 4 °C och i kolonnen som belastades veckovis med lakvatten.

Mangan

Manganhalten i ingående lakvatten var i medeltal 3,8 mg/l varav 97 % utgjordes av mangan i löst form.

De högsta halterna noterades i avrinnande vatten från den vattenmättade kolonnen och från kolonnen med extra tillsats av kolkälla. Eftersom även manganutfällning konstaterades i uppsamlingskärlen var manganhalterna i avrinnande vatten troligen mycket för låga. Detta styrks också av att halten mangan i löst form i de uttagna vattenproven från olika nivåer i den vattenmättade kolonnen var avsevärt högre än i avrinnande vatten. De högsta halterna noterades även här på 50 och 90 cm djup och var betyd-

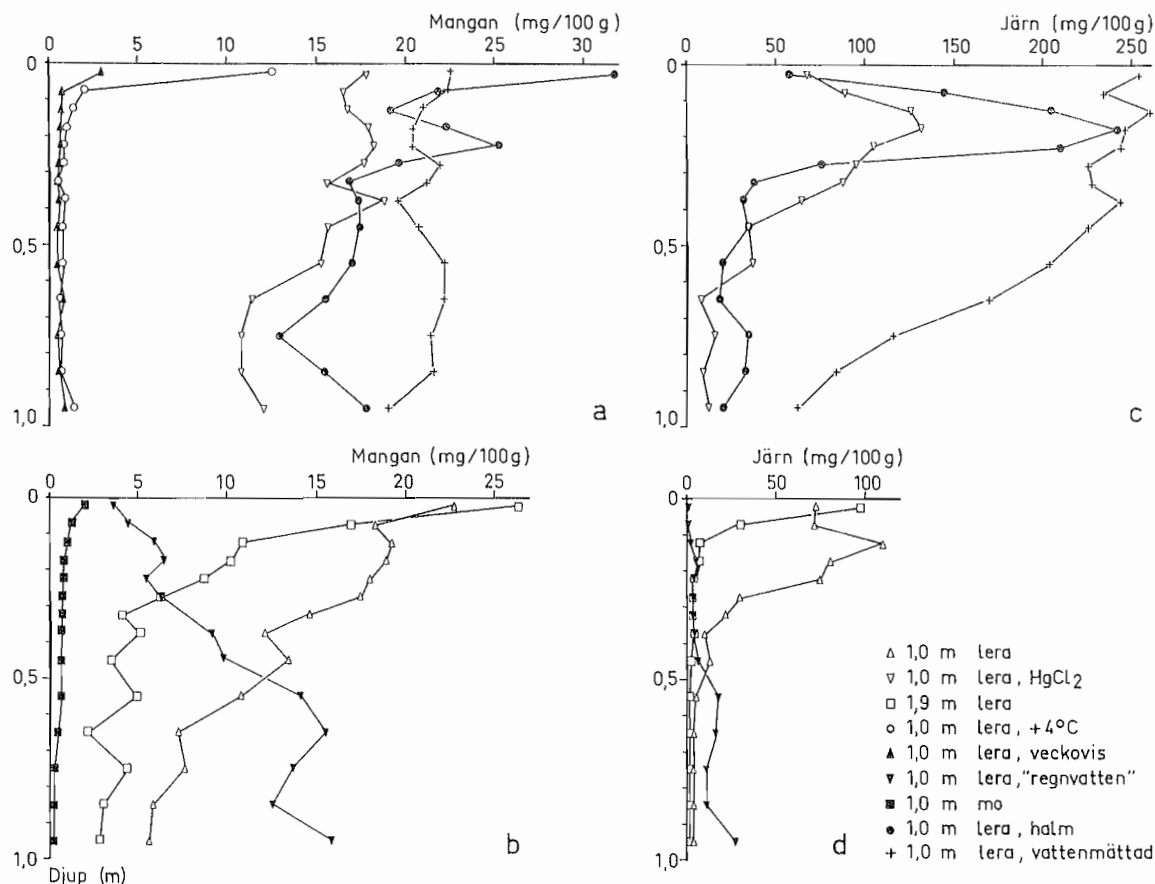


Fig. 5. Lättlösligt mangan och järn i jorden vid försökets slut. *Exchangeable manganese and iron in the soil at the end of the experiment.*

ligt högre än i ingående lakvatten beroende på utlösning av mangan ur markmaterialet (fig. 4a). Även i fältförsöket noterades kraftigt förhöjda järn- och manganhalter i grundvattnet då leran vattenmättades (Fryk 1981).

En kraftig ökning av mängden lättlösligt mangan i jorden noterades i de flesta kolonnerna (fig. 5a, b). Liksom för järn noterades de högsta manganhalterna i den vattenmättade kolonnen, i kolonnen med extra kolkälla och i kolonnen som hämmats med HgCl_2 . Till skillnad från järnhalten minskar dock manganhalten inte nämnvärt med djupet i dessa kolonner.

I kolonnen med mojord, kolonnen vid + 4 °C och kolonnen med veckovis tillförsel av lakvatten noterades förhöjda manganhalter i nivån 0-5 cm. Som tidigare nämnts noterades inte någon motsvarande ökning av järnhalten.

Vid infiltration med regnvatten ökade halten lättlösligt mangan med ökat djup.

Kväve

Ammonium och organiskt kväve. Kväveinnehållet i ingående lakvatten utgjordes av ammonium (94 %) och organiskt kväve (6 %). Totalkvävehalten varierade betydligt under försöksperioden med ett medelvärde på 160 mg/l (tabell 1).

Någon nämnvärd minskning av lakvattnets innehåll av organiskt kväve noterades inte i någon kolonn. Halterna i avrinnande vatten var vid försökets slut i nivå med ingående värden, ca 13 mg/l. Undantag utgjorde den vattenmättade kolonnen och kolonnen med mojord där medelhalten organiskt kväve under försöksperioden var högre i utgående än i ingående vatten (fig. 6a).

Ammonium återfanns i vattnet från den vattenmättade kolonnen mot slutet av försöket och under en kortare tid i vattnet från kolonnen med mojord (fig. 6b). Vattnet från övriga kolonner innehöll endast små mängder ammonium under hela försöksperioden.

I jorden återfanns ammonium i varierande mängd i de flesta kolonner (fig. 7c, d). Kolonnen med mojord och kolonnen som belastades veckovis med lakvatten innehöll dock inget ammonium. Av figuren framgår att halterna som regel avtog med djupet och att de största mängderna återfanns i den vattenmättade kolonnen och i kolonnen som "hämmats" med HgCl_2 .

Nitrat. Ingående lakvatten innehöll som tidigare nämnts enbart ammonium och organiskt kväve. Trots detta har avrinnande vatten från flera kolonner under varierande tid innehållit betydande mängder nitrat (fig. 6c, d). En nitrifikation av ingående ammonium har tydligen skett. Undantag utgjorde naturligt nog den vattenmättade kolonnen och även kolonnen som hämmats med HgCl_2 .

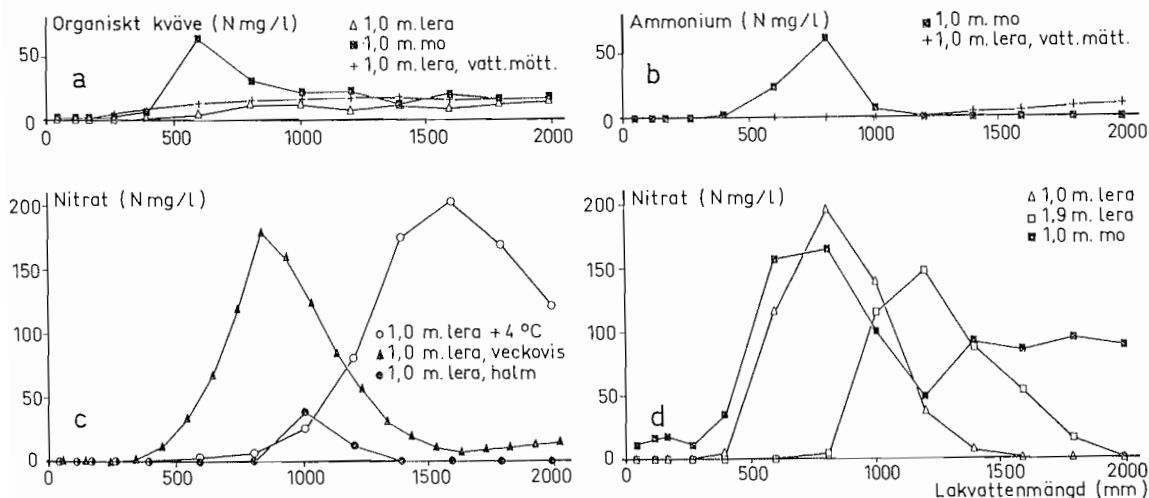


Fig. 6. Kväve i avrinnande vatten. *Nitrogen in runoff water.*

Gemensamt för alla nitratproducerande kolonner var att nitrathalten i avrinnande vatten minskade efter att ha nått ett maximum. Tydligen skedde en långsam tillväxt av denitrifikationsbakterier och bildat nitrat denitrifierades successivt. Vid försökets slut återfanns nitrat i avrinnande vatten endast från kolonnen med mojord, från kolonnen med intermittert belastning och från kolonnen i + 4 °C. I mokolonnen skedde tydligen ingen nämnvärd denitrifikation och i den intermittert belastade kolonnen var denitrifikationen ofullständig. Kolonnen i + 4 °C var troligen ej i jämvikt vid försökets slut eftersom tillväxten av både nitrifikanter och denitrifikanter sker långsamt vid denna temperatur (fig. 6c).

Nitrat återfanns i stort sett i hela jordprofilen i de tre kolonner som diskuterats ovan. Även i normalkolonnen med 1,0 m lera och i kolonnen med inblandad halm återfanns nitrat, dock endast i de övre 10 cm (fig. 7a, b).

DISKUSSION

Normalkolonnen med 1,0 m lera

Då försöket bröts hade ca 5 porvolymer lakvatten passerat genom kolonnen och en relativ jämvikt hade uppnåtts mellan tillfört vatten, processer i marken och avrinnande vatten. Av de utförda analyserna på avrinnande vatten var det enbart permanganattalet som inte var stabilt utan ökade successivt.

Markprofilen kan vid försökets slut delas in i tre olika zoner med varierande aktiviteter.

I markens ytskikt råder oxiderande förhållanden. Den aerobt mikrobiella aktiviteten är hög och en del av lakvattnets ammoniuminnehåll byggs in i det organiska materialet. Det sker också en nitrifikation och nitrat bildas (fig. 7a).

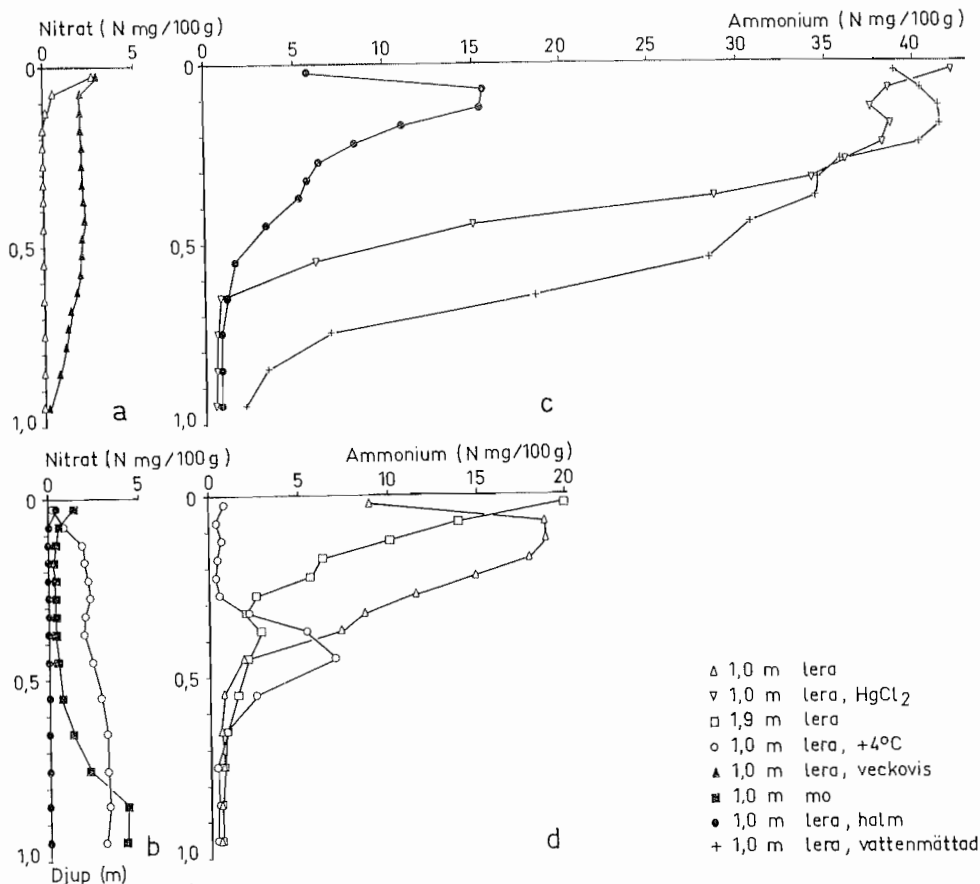


Fig. 7. Nitrat och ammonium i jorden vid försökets slut. *Nitrogen and ammonium in the soil at the end of the experiment.*

På grund av den kraftiga syreförbrukningen i markens ytskikt uppstår anaeroba förhållanden i nästa horisont. Betingelserna för anaeroba mikroorganismer är gynnsamma, eftersom syrekoncentrationen är låg och tillgängligt kol tillförs kontinuerligt med lakvattnet. Nitrat denitrifieras och mangan och järn reduceras och blir mera lösligt i marken (fig. 5b, d). Det är också tänkbart att en mindre del av nitraten reduceras till ammonium i denna zon. Dessutom sker en kontinuerlig mineralisering av bildat organiskt material.

I den undre horisonten är den mikrobiella aktiviteten lägre. Det råder visserligen fortfarande anaeroba förhållanden, men mängden kolkälla har minskat. Markens reducerande förmåga har avtagit och halten lösligt mangan och järn är lägre än i föregående horisont.

Denitrifikationen av nitrat till kvävgas kan endast utföras av speciella mikroorganismer medan reduktionen av järn och mangan kan utföras både av mikroorganismer och av kemiska reduktionsmedel. Reduktionen av mangan sker vid en högre potential än för järn och potentialen för mangan är till och med högre än vad som behövs för att reducera nitrat till ammonium.

Halten lösligt mangan var också högst i det övre skiktet och avtog därefter successivt med ökat djup, men fortfarande på 90 cm djup översteg halten betydligt det ursprungliga värdet (fig. 5b). Förekomsten av lösligt mangan behöver som sagt var inte tyda på mikrobiell aktivitet utan markvattnet kan innehålla kemiska reduktionsmedel (Ohlsson 1979). Störst mängd lösligt järn fanns först på 10-15 cm djup. Under 50 cm djup har lakvattnet inte påverkat halten lösligt järn (fig. 5d).

Med hänsyn till sammansättningen på avrinnande vatten kan försöksperioden delas in i tre karakteristiska faser.

Under den första fasan fylldes kolonnen med lakvatten.

Den andra fasan beskriver en period innan jämvikt uppnåddes. Framför allt nitrat och konduktiviteten uppvisade höga maximivärden för att därefter åter avta. Denna fas motsvarades av ca 3 porvolymer.

Under den tredje fasan uppnåddes en relativ jämvikt mellan tillfört och avrinnande vatten. Förutom att permanganattalet sakta ökade befann sig då övriga undersökta parametrar på en konstant nivå.

Påverkande faktorer

Jordart och mäktighet. I försöket ingick tre kolonner med olika effektiva porvolymer, nämligen 1,0 m lera, 1,9 m lera och 1,0 m mo. Profildjupets

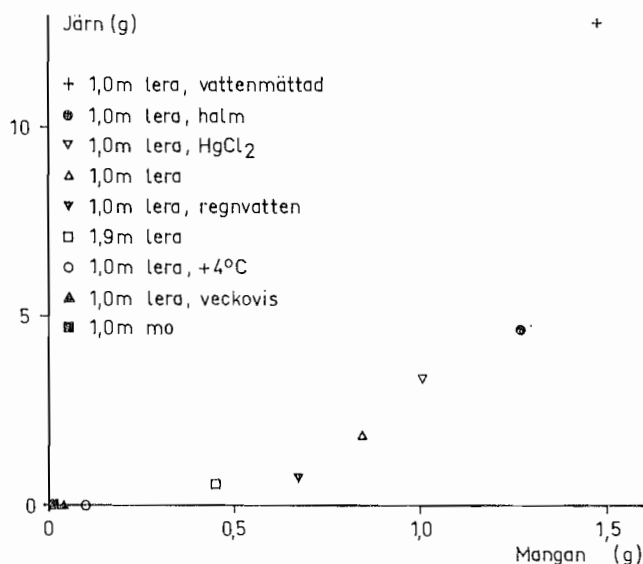


Fig. 8. Totalmängd lösligt mangan och järn i jorden vid försökets slut. Total amount of exchangeable manganese and iron in the soil at the end of the experiment.

inverkan kunde studeras i de båda lerkolonnerna. Ler- och mokolonnen representerade två jordar med mycket skilda egenskaper.

Den mikrobiella omsättningen av det organiska materialet i lakvattnet var som tidigare nämnts låg. Den mest betydelsefulla faktorn för minskad halt i avrinnande vatten är därför fastläggning i jorden. Det skedde relativt jämnt i hela jordprofilen. Mängden i avrinnande vatten blev därför beroende av jordpelarens mäktighet (fig. 3a). Dessutom påverkades fastläggningen kraftigt av jordarten. Totalt återfanns mer än dubbelt så mycket organiskt material i avrinnande vatten från kolonnen med mo som från motsvarande lerkolonn.

Skillnaden i mängd infiltrerat vatten då de maximala nitrathalterna uppträdde motsvarade ungefär skillnaderna i porvolymer (fig. 6d). Det innebär att bildningen av nitrat skedde i en mycket begränsad horisont och påverkades därför inte av markens mäktighet och inte heller i större utsträckning av jordart. Den totala mängden nitrat i avrinnande vatten var däremot beroende av jordart. Mokolonnen släppte igenom 76 % av tillfört kväve jämfört med 34 % för motsvarande lerkolonn.

Eftersom mokolonnen uppvisade den minst reducerande miljön av alla kolonner (fig. 8) har denitrifikationen endast skett i mindre omfattning och nitratläckaget var avsevärt även efter att jämvikt uppnåtts (fig. 6d).

Vattenmättnad. I försöket ingick tre 1,0 m lerkolonner med varierande vattenmättnad. I normalkolonnen infiltrerades lakvatten kontinuerligt. En kolonn utsattes för omväxlande upptorkning och vattenmättnad och en kolonn hölls helt vattenmättad.

Sammanställningen av avrinnande vatten från den vattenmättade kolonnen avvek starkt från övriga två. Det innehöll naturligt nog inget nitrat eftersom någon nitrifikation inte skedde utan kvävet förblev i reducerad form. Mycket ammonium fastlades i marken och totalt hade 73 % av tillfört kväve fastlagts som ammonium.

Om enbart ammonium absorberas på lerpartiklarna skulle teoretiskt 21 g kunna bindas utbytbar i kolonnen. Lakvattnets övriga innehåll av katjoner konkurrerar dock med ammonium om bindningsplatserna och endast en mindre del av katjonbyteskapaciteten (CEC) kan utnyttjas för fastläggning av ammonium. Under rådande förhållanden tycks maximalt ca 40 mg ammonium kunna bindas per 100 g torrsvikt (fig. 7c). Detta är 13 % av CEC och innebär att totalt 2,8 g ammonium kan bindas i kolonnen.

Vid försökets slut innehöll kolonnen 1,7 g ammonium och mättnad skulle alltså uppnås efter att ytterligare ca 1500 mm lakvatten tillförts. Ökande ammoniumhalter i avrinnande vatten noterades också mot slutet av försöksperioden (fig. 6b).

Av fig. 8 framgår att den vattenmättade kolonnen uppvisade den mest reducerande miljön av alla kolonner med mycket höga halter av lättlösligt järn och mangan i jorden som följd. Markvattnet på 50 och 90 cm djup innehöll också högre halter järn och mangan än ingående lakvatten (fig. 4a, b). Det dröjde dock betydligt längre innan halterna av järn började öka och de blev inte heller lika höga som manganhalterna. Detta kan förklaras av att mangan reduceras vid en högre redoxpotential än järn.

Avrinnande vatten från kolonnen som belastades veckovis hade en liknande sammansättning som det från normalkolonnen. Den totala kvävemängden var ungefär lika stor och nitrathalten hade i båda fallen ett maximum efter ca 800 mm. Avrinnande vatten innehöll dock fortfarande nitrat vid försökets slut (fig. 6c). Markanalyserna visade också att hela markprofilen hade förhöjda nitrathalter (fig. 7a).

Däremot innehöll kolonnen varken förhöjda ammoniumhalter eller lättlösligt järn eller mangan (fig. 8). Detta visar att där rådde mer oxiderande förhållanden än i övriga lerkolonner. Som tidigare nämnts var ju dessutom omsättningen av tillfört organiskt material högre i denna kolonn än i övriga.

Liksom för normalkolonnen motsvarade kvävemängden i avrinnande vatten

och i jorden inte tillförd kvävemängd. En betydande andel (50-60 %) har immobiliserats och/eller först nitrifierats och därefter denitrifierats.

Temperatur. I försöket ingick två kolonner vid olika temperatur, nämligen + 4 °C och rumstemperatur (ca 20 °C). Båda innehöll 1,0 m lera.

På grund av den lägre temperaturen ökade nitrathalten naturligt nog långsammare i avrinnande vatten från kolonnen i + 4 °C (fig. 6c, d). Detta medförde att den högsta nitratkoncentrationen, som dock var ungefär lika för de båda kolonnerna, erhöles först efter att dubbelt så mycket lakvatten infiltrerat jorden jämfört med kolonnen i rumstemperatur.

Den totala mängden nitrat i avrinnande vatten var dock betydligt högre. Eftersom ammoniumhalten i de övre 30 cm i jorden vid + 4 °C var mycket låg (fig. 7d) har tydligen en oxidation av fastlagd ammonium skett. Detta i kombination med en långsam tillväxt av denitrifikanter kan förklara de höga nitratmängderna i avrinnande vatten.

Även totalmängden lösligt järn och mangan i jorden var mycket låg (fig. 8) vilket tyder på en betydligt mer oxiderande miljö än i kolonner i rumstemperatur. Noteras bör att kolonnen i + 4 °C var en av de få kolonner som inte sattes igen under försökstiden.

Eftersom varken ammonium eller nitrat återfanns i de övre 5 cm i kolonnen vid försökets slut (fig. 7b, d) var förhållandena tydligen tillräckligt reducerande för att bildat nitrat skulle denitrifieras. Detta styrks också av att förhöjda manganhalter noterades i denna nivå (fig. 5a).

Mikrobiell aktivitet. Förutsättningen för mikrobiell aktivitet varierades i två 1,0 m lerkolonner genom att i den ena blanda in halm i de övre 10 cm och till den andra sätta HgCl₂. Normalkolonnen med 1,0 m lera utgjorde referens. Den mikrobiella aktiviteten i jorden påverkas givetvis även av temperatur och grad av vattenmättnad.

I båda kolonnerna noterades starkt reducerande förhållanden och halten av lösligt järn och mangan var högre än i normalkolonnen (fig. 8).

Genom tillsats av HgCl₂ har de mikrobiella processerna i jorden endast skett i ringa omfattning. Varken avrinnande vatten eller jorden innehöll därför något nitrat. Liksom för den vattenmättade kolonnen återfanns istället en stor del av tillförd kväve fastlagt i jorden i form av ammonium (fig. 7c).

Noteras bör att kvicksilver inverkar negativt på analysen av ammonium och angivna ammoniumhalter kan därför vara för låga.

Genom tillsatsen av lättillgängligt kol har framför allt den mikrobiella aktiviteten i den anaeroba zonen gynnats. Detta medförde en samtidig tillväxt av nitrifikanter och denitrifikanter vilket resulterade i att endast små mängder nitrat återfanns i avrinnande vatten (fig. 6c). En mycket kraftigt reducerande zon noterades också i nivån 5-25 cm (fig. 5c).

Av tillförd kväve återfanns endast ca 20 % i jorden och avrinnande vatten. Resterande 80 % har alltså immobiliserats och/eller först nitrifierats och därefter denitrifierats.

SAMMANFATTNING

Målet med undersökningen var att studera några av de faktorer som kan påverka lakvattnets sammansättning vid infiltration genom en jordpelare.

Undersökningen utfördes i kolonnskala och i medeltal perkolerade 2100 mm lakvatten genom de olika kolonnerna. Referenskolonnen utgjordes av 1,0 m lera.

I ett flertal kolonner noterades en nitrifikation av lakvattnets ammoniuminnehåll i markens ytskikt och en därefter följande denitrifikation något längre ner i jordprofilen. Under starkt reducerande förhållanden noterades samtidigt en utlösning av järn och mangan ur marken. Styrkan i den reducerande miljön och tillväxten av nitrifikations- och denitrifikationsbakterier påverkades kraftigt av de olika försöksbetingelserna.

Genom vattenmättnad uteblev naturligt nog nitrifikationen helt och kvävet förblev i reducerad form. Över 70 % av ingående kväve återfanns i jorden i form av ammonium. Ökande ammoniumhalter noterades också i avrinnande vatten vid försökets slut. Kraftigt reducerande miljö medförde att stora mängder av markens järn och mangan löstes ut. Dessutom noterades starkt försämrade förmåga att fastlägga organiskt material och fosfor.

Genom tillsats av lättillgängligt kol gynnades framför allt den anaerobt mikrobiella aktiviteten och endast små mängder nitrat återfanns i avrinnande vatten. Även mängden ammonium i jorden var låg och denna kolonn uppvisade också den klart bästa kväverenande förmågan.

Vid omväxlande vattenmättnad och upptorkning erhöles en mer oxiderande miljö och all fastlagd ammonium i jorden nitrifierades. Någon utlösning av markens järn och mangan noterades inte heller. På grund av ofullständig denitrifikation innehöll avrinnande vatten förhöjda nitrathalter även efter att systemet nått jämvikt. En ökad omsättning av organiskt material noterades också.

En mer oxiderande miljö erhöles även när temperaturen i kolonnen sänktes från rumstemperatur till + 4 °C. Nitratläckaget ökade härigenom avsevärt samtidigt som mängden ammonium i jorden minskade. På grund av en långsammare tillväxt av mikroorganismerna var kolonnen ej i jämvikt vid försökets slut.

Jordartens inverkan studerades genom att lerjorden jämfördes med en morjord. Denna uppvisade den minst reducerande miljön av alla kolonner. Kväveläckaget var därför avsevärt. Mycket höga nitrathalter noterades i avrinnande vatten även efter att jämvikt uppnåtts. Dessutom återfanns mer än dubbelt så mycket organiskt material och fosfor i vattnet från denna kolonn än i det från referenskolonnen.

Profildjupet påverkade inte nämnvärt mängden kväve varken i jord eller avrinnande vatten. Däremot minskade mängden organiskt material och fosfor i avrinnande vatten med ökat djup.

REFERENSER

- Andersson, M., Ljunggren, H. & Nyberg, F. 1979. Markbäddar och infiltrationsanläggningar. Rapport över verksamheten under 1978/79. *Småskalig VA-Teknik* 5, TRITA-VAT-3793.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. *Ekohydrologi nr 1*, 1-60.
- Farquhar, G.J. & Rovers, F.A. 1976. Leachate attenuation in undisturbed and remoulded soils. Proc. Rec. Symp. Rutgers Univ., New Brunswick. *EPA-600/9-76-004*, 54-70.
- Fryk, G. 1981. Utlakning från upplag av malda sopor. *Ekohydrologi nr 9*, 17-41.
- Fryk, G. & Heinemo, S.Å. 1979. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. *SNV PM 1098*, 1-15.
- Fuller, W.H. & Korte, N. 1976. Attenuation mechanisms of pollutants through soils. Proc. Rec. Symp. Rutgers Univ., New Brunswick. *EPA-600/9-76-004*, 111-122.
- Griffin, R.A., Cartwright, K., Shimp, N.F., Steele, J.D., Ruch, R.R., White, W.A., Hughes, G.M. & Gilkeson, R.H. 1976. Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by clay minerals: Part 1 - Column leaching and field verification. *Environ. Geol. Notes No. 78*, 1-34.
- Ohlsson, T. 1979. Redox reactions in soils sequence of redox reaction in a waterlogged soil. *Nordic Hydrology 1979*, 89-98.
- Robertsson, A. 1979. Markbehandling av avloppsvatten. *Rapport nr 3026*. Inst. för teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola/Lunds universitet.
- Roulier, M.H. 1976. Research on contaminant movement in soils. Presented at NATO/CCMG Meeting on Landfill Research, London, October 1975. US. FPA.

MEASUREMENT OF MASS TRANSPORT FROM ARABLE LAND IN SWEDEN

Nils Brink

Abstract. Investigations of mass transport from farmland have been in progress in Sweden since 1972. The experiments were carried out on large fields and on small plots of farmland. The following factors affecting leaching of nutrients are discussed: Land use, climate, and fertilization. Balance sheets of nitrogen are discussed. Some results of transport of major ions and heavy metals are presented.

INTRODUCTION

Investigations of mass transport from farmland have been in progress since 1972. These studies concern registration of leaching in ordinary agriculture and measures to counteract the leakage. The experiments are carried out on whole fields and on plots.

Side by side with these, measurements are also performed in woodland.

METHODS AND MATERIALS

Whole field experiments on farmland

The leaching of plant nutrients and other substances is continuously registered in a network which covers the entire country (Fig. 1), which represents all kinds of soil and which now embraces sixteen experimental fields (Brink, Gustafson & Persson 1978, 1979). The measurements refer to surface and drainage water. The groundwater is subject to qualitative control. The size of the fields varies between 4.5 and 36 ha. All but one are systematically drained (Fig. 2).

At one or more sites on the experimental fields piezometric and sampling wells are placed at different depths. Fig. 2 shows a soil profile with such wells together with a detail of a sampling well. The inserting pipe with the thin sampling pipe is made in order to reduce the sampling volume as far as possible and avoid stagnant water higher up in the well. Sometimes combined piezometric and sampling wells are used.

Runoff water is collected in an underground concrete cistern (Fig. 3), where the flow is continuously registered with a triangular weir and a water-level recorder.

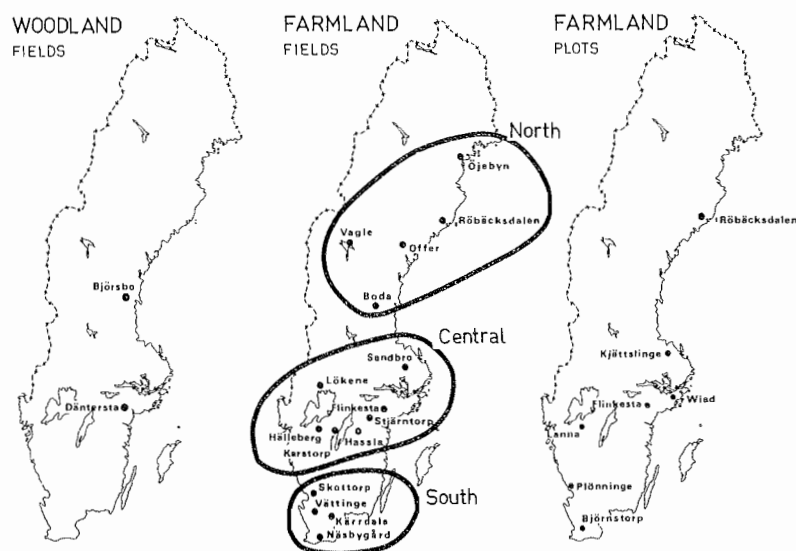


Fig. 1. Designations and locations of the experimental fields.

The precipitation is recorded. Data on fertilization, crop, and agricultural measures are compiled. Water samples are collected twice to four times a month and sent by express mail to our own laboratory.

Plot experiments on farmland

Special experiments are instituted at seven sites (Fig. 1) for comparative studies of various factors, and for investigations regarding measures. In such experiments comparisons are made of the leaching from farmland which is fertilized with increasing doses of commercial fertilizer for various crops, with liquid and solid manure, and with liquid manure at different times. Furthermore, the surface removal of plant nutrients after spreading of farmyard manure on frozen ground is studied. In a special experiment the erosion of phosphorus from bare and cropped plots will be studied. Finally plot experiments are undertaken for the purpose of reducing the leaching of nitrogen in potato and barley cultivation.

Some of the experiments are utilized for measurement of pesticide leakage, too.

The plots in each experiment are two to eight in number. They vary between 0.16 and 0.40 ha (Fig. 4). A separate drainage system runs from each plot to an underground cistern with tilting-vessels or pumps and flow-meters for continual registration of runoff (Fig. 5).

The tilting-vessel is of bilateral type. When one half is full the

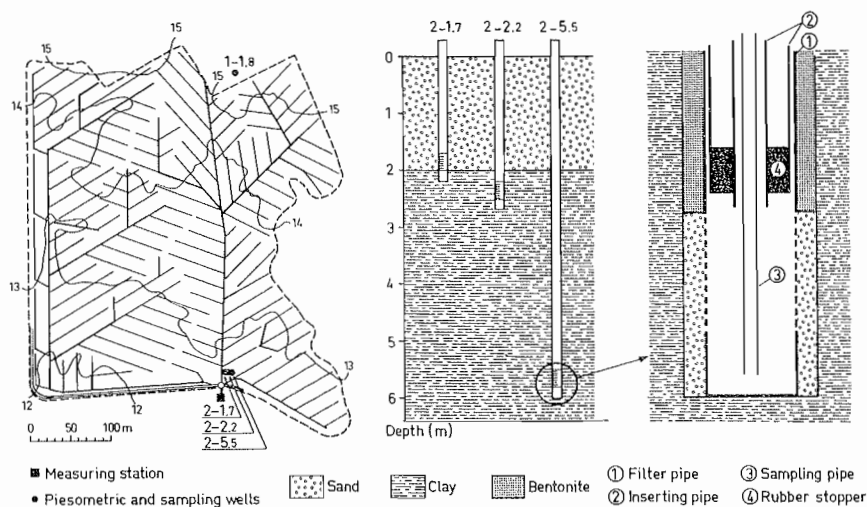


Fig. 2. Drained watershed, soil profile, and sampling pipe.

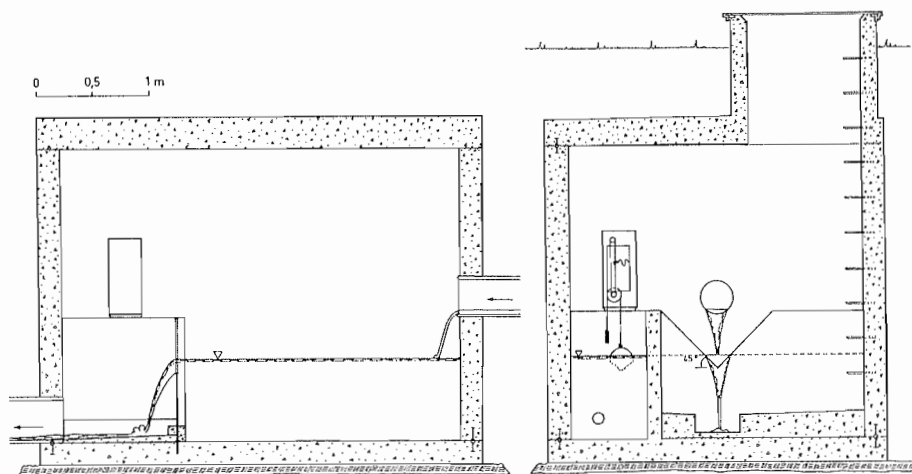


Fig. 3. An underground measuring station with a triangular weir.

vessel will tip and the other half come into position for filling. The number of discharges is registered either with a mechanical or an electronic counter.

The groundwater is checked in some of the plot experiments. The cultivation measures are applied according to special plans.

Calculations

The mass transport was calculated as the total transports for each day. The average daily runoff and rectilinearly interpolated values of the concentrations at the samplings were used thereby.

RESULTS AND DISCUSSION

Nutrients

The significance of land use, climate, and fertilization for leaching of nutrients is discussed below. Other affecting factors are irrigation, soil, crop, hydrodynamic pressure, and erosion.

Land use. The mass transport from unfertilized woodland provides a basis for comparison of leaching which takes place from farmland.

The plant nutrient losses were determined from two conifer forest

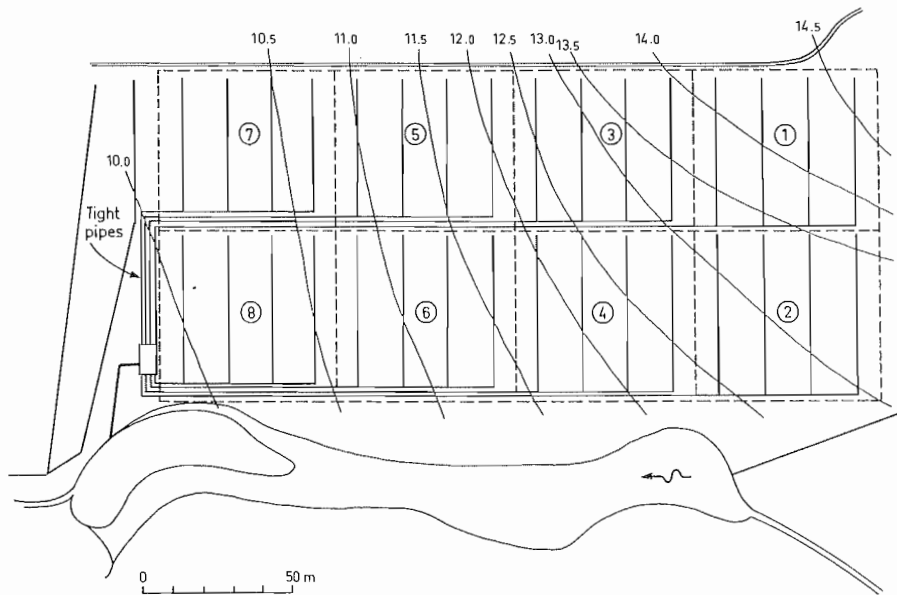


Fig. 4. Separately drained plots.

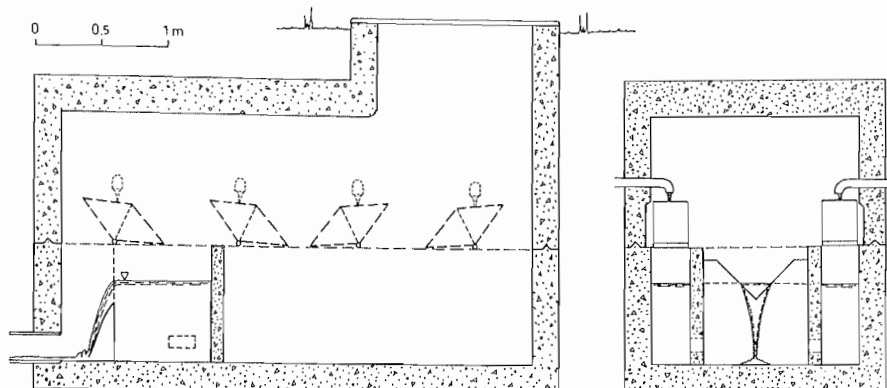


Fig. 5. Measuring station with tilting-vessels and triangular weir.

Table 1. Leaching of plant nutrients from forest and farmland. (Values in kg/(ha·a).)

| Part of Sweden | NH ₄ -N | NO ₃ -N | Org N | Tot-N | PO ₄ -P | Tot-P | K |
|---------------------|--------------------|--------------------|-------|-------|--------------------|-------|-----|
| <i>Forest</i> | | | | | | | |
| Däntersta | - | 0.5 | 1.5 | 2.1 | 0.02 | 0.08 | 1.8 |
| Björso | - | 0.1 | 0.7 | 0.9 | 0.02 | 0.03 | 1.2 |
| Sweden ^a | - | 0.3 | 1.0 | 1.3 | 0.02 | 0.06 | - |
| <i>Farmland</i> | | | | | | | |
| North | 1.3 | 5 | 1.1 | 7 | 0.26 | 0.38 | 12 |
| Central | 0.2 | 10 | 1.4 | 12 | 0.14 | 0.27 | 5 |
| South | 0.7 | 39 | 4.1 | 44 | 0.19 | 0.37 | 22 |
| Sweden | 0.7 | 18 | 2.2 | 21 | 0.20 | 0.34 | 13 |

^aAccording to Ahl & Odén (1975).

areas, a small one called Däntersta (31 ha) and a large one called Björso (1056 ha). The averages for pure woodland and farmland were as is seen in Table 1.

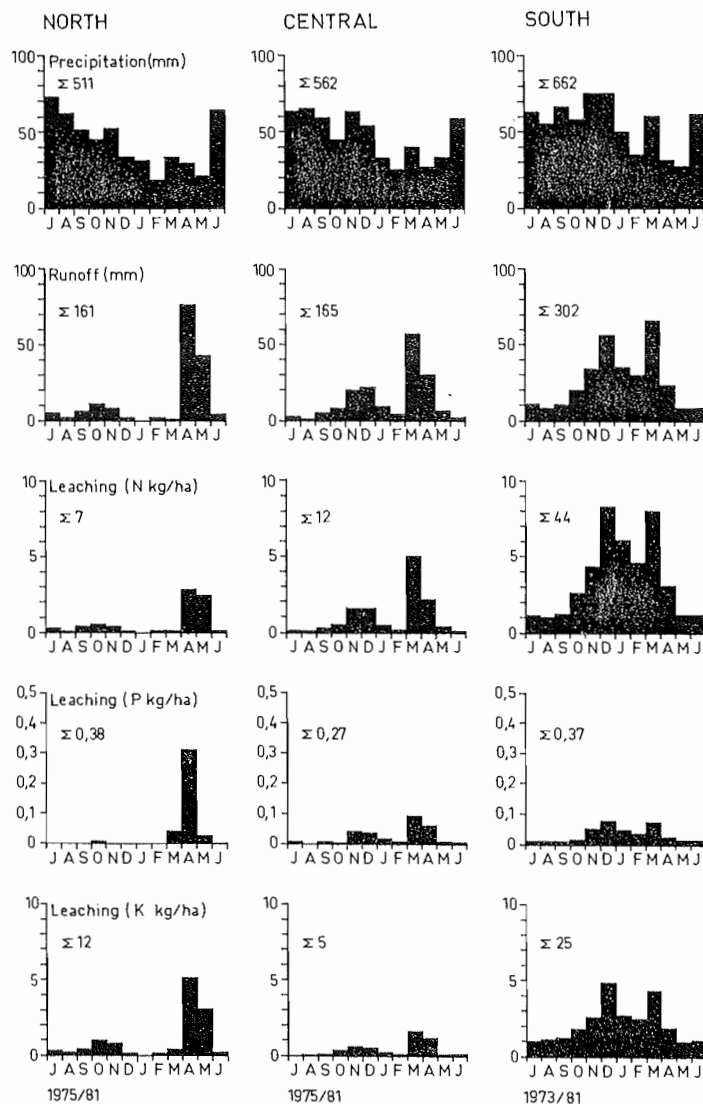


Fig. 6. Precipitation, runoff, and leaching of nutrients in different parts of Sweden.

The local variations are fairly large. The question is, however, whether large areas give too low values, as substances may be lost to the air and the bottom sediment during the long journey to lake and sea.

Notwithstanding, the mass transport of nutrients from farmland is as a mean 20 times that of woodland as regards nitrogen and six times as regards phosphorus and potassium.

Climate. The climate is crucial for the leaching of nitrogen and potassium (Fig. 6). The long winter in the North of Sweden effectively curtails the leaching. For the majority of the water runs off along the surface without taking very much nitrogen with it. Indeed the greater proportion of nitrogen and potassium is lost with the drainage water after the spring thaw (Fig. 7). On the other hand most of the phosphorus discharges on the surface, mostly by erosion.

In the South of Sweden leaching is more evenly distributed throughout the winter with peaks associated with the autumn rains and the spring floods. Central Sweden naturally enough holds an intermediate position. There is a strong connection between runoff and leaching.

It should be added that the majority of the leached nitrogen consists of nitrate (Table 1). The average for the entire country is 85 % of total nitrogen. The remaining 15 % is almost exclusively organically bound.

Fertilization. The connection between fertilizer dose and nitrogen leaching was studied in a plot experiment on a clay soil at Lanna and a sandy soil at Plönninge (Brink & Lindén 1980, Brink & Joelsson 1978). The effect of fertilization is significant (Fig. 8). The precipitation was very important. We found no differences between liquid and solid manure as regards the leaching of nitrogen (Fig. 8 b).

It takes 2-3 years before a change in plant nutrient supply on the surface fully penetrates to drainage depth. This is seen (Fig. 8 a) in the experiment with commercial fertilizer at Lanna. The increase there was moderate up to and including the 100 kg level, but rose then steeply once

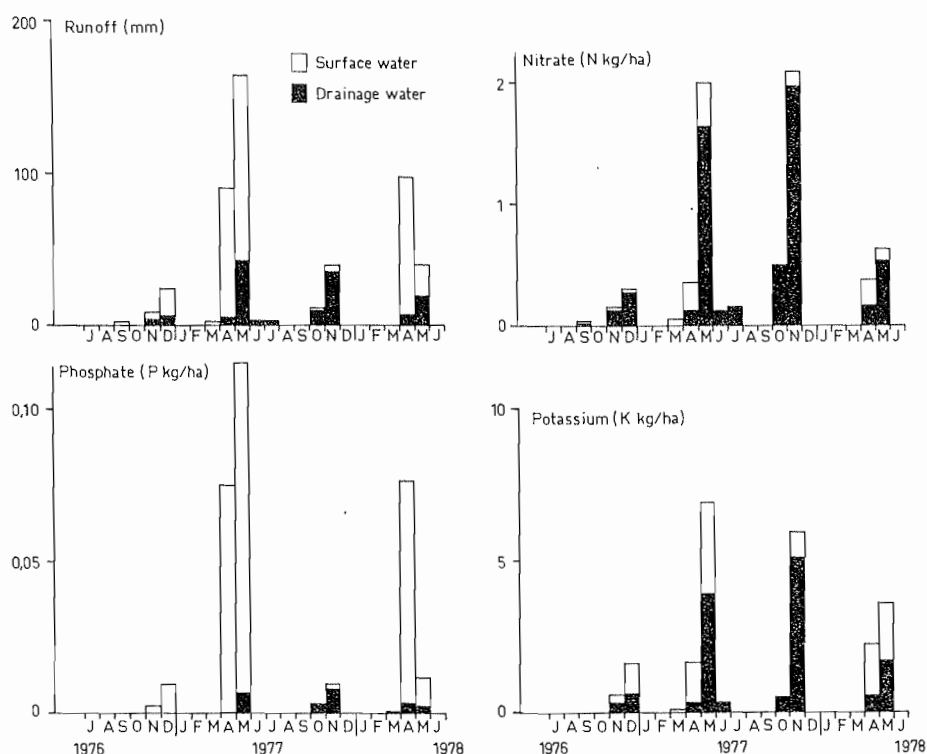


Fig. 7. Runoff and leaching of nitrogen, phosphorus and potassium on the surface and through the drainage system.

the system had wholly adjusted to the new regimen of fertilization. Conversely, the leaching at the 0 kg level gradually declined to a few kg. The connection between fertilizer dose and leaching is approximately exponential.

The large doses N150 and N200 in these experiments and an albeit moderately increased yield of grain harvest prompts the question of where the residue goes.

Fig. 9 presents a clear picture of the fate of the mineral nitrogen in the soil profile. The minimum at a depth of 0.5 to 1 m usually occurs in autumn and reflects the crop's uptake of nitrogen. These minima are filled during the winter by leaching from the upper horizons of mineralized or unused nitrogen. At the same time the nitrogen moves toward deeper layers, which is clearly seen on the overdosed plot N200. There equilibrium was reached four years after start at about 300 kg/ha of mineral nitrogen to 2 m depth.

Obviously the nitrogen penetrates even deeper than the 2 m level. Meanwhile considerable quantities of mineral nitrogen are stored in the soil profile (Cf Gustafson's paper).

Balance sheets

Fig. 10 illustrates the balance sheets for three experimental plots, and for some experimental years for the Lanna project. The starting point is the amount of mineral nitrogen in the soil in the spring. Harvested nitrogen denotes only that in the grain, because the straw is ploughed down. Furthermore we consistently postulated 10 N kg/(ha·a) of dry and wet fall-out. The quantities of biologically fixed nitrogen, however, are differently estimated. Indeed actual differences should exist. Thus the fixation is decreased by much nitrogen fertilizer (Thiman 1955, p. 329).

The N0 plot consistently shows a positive balance. This means that the mineralization of mull yields more than the total of gaseous losses (ammoniac, nitrous gases and elementary nitrogen) and new formation of mull. Thus here it is a matter of loss of mull capital. The N100 and N200 plots have a negative balance, i.e. the mull capital increases. The balance

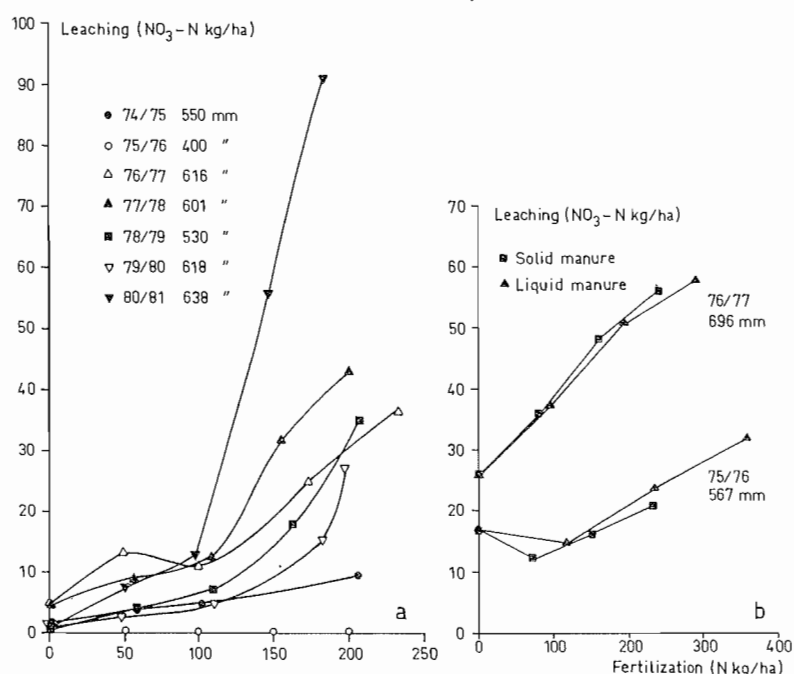


Fig. 8. Nitrate leaching as a function of nitrogen dose. From plot experiments with commercial fertilizer on clay (Lanna) and manure on sand (Plönninge).

varies considerably from year to year. The size of the harvest is of the greatest significance for this variation. The leaching plays a minor role in the N100 plot but is far more important in the case of N200.

The total picture is fairly clear (Fig. 10). Accordingly the entire NO budget balances at about (in round figures) 90 N kg/ha with a tendency to de-escalation. The budget is far too meagre in terms of crop husbandry.

The N100 budget seems to stop around 190 N kg/ha. This is acceptable from the viewpoint of water protection.

The N200 budget balances around 350 N kg/ha. It goes without saying that this is excessive. The small supplementary harvest can hardly outweigh the disadvantages. The last kilo of grain costs far too much. In terms of water management the budget is unacceptable.

The average balance for the five years after attainment of equilibrium, from April 1977 to April 1981 was:

| Experimental plot | NO | N100 | N200 |
|---------------------|-----|------|------|
| Balance (kg/(ha·a)) | +16 | -34 | -76 |

Consequently the positive balance on NO consists of mineralized mull.

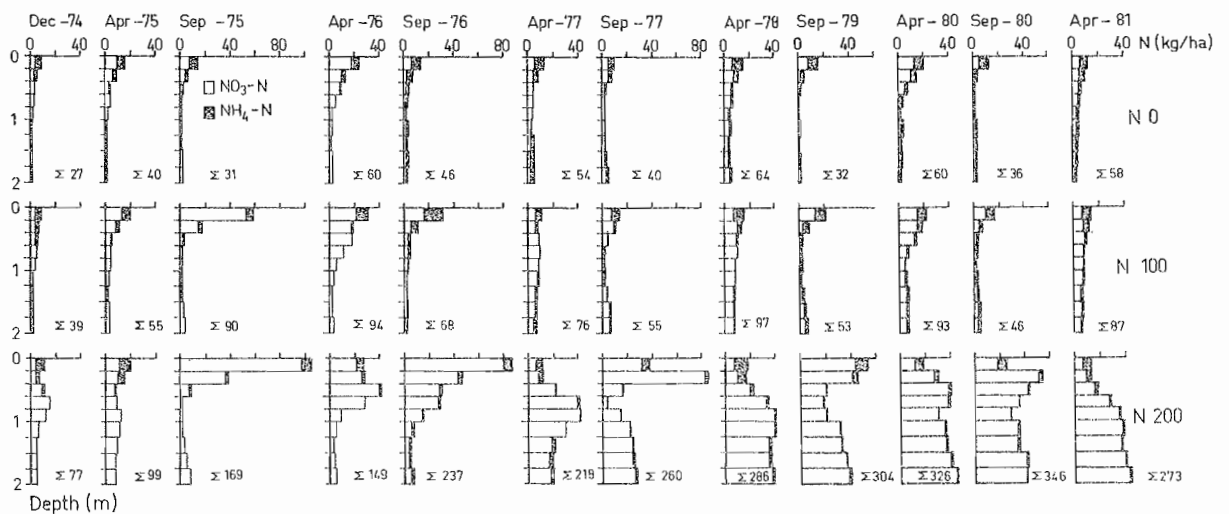


Fig. 9. Mineral nitrogen in the soil profile.

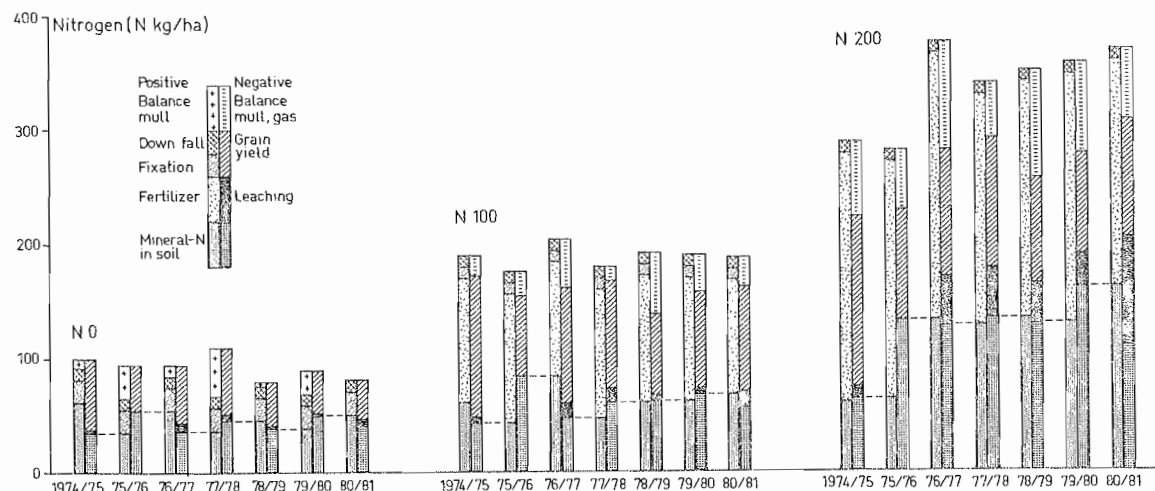


Fig. 10. Annual balance sheets for nitrogen.

Table 2. Transport of major ions from farmland in different parts of Sweden in 80/81. (Values in kg/(ha·a)).

| Part | Na | K | Ca | Mg | NO ₃ -N | SO ₄ -S | Cl |
|---------|----|----|-----|----|--------------------|--------------------|-----|
| North | 17 | 12 | 91 | 17 | 6 | 89 | 28 |
| Central | 23 | 6 | 110 | 26 | 11 | 26 | 31 |
| South | 86 | 45 | 484 | 35 | 58 | 119 | 126 |

The negative balances on N100 and N200 indicate considerable mull formation and losses to the air.

It should be added that the transport to deeper soil layers and groundwater naturally continues also after attainment of equilibrium. As regards N100 it is a matter of altogether 10-20 and for N200 at least 60 N kg/(ha·a).

Major ions

The transport of major ions is illustrated in Table 2. Here too the climate makes its impact in more or less the same way as the substances already discussed. We observe the high calcium amounts in the south which are presumably associated with acid precipitation. The contents of sulphur and chlorine are high too. The proportion of sulphur is high in the north as well. In this case the sulphur is due to the fact that the fields at Öjebyn and Röbbäcksdalen have sulphaterich soils.

Heavy metals

In spring 1979 a case study was made of heavy metals in drainage water from the majority of the experimental fields (Andersson & Gustafson 1982). The following average values were obtained. Assuming a runoff of 200 mm/a gives the transports:

| | | | | | | | | |
|----------------------|-------|-----|------|-------|-------|--------|-------|------|
| Element | Mn | Zn | Cu | Pb | Ni | Cd | Cr | Fe |
| Concentration (µg/l) | 398 | 32 | 5.8 | 0.41 | 12.3 | 0.095 | 0.39 | 246 |
| S.D. (µg/l) | ±1096 | ±62 | ±8.1 | ±0.45 | ±22.7 | ±0.165 | ±0.68 | ±459 |
| Transport (g/(ha·a)) | 8 | 0.6 | 0.1 | 0.08 | 0.2 | 0.002 | 0.01 | 5 |

Consequently the numbers are small. This is not to say, however, that they will not exert ecological effects in the long run. But that is another story.

REFERENCES

- Ahl, T. and Odén, S. 1975. Nutrient sources - a review. *Nordforsk publ.* 1975:1, pp. 99-128.
- Andersson, A. and Gustafson, A. 1982. Metal contents in drainage water from cultivated soils. *Ekohydrologi No. 11*, pp. 13-18.
- Brink, N. and Joelsson, A. 1978. Manure gone astray. *Ekohydrologi No. 2*, pp. 1-15.
- Brink, N. and Lindén, B. 1980. Where does the commercial fertilizer go. *Ekohydrologi No. 7*, pp. 3-20.
- Brink, N., Gustafson, A. and Persson, G. 1979. Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land. *Ekohydrologi No. 4*, pp. 7-57.
- Thimann, K.V. 1955. The life of bacteria, p. 775. Macmillan, New York.

LEACHING OF NITRATE FROM ARABLE LAND INTO GROUNDWATER IN SWEDEN

Arne Gustafson

Abstract. The agricultural influence on the quality of the groundwater in Sweden is mostly associated with infiltration areas. The local conditions here determine the extent of the nitrate leakage. It is evident that certain combinations of factors in normal cropping can give unduly high nitrate concentrations in the groundwater.

INTRODUCTION

During the last decade the impact of agriculture on groundwater has been discussed. Most of the interest has been focused on nitrate. At the Swedish University of Agricultural Sciences investigations are in progress to determine the extent of and reasons for the leaching of nitrate. This represents a difficult problem because of the geohydrological complexity of the landscape. Nevertheless it is possible to make a simple geohydrological model of a landscape to show where agricultural impact is and is not possible. From the standpoint of a specific geohydrological situation many factors, both inside and outside the agricultural area will affect the extent of the nitrate leakage. The following factors will be discussed in this paper: climate, hydrodynamical pressure, type of soil, intensity of nitrogen dressing, type of crop, and chemical reduction of nitrate.

MATERIAL

The results presented here are based on material from a network of experimental fields covering the whole country. The Division of Water Management is in charge of the investigations.

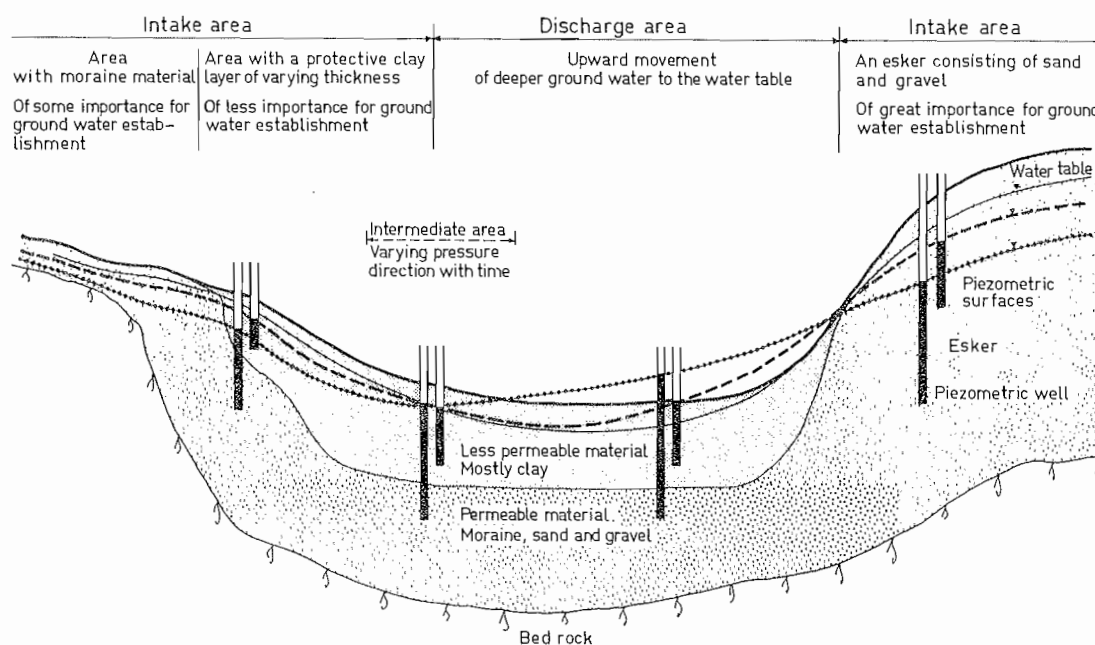


Fig. 1. A geohydrological model of a landscape in central Sweden.

GEOHYDROLOGICAL CONDITIONS PRECEDING AGRICULTURAL IMPACT ON GROUNDWATER

Sweden has been glaciated. The country is therefore covered with quaternary stratifications. A high proportion of the groundwater consumed thus derives from these stratifications which are thereby of great importance for the quantity of water available for consumption, for its age and for its quality. A simple geohydrological model of a landscape in central Sweden can serve as a basis for estimates of where the risk of agricultural impact is great and where it is absent or small (Fig. 1). At bottom is the bedrock, followed by loose stratifications of permeable material such as moraine, gravel and sand and at the top in valleys and on plains an almost impervious layer of varying clay content.

This topography and succession of layers give rise to specific geohydrological properties. Naturally only the groundwater in the permeable layers is of interest in terms of the water supply is taken into consideration, since these can transmit enough water within a reasonable time. The head of the water pressure, which reflects the actual pressure at the depth of observation, will be established after drilling piezometric tubes down into the quaternary layers. The observed groundwater pressures connected to one line show the pressure surface built up in the landscape at any given time.

Where the water is moving downward there is a decrease in head with depth, and where it is ascending there is a corresponding increase. Thus, the head at some depth is likely to be lower than the water table in an intake area and higher in a discharge area. In consequence there is in a discharge area no possibility of agriculture affecting the deeper groundwater quality; this can only occur in intake areas. The magnitude of this impact on the groundwater quality is dependent on local conditions such as climate, type of soil, type of agricultural activities, and chemical conditions.

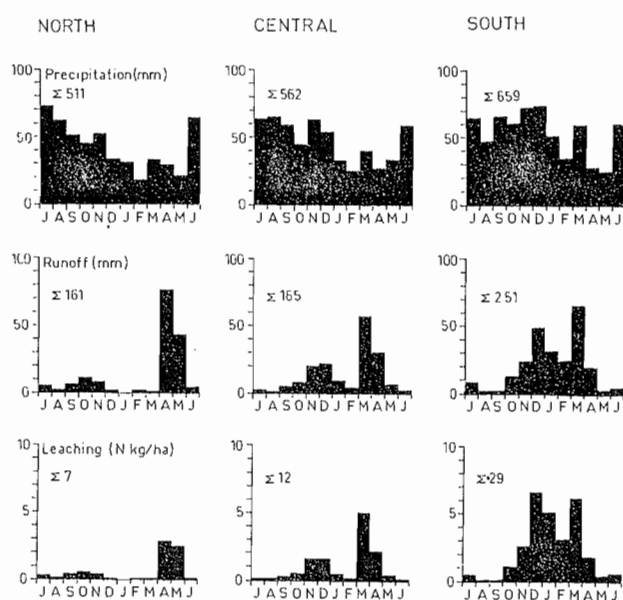


Fig. 2 Precipitation, runoff and leaching of nitrogen from experimental fields in three regions.

Table 1. Crop distribution (per cent) and nitrogen dressing with commercial fertilizers (N kg/(ha·a)) in three regions for counties and experimental fields represented.

| Area | Ley | Cereal crops | Remaining crops | Nitrogen dressing |
|---------------------|-----|--------------|-----------------|-------------------|
| <i>North</i> | | | | |
| Counties | 55 | 35 | 10 | 34 |
| Experimental fields | 50 | 40 | 10 | 56 |
| <i>Central</i> | | | | |
| Counties | 23 | 64 | 13 | 85 |
| Experimental fields | 12 | 76 | 12 | 109 |
| <i>South</i> | | | | |
| Counties | 21 | 55 | 24 | 113 |
| Experimental fields | 12 | 69 | 19 | 107 |

CLIMATE INFLUENCE

Comparison

The great length of the country causes a considerable climatic difference between northern and southern Sweden. For this reason the country was divided into three main regions, the northern, the central, and the southern, in order to differentiate and cover the most typical climatic zones. The bulk and distribution of the precipitation and runoff over the year, as well as the quality of the drainage water are included in this comparison. The experimental fields compared have soil types ranging from fine sand to clay.

Precipitation and runoff

The bulk of the precipitation was lowest in the north and highest in the south. The months January, February, April, and May had, on average, lower precipitation than the remainder (Fig. 2).

The total runoff averaged 90 mm, being heavier from the fields in the south compared with the other two regions. The explanation primarily consists in the differing precipitation figures. The runoff during the summer months was normally low.

The winter runoff showed a clear climatic variation. In the northern area two very pronounced peaks were distinguished, in autumn and spring with, on average, a four months period of frozen conditions in between (Dec-Mar). In the southern area, where the winter temperatures are normally higher, the runoff was considerable even during the winter. The runoff situation in the central area fell somewhere between those of the two other areas, as was only to be expected.

Nitrogen

The nitrogen transport was strictly correlated to the runoff. The difference in the total transport of nitrogen between the three regions was greater than the difference in runoff. This could be explained by consideration of how and when the runoff takes place. In the northern area most of the runoff occurs during the spring (80 %), primarily as surface runoff, which decreases leaching of available nitrate in the soil profile. The apparent nitrogen transport during the spring was chiefly caused by spread-

ing of manure on frozen ground. The manure disappeared with the surface runoff.

In the southern area the considerable winter runoff in combination with the limited time that the soil is frozen provokes heavy leaching of the soil profile. The mineralization of nitrogen during the autumn is also favoured by the milder climate.

Due to the climate the proportion of the land used for cereal crops is increasing, from north to south, which means more crop residues available for mineralization. The amount of nitrogen dressing is also increasing (Table 1). All these facts combined explain why the leaching of nitrogen is much higher in the south than the north.

HYDRODYNAMIC PRESSURE

The water from soils in intake areas originates in precipitation which infiltrates the field. In consequence the nitrate derives mainly from the surface. Many years may pass before the nitrate reaches deeper layers of the soil profile. The variation of the groundwater pressure is obvious during the year (Fig. 3).

The situation is different with soils in discharge areas. The water is usually of far distant origin. The conditions of the investigated field

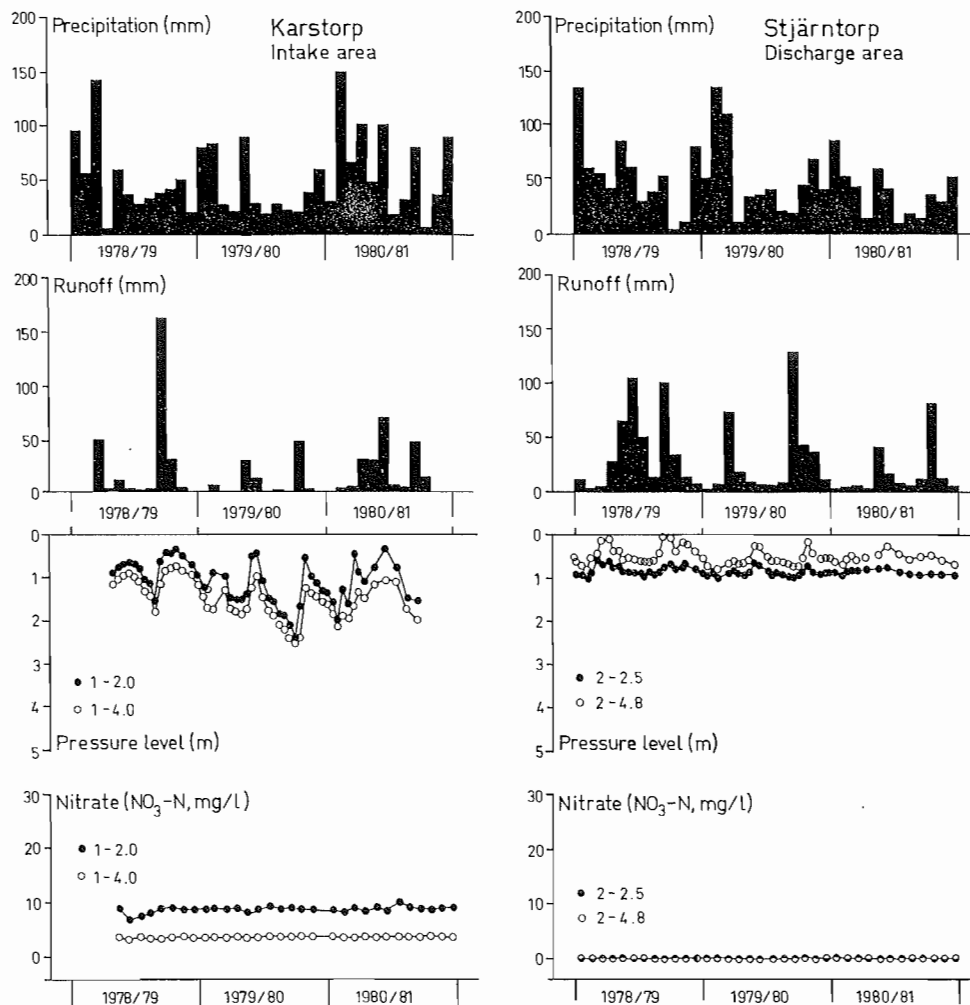


Fig. 3. Precipitation, runoff, groundwater pressure and content of nitrate in an intake area and a discharge area.

have no influence on the water quality at a depth somewhat deeper than the water table. The variation of the groundwater pressure is small (Fig. 3), and the nitrate content normally low. It has been established through tritium analysis that the groundwater from some fields, at a depth of 4 m, could be more than 30 years old.

If the groundwater reservoir is subjected to an excessive discharge of consumption water, the water emanating from the intake area is too slow in refilling the reservoir. The upward movement of deeper groundwater disappears and limited intake areas around the water wells are created. Strictly local pollution could influence the groundwater, and thereby cause a deterioration of the water quality. In intermediate areas the groundwater pressure shows considerable variation during the year. A substantial lowering of the groundwater table is common for years with low precipitation, as happened during the agrihydrological years 75/76 and 76/77 (Fig. 4). When the groundwater reservoirs were filled up again, after the precipitation reverted to normal, the water percolating the soil profile had a very high nitrate content. This was presumably an effect of a nitrate accumulation during the preceding dry period. The nitrate content of the shallow groundwater increased considerably. When normal conditions were established the nitrate contents decreased and after four years the content was restored to the same level as before the groundwater depression.

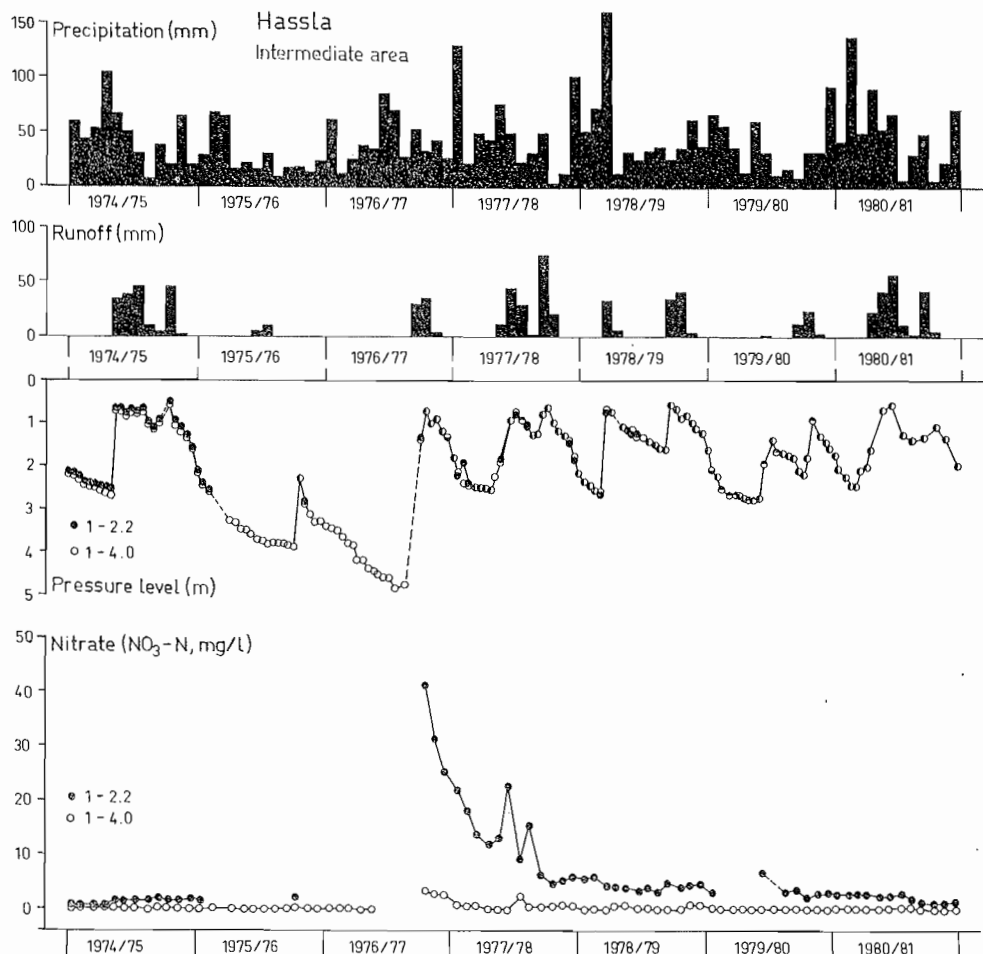


Fig. 4. Precipitation, runoff, groundwater pressure and content of nitrate in an intermediate area.

Swedish clay soil shows that repeated, excessive use of nitrogen fertilizer causes a considerable leakage within a few years (Brink and Lindén 1980).

Nitrogen profiles down to a depth of 3.0 m from three of the treatments included in this experiment (0, 100 and 200 N kg/(ha·a) are discussed below. The soil samples were collected during December 1981. The highest amount of nitrogen used causes a substantial accumulation of nitrate in the soil profile. This accumulation is obvious throughout the profile (Fig. 7). There is a difference of 89 N kg/ha between the 100-N treatment and the treatment with no nitrogen at all. It is evident that crop production at normal fertilization level also causes a minor accumulation of nitrate in the soil profile.

TYPE OF CROP

The crop has a considerable influence on the leakage, which lends significance to the crop rotation. Crops which are harvested late cause less mineralization of crop residues, since the temperature normally drops steeply as winter approaches. Winter wheat and other crops sown during the autumn can absorb nitrogen late in the season. A grass ley of several years standing would provide optimum conditions. Such a subdued nitrogen leakage caused by a ley is illustrated by a series of measurements from Flinkesta (Fig. 8). The following crop succession was stated 1973: winter wheat, spring rape, winter wheat, barley, oats with re-seed and finally three years of ley. The ley was ploughed in November 1980 with no effects on the nitrogen losses the following winter, presumably by reason of the late date of this ploughing.

The influence of grass ley on the groundwater quality was also apparent on a sandy soil. At a depth of 1.7 m the following mean contents of nitrate were obtained:

| Crop | Potatoes | Grass ley | Ploughing up and Oats |
|------------------------------|----------|-----------|-----------------------|
| Nitrate (N mg/l) | 24 | 11 | 20 |
| Time of observation (months) | 5 | 28 | 19 |

A possible method of preventing losses of mineralized and unused nitrogen, accumulated after harvest, is to sow a "second crop" in connection with the harvest of the "main crop". This "second crop" stores the nitro-

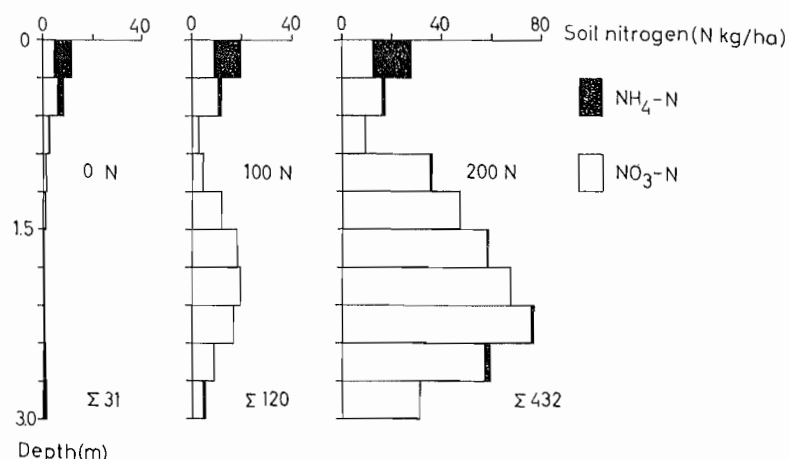


Fig. 7. Nitrogen in the soil to a depth of 3 m in a cropping system with three different fertilization levels.

gen in organic compounds. Late in the autumn or during the spring it is ploughed up. The organic matter will mineralize and be available for the next crop instead of being leached out.

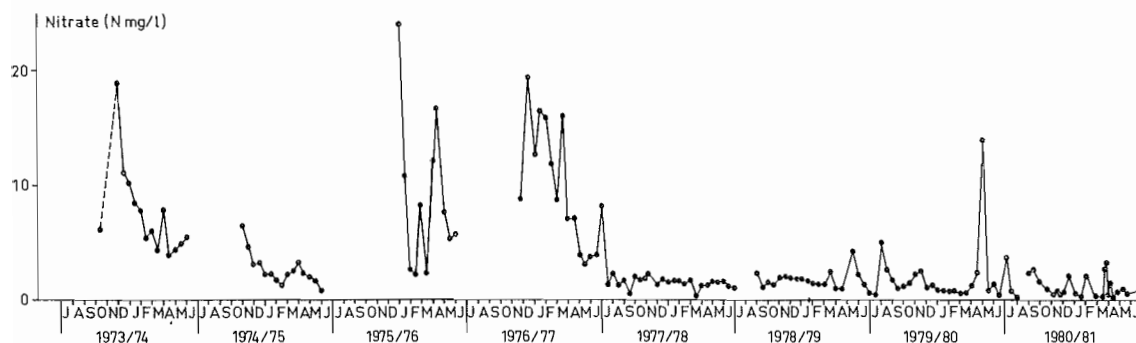


Fig. 8. Nitrate in drainage water at Flinkesta.

CHEMICAL REDUCTION OF NITRATE

Danish investigations point to the ability of the soil to reduce nitrate (Lind and Pedersen 1980). This ability relates primarily to the purely chemical reactions, especially the ferrous iron-nitrate redox system. This process mainly occurs in clay soils due to slow water movements and anaerobic conditions. The results show that the contents of nitrate usually decrease with the depth of sampling, which indicates that the process is effective (Fig. 3, 4, and 6).

REFERENCES

- Brink, N. and Lindén, B. 1980. Where does the commercial fertilizer go. *Ekohydrologi* No. 7, pp. 3-20.
- Lind, A.-M. and Pedersen, B. 1976. Nitrate reduction in the subsoil. III. Nitrate reduction experiments with subsoil samples. *Tidskrift for planteavl.* 80, pp. 100-106.

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|---|
| 6 | 1980 | Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i> Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after Spreading of Potato Juice.</i> Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the Need of Fertilizer Nitrogen.</i> Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling. |
| 7 | 1980 | Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the Commercial Fertilizer go.</i> Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The Importance of the Environment for the Primary Production in Lake Vadsbrosjön.</i> Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet. Nils Brink. Utlakningen av växtnäring från åkermark. Nils Brink. Vart tar gödseln vägen. |
| 8 | 1981 | Nils Brink. Försurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of Groundwater on Arable Land.</i> Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from Arable Land.</i> Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm Washing of Phosphorus from Arable Land.</i> Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. <i>Control of Losses of Nutrients from Arable Land and Forest.</i> |
| 9 | 1981 | Barbro Ulén och Nils Brink. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. <i>Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport.</i> Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Leachate from piles of shredded refuse.</i> |
| 10 | 1982 | Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. <i>Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.</i> Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. <i>Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.</i> Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Nitrat, nitrit och pH i dricksvatten i Västergötland, Östergötland och Södermanland. <i>Nitrate, nitrite and pH in drinking water in Västergötland, Östergötland and Södermanland.</i> Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. <i>Fertilizer forecasts.</i> |
| 11 | 1982 | Barbro Ulén. Vadsbrosjöns närsaltsbelastning och trofinivå. <i>The nutrient load and trophic level of Lake Vadsbrosjön.</i> Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. <i>Metal contents in drainage water from cultivated soils.</i> Arne Gustafson. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige. Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. <i>Erosion of phosphorus from arable land.</i> Rikard Jernlås. Kväveutlakningens förändring vid reducerad gödsling. |

Denna serie efterträder den åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård. Här publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvård vid institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Serien Vattenvård redovisas i Ekohydrologi nr 1-6. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan. Alla kan i mån av tillgång anskaffas från avdelningen för vattenvård (adress nedan).

This series is a successor to Vattenvård published in 1970-1977. Here you will find research reports from the Division of Water Management at the Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences. The Vattenvård series is listed in Ekohydrologi 1-6. You will find earlier issues of Ekohydrologi listed below. Issues still in stock can be acquired from the Division of Water Management (address, see below).

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|--|
| 1 | 1978 | Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i> |
| 2 | 1978 | Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure Gone Astray.</i> Lars Lingsten och Nils Brink. Åker gödslingens inverkan på miljön i en bäck. <i>The Effect of Agricultural Manuring on the Environment in a Brook.</i> Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen Leaching from Arable Land.</i> |
| 3 | 1979 | Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from Compost of Refuse and Sludge.</i> Nils Brink. Self-purification studies of silage juice. Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsläckage på Kristianstads-slätten. <i>Loss of Nutrients on the Kristianstad Plain.</i> Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the Groundwater by a Dung Yard.</i> |
| 4 | 1979 | Nils Brink. Vattnet är det yppersta. Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979. Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. <i>Losses of nitrogen, phosphorus and potassium from arable land.</i> |
| 5 | 1979 | Gunnar Fryk och Sven-Åke Heinemo. Självrening av lakvatten från kompost på sand och mo. <i>Self-purification of leachate from compost on sand and fine sand.</i> Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of Nutrients from Forests.</i> Nils Brink. Utlakning av kväve från agroekosystem. <i>Leaching of Nitrogen from Agro-Ecosystems.</i> Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjningen. |

DISTRIBUTION:

Pris: 20:-

Sveriges lantbruksuniversitet
Avdelningen för vattenvård
750 07 UPPSALA, Sweden

tel 018-17 24 60