

# SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET

Arne Andersson och Arne Gustafson

## **Deposition av spårelement med nederbörden**

Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson

## **Utlakning av spårelement från odlad jord**

Barbro Ulén

## **Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs**

Arne Gustafson och Gunnar Torstensson

## **Växtnäringsläckage efter vallbrott**

Solweig Ellström

## **Avrinning och växtnäringstransport från åkermark**

---

Ekohydrologi 26

Uppsala 1988

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

ISBN 91-576-3627-3

ISSN 0347-9307



## INNEHÅLL

Deposition av spårelement med nederbörden av Arne Andersson och Arne Gustafson	5
Utlakning av spårelement från odlad jord av Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson	13
Fosforerosion vid vallodling och skyddszon med gräs av Barbro Ulén	23
Växtnäringsläckage efter vallbrott av Arne Gustafson och Gunnar Torstensson	29
Avrinning och växtnäringstransport från åkermark av Solweig Ellström	42

## FÖRORD

De två första uppsatserna i detta nummer av Ekohydrologi rör deposition och utlakning av spårelement från odlad jord. Undersökningarna har bedrivits i samarbete med avdelningen för marklära. Statens naturvårdsverk har stått för den huvudsakliga finansieringen.

I den tredje uppsatsen redovisas undersökningar över huruvida en vall eller en skyddszon med gräs skulle kunna dämpa fosforerosionen från åkermarken till vattendragen. Stiftelsen Oscar och Lili Lamms Minne stod för kostnaderna.

Den fjärde uppsatsen behandlar frågan om hur stort växtnäringsläckaget är i samband med vallbrott. Det gäller mellansvenska förhållanden. Sveriges lantbruksuniversitet betalade.

Avdelningens medverkan i övervakning av miljökvalitet fortsatte även under 1986/87. Årsrapporten för nämnda år har publicerats på annat håll. För att nå en vidare krets publiceras den också i Ekohydrologi. Numera ligger detta avdelningsprogram inte inom PMK utan har överflyttats till "Jordbrukets recipientkontroll" (JRK). Som tidigare kommer pengarna från Naturvårdsverket, men de har sitt ursprung i miljöavgifterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel.

1988-12-01

Arne Gustafson

# DEPOSITION AV SPÅRELEMENT MED NEDERBÖRDEN

## *Bulk deposition of trace elements in precipitation*

Arne Andersson och Arne Gustafson

**Abstract.** Monthly samples of precipitation were collected at five locations scattered over the southern half of Sweden (Fig. 1). The precipitation was collected in NILU-funnels (Fig. 2) from July 1, 1984 to June 30, 1985 at four sites. At the fifth site, Uppsala Näs, the measuring period was more than four years (1981-1985).

Weighted average concentrations and the corresponding calculated deposition can be seen in Tables 1 and 2, respectively. The results from the four-year measuring period 1981/82 - 1984/85 at Uppsala Näs, including the average values (weighted) for the entire period, are shown in Table 3. The correlations between the different elements at Uppsala Näs can be seen from Table 4.

Due to errors inherited in the method, the estimated concentrations and deposition values are assumed to be somewhat too high as compared to the true values.

### INLEDNING

Genom bl a förbrännings- och industriprocesser avgår grundämnen till atmosfären i form av luftföroreningar i olika former. Dessa sprids med vindarna och deponeras på mark- och vegetationsytor i form av våt- och torrdeposition. En del av vad som deponeras sprids genom naturliga processer, t ex havssalter. Hit hör också damm och stoft som virvlar upp från markytan genom sk vinderosion.

Av speciellt intresse är depositionen av toxiska element som Pb och Cd, där tillförseln även i rena jordbruksområden märkbart kan höja hal-



Fig. 1. Mätstationernas läge. *Location of monitoring stations.*

terna i grödorna (Tjell et al 1979; Hovmand et al 1983) och på sikt också i marken. Även när det gäller mikronäringsämnen som t ex Cu och Zn är depositionen av intresse satt i relation till grödornas behov, eftersom bortförseln på många jordar inte kompenseras genom gödsling.

## MATERIAL OCH METODER

Mätningarna har ingått i ett samarbetsprojekt inom FAO:s European Cooperative Network on Trace Elements, Subnetwork D (Tjell 1980; Mosbaek et al 1982). De element som ingått, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Cr, As, Fe och Na, är i huvudsak de som föreskrivs, bortsett ifrån att Cr och As medtagits medan Mg utgått. Insamling av nederbörd har skett på följande platser: Näsbygård, Skottorp, Karstorp, Uppsala och Vagle. Läget framgår av fig. 1.

Insamlingen har skett månadsvis i föreskriven NILU-tratt (plast) med s k fågelring (fig. 2), i huvudsak enligt föreskrifter som distribuerats till deltagarna (Tjell 1980). Vid Näsbygård, Skottorp, Karstorp och Vagle har trattarna dock varit utplacerade i anslutning till gårdsbebyggelse. Före utplaceringen fick trattarna ligga i utspädd  $\text{HNO}_3$ , 1 %, och uppsamlingskärnen (plastflaskor, 10 l) stå med sådan syra under ett par veckor med omröring då och då och med byte av syran en gång. Till uppsamlingskärlet har före användandet satts 25 ml konc.  $\text{HNO}_3$  Suprapur. Detta är nödvändigt för att surgöra och därmed förhindra alg-tillväxt och fastläggning, men samtidigt omöjliggörs då mätning av nederbördens pH.

NILU-tratten skruvas på uppsamlingskärlet med hjälp av ett påsvetsat gängat lock med genomföring. Bytet av uppsamlingskärlet blir därför enkelt; NILU-tratten på det använda kärlet får byta plats med skruvlocket på det nya kärlet. Därefter återsänds det använda uppsamlingskärlet som ilpaket i samma emballage som det nya kärlet anlände i för analys av månadens samlade nederbörd. Detta förfaringssätt minimerar risken för kontamination. Vintertid måste uppsamlingskärlet och tratt tas in i uppvärmt utrymme över natten före bytet för att snö och is skall tina.

På laboratoriet har sedan månadsprovet omblandats och därefter analyserats enligt tidigare beskriven metodik (Andersson 1981, Andersson & Gustafson 1982, Andersson et al 1988) samt volymen mätts upp med hjälp

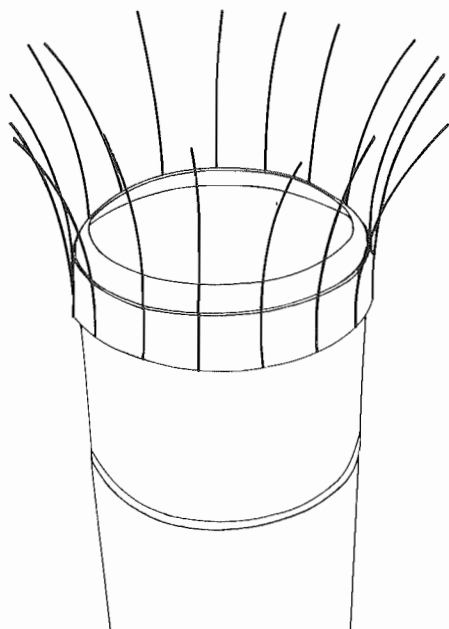


Fig. 2. NILU-tratt för uppsamling av totaldepositionen. *NILU-funnel for bulk deposition collection.*

Tabell 1. Koncentrationer i nederbörd 1984-07-01--1985-06-30. Vägda medeltal. *Weighted average concentrations in precipitation, 1984-07-01--1985-06-30.*

	µg/l				
	Näsby- gård (1)	Tönnersa (2)	Karstorp (3)	Uppsala Näs (4)	Vagle (5)
Mn	8.4	13.2	6.0	4.6	6.5
Zn	25.0	19.5	19.8	13.3	21.5
Cu	2.2	3.1	3.9	1.5	1.7
Pb	14.9	9.5	6.5	7.1	3.5
Ni	1.05	0.95	0.61	0.94	0.85
Cd	0.25	0.17	0.22	0.14	0.12
Cr	0.62	0.84	0.77	0.35	0.48
As	0.87	0.54	0.48	0.46	0.20
Fe	228	590	127	108	92
Na	994	1 260	237	220	165

( ) Se fig. 1.

av mätglas. Uppsamlingskärlet har diskats i  $\text{HNO}_3$ , 1 %, och sänts tillbaka till samma uppsamlingsstation som tidigare, innehållande 25 ml konc.  $\text{HNO}_3$  Suprapur, när det på nytt varit dags för byte. På så sätt har det behövts två uppsamlingskärl per station och dessa har alternerat månadsvis.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

För två av stationerna, Näsbygård och Skottorp, insamlades prov fr o m april 1984 t o m oktober 1985 medan provtagningarna i Karstorp och Vagle pågick först fr o m maj 1984. I Uppsala Näs insamlades nederbördsprov kontinuerligt fr o m april 1981 t o m oktober 1985. I tabell 1 redovisas vägda medelkoncentrationer för tolv månaders provtagning vid samtliga stationer och i tabell 2 redovisas de depositionsvärden, som svarar mot dessa medelkoncentrationer. Att redovisningen inte omfattar hela mätperioden utan endast helt år beror på att vissa element kan ha säsongsvariationer. Detta gäller t ex Ni som till stor del torde härröra från oljeeldningen (KHM 1983), vilket har medfört högre koncentrationer i nederbörden under vinterhalvåret.

Värdena i tabellerna 1 och 2 kan vara påverkade av såväl lokala som mer avlägsna källor. Likaså kan det som tillförs med nederbörden utgöra luftföroreningar från t ex industriella processer och olika typer av förbränning, medan annat härrör från naturliga processer. Hit hör Na, som till största delen sprids som havsaerosoler, och depositionsmonstret blir en funktion av dominerande vindriktning och avståndet till havet. Andra naturliga källor är stoft i form av vinderoderad jord och frömjöl från blommande växter.

Dominerande källor i Sverige för utsläpp av Fe, Mn och Cr är järn-, stål- och ferrolegeringsverk, medan Zn-utsläppen till stor del härrör dels från dessa, dels från metallverk, som också svarar för större delen av Cu-utsläppen. Huvuddelen av Pb-utsläppen sker genom biltrafiken, men utsläppen från metallverken är också relativt betydande. Det sistnämnda gäller också för Cd och As, där en annan viktig källa är sopförbränningen (KHM 1983, Monitor 1987). Dessutom sker en intransport av

Tabell 2. Deposition i NILU-tratt 1984-07-01--1985-06-30. Bulk deposition in NILU-funnel, 1984-07-01--1985-06-30.

	g/ha				
	Näsby- gård (1)	Tönnersa (2)	Karstorp (3)	Uppsala Näs (4)	Vagle (5)
Mn	48	91	40	27	35
Zn	130	134	116	78	117
Cu	12.3	21.1	25.9	9.0	9.3
Pb	85	65	43	42	19
Ni	6.0	6.5	4.0	5.5	4.6
Cd	1.3	1.1	1.3	0.86	0.66
Cr	3.5	5.8	5.1	2.0	2.6
As	4.9	3.7	3.2	2.7	1.1
Fe	1 300	4 060	840	640	500
Na	5 660	8 690	1 570	1 300	900

( ) Se fig. 1.

luftföroreningar från ungefär samma källor utanför Sverige som också bidrar med svavel.

Endast för Pb och As sker en klar minskning av deposition från söder till norr (tabell 2), i båda fallen med en faktor 4,5. För Pb torde detta avspegla den avtagande befolknings- och trafiktätheten, medan den minskande As-depositionen bl a kan tänkas bero på ökande avstånd till koleldade anläggningar på kontinenten och minskande antal diffusa spridningskällor, t ex sopförbränning och förbränning av As-impregnerat virke. Även för Cd är depositionen lägre i norr än i söder men nedgången är mindre och inte lika entydig. När det gäller övriga element torde inflytandet från lokala källor vara större. Så t ex är depositionen av Fe, Mn, Cr och Cu ovanligt hög vid Tönnersastationen och detsamma gäller Cu och Cr vid Karstorp. De depositionsvärden som redovisas i tabell 2 är av samma storlek eller något lägre än sådana som registrerats på motsvarande sätt vid andra nordiska mätningar enligt sammanställningar av Mosbaek & Tjell (1983), Tyler et al (1983) och Steinnes (1984), men högre än motsvarande mätningar av Ross (1986). Depositionsvärden från andra länder i Nordeuropa är i allmänhet högre än de svenska (Mosbaek & Tjell 1983, Kabata-Pendias 1984).

Vid beräkningen av den vägda medelkoncentrationen och depositionen av Zn och Cd har vardera ett månadsvärde utslutits vid två av stationerna. Detta gäller januarivärdet för Näsbygård och aprilvärdet för Karstorp. Orsaken är att de uppmätta värdena var extremt höga och möjligen beroende på någon form av kontamination. Det är emellertid inte helt utslutet att enstaka höga månadsvärden kan förekomma som en följd av speciella värderlekssituationer. Ett exempel på detta är Na-depositionen vid Tönnersa och Näsbygård under september 1985, som uppgick till 64 resp. 40 % av motsvarande under hela året 1984/85, sannolikt beroende på en nordvästlig storm i början av månaden (SMHI 1985), som blåste in havssalter över land. Liknande extremvärden skulle kunna uppkomma också för andra element som en följd av speciella sk luftförorenings-episoder. Detta skulle i så fall märkbart kunna höja medeldepositionen i områden som utsätts för sådana tillskott.

Den insamlings- och mätmetodik som använts medför en del felkällor som innebär att uppmätta värden sannolikt ligger högre än de verkliga. En sådan felkälla är att små insekter trots nätet i botten på tratten



Tabell 3. Vägda medelkoncentrationer i nederbörd samt årlig deposition vid Uppsala Näs. *Weighted average concentrations in precipitation and annual bulk deposition at Uppsala Näs.*

	År Year				Medeltal Average
	81/82	82/83	83/84	84/85	81/82 - 84/85
Mn, µg/l	3.93	4.86	8.15	4.59	5.36
g/ha.år (year)	25.5	23.4	47.0	27.0	30.7
Zn, µg/l	9.2	10.5	19.9	13.2	13.2
g/ha.år (year)	60	50	115	78	76
Cu, µg/l	1.14	1.30	1.26	1.52	1.30
g/ha.år (year)	7.4	6.3	7.3	9.0	7.5
Pb, µg/l	6.8	7.6	7.0	7.1	7.1
g/ha.år (year)	44.0	36.4	40.4	42.0	40.7
Ni, µg/l	0.84	0.54	0.59	0.94	0.74
g/ha.år (year)	5.4	2.6	3.4	5.5	4.2
Cd, µg/l	0.098	0.102	0.179	0.145	0.131
g/ha.år (year)	0.63	0.49	1.03	0.86	0.75
Cr, µg/l	0.25	0.31	0.38	0.35	0.32
g/ha.år (year)	1.6	1.5	2.2	2.0	1.8
As, µg/l	0.54	0.57	0.60	0.46	0.54
g/ha.år (year)	3.5	2.7	3.5	2.7	3.1
Fe, µg/l	94	116	130	108	112
g/ha.år (year)	613	559	748	636	639
Na, µg/l	188	275	458	220	283
g/ha.år (year)	1 220	1 320	2 640	1 300	1 620
Nederbörd, l	20.4	15.1	18.1	18.5	18.0
Precipitation, mm	650	480	575	590	575

hamnar i insamlingskärlet, en annan är att insamlingstratten förorenas av fågelspillning trots fågelringen. Ytterligare en felkälla, men av annan karaktär, är att då nederbörden faller i form av snö ger metodiken för låga nederbördsmängder. För vintermånaderna har därför depositionsberäkningarna baserats på de uppmätta nederbördsmängderna vid närliggande officiella SMHI-stationer. Detta gäller för månaderna januari-mars vid Näsbygård, Tönnersa och Karstorp, januari-april för Uppsala Näs och november-april för Vagle. Endast vid Uppsala Näs har tillsynen skötts av rutinerad laboratoriepersonal väl medveten om de kontaminationsrisker som föreligger och endast värdena därifrån är därför med säkerhet så korrekta som metodiken över huvud taget medger.

Mätningarna vid Uppsala Näs har pågått under mer än fyra år, vilket inneburit 49 mättillfällen för flertalet element, dock endast 48 för Ni, eftersom en mätning misslyckades, och 47 respektive 43 för Cr och

Tabell 4. Korrelationsmatris för element deponerade i nederbörd i Uppsalaområdet, april 1981 - oktober 1985. *Correlations between elements deposited in precipitation collected in the Uppsala area, April 1981 - October 1985.*

	Mn	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Fe	Na
Mn	1.00000	*** 0.49551	*** <u>0.63847</u>	0.08107	* 0.29106	** 0.43503	** 0.38566	0.24269	*** 0.55945	* 0.34084
Zn	*** 0.49551	1.00000	*** 0.50095	0.17790	** 0.42357	*** <u>0.95258</u>	*** 0.78650	** 0.43869	*** 0.52409	*** <u>0.58015</u>
Cu	*** <u>0.63847</u>	*** 0.50095	1.00000	*** <u>0.53958</u>	*** 0.63399	** 0.41249	*** 0.49851	0.44022	*** 0.47693	*** 0.47537
Ni	0.08107	0.17790	*** 0.53958	1.00000	*** 0.48642	0.15064	0.21071	* 0.34088	0.02873	0.20395
Pb	* 0.29106	** 0.42357	*** 0.63399	*** 0.48642	1.00000	* 0.34907	*** 0.61551	*** <u>0.85287</u>	*** 0.55224	*** 0.52115
Cd	** 0.43503	*** <u>0.95258</u>	** 0.41249	0.15064	* 0.34907	1.00000	*** 0.67257	* 0.35632	** 0.38237	*** 0.49544
Cr	** 0.38566	*** 0.78650	*** 0.49851	0.21071	*** 0.61551	*** 0.67257	1.00000	*** 0.66521	*** <u>0.79849</u>	*** 0.56386
As	0.24269	** 0.43869	** 0.44022	* 0.34088	*** <u>0.85287</u>	* 0.35632	*** 0.66521	1.00000	*** 0.63080	*** 0.55631
Fe	*** 0.55945	*** 0.52409	*** 0.47693	0.02873	*** 0.55224	** 0.38237	*** <u>0.79840</u>	*** 0.63080	1.00000	* 0.36185
Na	* 0.34084	*** 0.58015	*** 0.47537	0.20395	*** 0.52115	*** 0.49544	*** 0.56386	*** 0.55631	* 0.36185	1.00000

\*) Signifikant på 5 % nivån  
 \*\*) Signifikant på 1 % nivån  
 \*\*\*) Signifikant på 0.1 % nivån

Significant at the 5 % level  
 Significant at the 1 % level  
 Significant at the 0,1 % level

As, eftersom dessa ämnen inte fanns på analys-schemat från början. Tabell 3 redovisar vägda medelkoncentrationer och den årliga depositionen för fyra hela år samt medeltalen för perioden. Som framgår varierar koncentrationen och depositionen från år till år speciellt för Mn, Zn, Ni, Cd och Na. För samtliga element utom Na har året med den lägsta nederbördsmängden också gett den lägsta depositionen. Medelkoncentrationen och medeldepositionen av Cd stämmer väl med vad som tidigare redovisats för Uppsalaområdet, däremot var Pb-värdena lägre i den tidigare undersökningen, som utfördes åren 1976-1978 med något annorlunda metodik vid provinsamlingen (Andersson 1981). Man märker inget av den kraftiga nedgången i Pb- och Cd-depositionen under 1980-talet som registrerats genom mossanalyser (Monitor 1987). Möjligen kan förklaringen vara den omfattande sopförbränningen som sker vid kraftvärmeverket i det närliggande Uppsala.

I tabell 4 redovisas korrelationer mellan de analyserade elementen, där beräkningarna är baserade på samtliga provtagningar vid Uppsala Näs. Den starkaste samvariationen fås för olika element enligt följande: Mn/Cu, Zn/Cd, Cu/Mn, Ni/Cu, Pb/As, Cd/Zn, Cr/Fe, As/Pb, Fe/Cr och Na/Zn. Beträffande dessa korrelationers styrka fås ordningsföljden Zn/Cd > Pb/As > Cr/Fe > Mn/Cu > Na/Zn > Ni/Cu. Cu och Pb är signifikant korrelerade med samtliga övriga analyserade ämnen, medan Ni är signifikant korrelerat endast med Cu, Pb och As.

## SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER

Koncentrationerna i nederbörden och depositionen av Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Cr, As, Fe och Na har mätts i s k NILU-tratt vid fem stationer fördelade från Sydsåne i söder till Frösön, Jämtland, i norr. Metoden, som är behäftad med en hel del felkällor, ger våtdepositionen samt torrdepositionen på trattens plana innerytor. Den sistnämnda torde vara väsentligt mindre än torrdepositionen i ett växtbestånd med sin mycket

större kontaktyta med omgivningen. För fyra av stationerna redovisas resultaten från endast ett års mätningar, medan från en station, Uppsala Näs, redovisas fyra års mätningar.

För det år (1/7 1984 -- 30/6 1985), då mätningar utfördes vid samtliga fem stationer, varierade depositionen mätt i g/ha mellan de olika stationerna enligt följande: Mn, 27-91; Zn, 78-134; Cu, 9,0-25,9; Pb, 19-85; Ni, 4,0-6,5; Cd, 0,66-1,3; Cr, 2,0-5,8; As, 1,1-4,9; Fe, 500-4 060; Na, 900-8 690. För Pb, As och Cd gäller det lägsta värdet för den nordligaste mätstationen, medan det högsta värdet uppmätts längst i söder. Även för Fe och Na uppmättes de lägsta värdena längst i norr. För samtliga stationer, utom den nordligaste, där Zn-halterna i nederbördsproven varit oväntat höga, är kvoten Zn/Cd ca 100. Depositionen av mikronäringsämnen Mn, Zn och Cu räcker inte till för att kompensera bortförseeln i grödorna som är 3-5 ggr större.

Mätningarna under fyra år (1981/82-1984/85) vid Uppsala Näs visar att depositionen varierar med ungefär en faktor två mellan olika år för Mn, Zn, Ni, Cd och Na, medan variationen är mindre för övriga element. Variationen beror dels på att koncentrationerna varierar, dels på variationer i årsnederbörden. Medeldepositionen i g/ha.år beräknad från den vägda medelkoncentrationen var för olika element följande: Mn, 30,7; Zn, 76; Cu, 7,5; Pb, 40,7; Ni, 4,2; Cd, 0,75; Cr, 1,8; As, 3,1; Fe, 640; Na, 1 620. De flesta element var signifikant positivt korrelerade med samtliga eller flertalet övriga som analyserades, med undantag för Ni, som endast var signifikant korrelerat med Cu, Pb och As.

## ERKÄNNANDE

Föreliggande undersökning har finansierats av Statens Naturvårdsverk.

## REFERENSER

- Andersson, A. 1981. Cadmium and lead in precipitation and drainage water. Deposition and leaching in the Uppsala area. Swedish J. agric. Res. 11, 119-125.
- Andersson, A. & Gustafson, A. 1982. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. Ekohydrologi nr 11, 13-18.
- Andersson, A., Gustafson, A. & Torstensson, G. 1988. Utlakning av spår-element från odlad jord. Ekohydrologi nr 26, 5-14.
- Hovmand, M.F., Tjell, J.C. & Mosbaek, H. 1983. Plant uptake of airborne cadmium. Environ. Pollut. Ser. A. 30, 27-38.
- Kabata-Pendias, A., Tarlowski, P. & Dudka, S. 1985. Atmospheric fall-down of trace elements on surface soils. Roczniki Gleboznawcze, nr 1, 137-139.
- KHM. 1983. Kolets hälso- och miljöeffekter. Underlagsdel 2: Miljö- och hälsoeffekter. Projekt Kol-Hälsa-Miljö (KHM). Slutrapport april 1983, p 17:27.
- Monitor, 1987. Tungmetaller - förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket, Informationsenheten.
- Mosbaek, H., Tjell, J.C. & Hovmand, M.F. 1982. Atmospheric deposition of trace elements on agricultural soils and plants. Newsletter from the FAO European Cooperative Network on Trace Elements, First Issue, State University Gent, Belgium, pp 27-30.
- Mosbaek, H. & Tjell, J.C. 1983. Report on the activities of the Subnetwork D. Passage of airborne trace elements to agricultural soils and crops. In: Report of the 1983 consultation on the European Cooperative Network on Trace Elements held in Aarhus, Denmark, 31 May - 3 June, 1983. FAO, Regional Office for Europe Appendix VI.

- Ross, H. 1986. Övervakning av tungmetallhalter i nederbörden. Rapport från verksamheten 1985. Statens naturvårdsverk, Rapport 3230.
- SMHI. 1985. Väder och Vatten, September 1985. SMHI, Klimatsektionen, Norrköping.
- Steinnes, E. 1984. Contribution from long range atmospheric transport to the deposition of trace metals in southern Scandinavia. NILU OR 29/84.
- Tjell, J.C. 1980. Atmospheric trace element deposition. FAO European Cooperative Research Network on Trace Elements. Subnetwork D. Appendix 1, Lyngby.
- Tjell, J.C., Hovmand, M. & Mosbaek, H. 1979. Atmospheric lead pollution of grass grown in a background area in Denmark. Nature 280, 425-426.
- Tyler, G., Bergkvist, B., Rühling, Å. & Wiman, B. 1983. Metaller i skogsmark - deposition och omsättning. Naturvårdsverket, Meddelande SNV PM 1692.

# UTLAKNING AV SPÅRELEMENT FRÅN ODLAD JORD

## *Removal of trace elements from arable land by leaching*

Arne Andersson, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson

**Abstract.** The leaching of Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd, and As as well as Fe, Na, K, Mg, and Ca from agricultural fields was quantified at five sites representing different soil and climatic conditions. For additionally two sites, lacking registration of run-off but with extremely varying pH, the variations in concentrations were followed. Samples were taken at least every two weeks during the run-off periods over two years.

The losses per unit area are presented in Table 2. From Table 3 the weighted and arithmetic average concentrations in drainage water from different sites can be seen, and in Table 4 the arithmetic averages are presented for the two stations without registration of run-off. For one of those sites, drainage water as well as surface run-off were sampled. Fig. 1 shows the rectilinear relationships between the total concentrations of Mn, Zn, Pb, and Cd and the amounts of suspended material (clay) carried by the drainage water at the Flinkesta site. In Fig. 2 the logarithmic concentrations of Zn, Cd, Pb, and As are shown as functions of pH of the drainage water at the Öjebyn site. Table 5 presents the logarithmic concentrations of the investigated elements as functions of pH of the drainage water from locations with mineral soils. The relationship is positive for As but negative for the other elements.

## INLEDNING

Oavsett om ett grundämne är essentiellt eller toxiskt är det av intresse att veta hur halterna i marken förändras med tiden. Den känsligaste metoden att kvantifiera förändringarna är att fastställa graden av obalans mellan tillförsel och bortförsel, varvid utlakningen utgör en delpost i bortförslin. Utlakningen är dessutom av intresse, eftersom kvantiteterna som bortförs påverkar förhållandena i grund- och ytvatten. I en tidigare undersökning har halterna i dräneringsvattnet från 13 avrinningsstationer redovisats som de uppmättes vid en enstaka provtagning i samband med avrinningen efter snösmältningen våren 1979 (Andersson & Gustafson, 1982). De uppmätta halterna varierade starkt mellan provplatserna, speciellt för sådana element vars löslighet påverkas av pH och redoxpotential. Föreliggande studie utgör en fortsättning och utökning jämfört med den tidigare undersökningen.

## MÅL

Målsättningen är att kvantifiera utlakningen från odlad mark av främst ett antal tunga metaller under olika mark- och klimatbetingelser.

## MATERIAL OCH METODER

### Försöksfält

För att uppnå målet provtogs avrinningen från fem försöksfält (Näsbygård, Skottorp, Flinkesta, Lökene och Geråsen) upprepade gånger under en längre tidsperiod, samtidigt som avrinningen registrerades. Geråsen är en invallning och vattnet pumpas ut vid behov. Utan registrering av vattenföringen studerades dessutom variationen i halter i avrinningen från ytterligare två försöksfält med stora pH-variationer i dräneringsvattnet

Tabell 1. Försöksfältens storlek, jordart och läge. *Experimental fields: size, soil type and location.*

Försöksplats	Areal (ha)	Jordart	Län	Referens
Näsbygård	35,7	Moränlera	Malmöhus	Brink et al., 1979
Skottorp	14,5	Sand-grovmo	Hallands	Brink et al., 1979
Flinkesta	6,6	Lera	Sörmlands	Brink et al., 1979
Geråsen	11,0	Organogen	Örebro	
Lökene	10,5	Finmo-mjäla	Värmlands	Brink et al., 1979
Röbäcksdalen	8,4	Lerig mjälilig mo	Västerbottens	Andersson & Wiklert, 1977
Öjebyn	8,6	Finmo-grovmo	Norrbottens	Brink et al., 1979

(Öjebyn, Röbäcksdalen).

Försöksfälten representerar vitt skilda jordartsförhållanden och genom sitt läge också skilda klimatiska förhållanden (tabell 1). Försöksfälten tillhör Avd. för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet. Endast ren åker bidrar till avrinningen varför undersökningen bör ge en entydig uppfattning om utlakningen av främst tungmetaller från odlad jord, samt om hur olika faktorer påverkar arealförlusterna.

### Avrinning

Avrinningen mättes kontinuerligt med hjälp av Thomsondamm och flottörskrivpegel vid samtliga platser utom Öjebyn och Röbäcksdalen. Hydrogrammen lästes in i dator med hjälp av ett digitaliseringsbord, varefter dygnsavrinningen beräknades för varje station.

### Provtagning

Proven uttogs i inkommande ledning till mätstationerna. Vid Röbäcksdalen kunde yt- och dräneringsvatten provtas var för sig. Provtagningen pågick under de agrohydrologiska åren (juli-juni) 1983/84 och 1984/85 med en frekvens av minst en gång var fjortonde dag under avrinningsperioderna. Förfarandet i övrigt vid provtagning och transport av proven till laboratoriet har tidigare redovisats (Andersson, 1981; Andersson & Gustafson, 1982).

### Analys

**Element.** De element som undersökts är Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd, As och som jämförelse också Fe, Na, K, Mg och Ca. När det gäller utlakningen av K liksom annan växtnäring har mer omfattande undersökningar än de föreliggande tidigare presenterats av Brink et al. (1978; 1979).

**Preparering.** Provprepareringen, som omfattar centrifugering och surgörning (2 % HNO<sub>3</sub>) samt koncentrerings fyra gånger genom indunstning till fjärdedelen av utgångsvolymer, är ett kritiskt moment i provhanteringen. Speciellt halterna av Pb och Cd är i de flesta prov mycket låga, därav behovet av koncentrerings för att uppnå lätt mätbara värden. De låga halterna gör emellertid proven mycket känsliga för kontaminering. Detta innebär dock inte att det behövs speciella s.k. renluftslaboratorier för att genomföra analyserna. Man kan mycket väl utföra indunstningen i öppna bägare på elhåll i normal dragskåpsatmosfär utan kontamination.

Väsentligt är i stället att denna verksamhet hålls skild från annan analysverksamhet med lägre krav på renhet, att speciella glas- och plastvaror samt kemikalier reserveras för dessa analyser samt att speciella rutiner används för provhantering, disk och förvaring av glas- och plastvaror. Om kraven på renhet är uppfyllda kan lätt konstateras med blankprov.

Fanns synbara mängder av suspenderat material analyserades proven dels på totalhalten, dels på den fraktion som förblivit i lösning efter centrifugeringen, där proven utsätts för 12.000 - 13.000 g. Totalhalten bestämdes i ett alikvot ocentrifugerat prov med 2 %  $\text{HNO}_3$  som koncentrerades fyra gånger genom indunstning i bågare på elhäll. Innehöll provet så mycket suspenderat material att koncentreringsbedömning bedömdes som onödig skedde syrabehandlingen, som också innebär en extraktion, på elhäll i bågare under urlag utan indunstning.

Fr.o.m. våren 1984 bestämdes också mängden suspenderat material genom att en alikvot av provet filtrerades genom filter med pordiametern 0,45  $\mu\text{m}$ . Mängden suspenderat material bestämdes genom vägning av filter + fränfiltrerat material efter torkning vid 105 °C samt reduktion för filtervikten. Den totala provvolym som krävs för att genomföra samtliga typer av provpreparering och analyser uppgår till ca en liter.

**Metod.** Flertalet tungmetallanalyser utfördes med hjälp av atomabsorption på instrument av märket Perkin-Elmer 603 utrustat med grafitugn modell HGA 76B. Var koncentrationerna tillräckligt höga analyserades med hjälp av låga på instrument av märket Perkin-Elmer 503. På detta instrument utfördes också As-analyserna med hjälp av hydridmetoden. Båda instrumenten är utrustade med D2-lampa för bakgrundskorrektion, vilket utnyttjades vid tungmetallanalyserna. Okoncentrerat eller koncentrerat prov användes beroende på vilken koncentration som gav de bästa mätbetingelserna. Samtliga Ca-, Mg-, Na- och K-analyser utfördes med hjälp av låga på prov som var 0,1 % på Li respektive La. Halterna av Cd, Pb, Cr, Ni och Cu bestämdes enbart med hjälp av grafitugn, Pb och Cd efter La-tillsats enligt Andersson (1976).

### Transportberäkning

Vid samtliga stationer med avrinningsmätningar har ämnestransporterna beräknats. Detta har skett så att ett haltvärde interpolerats fram för varje dygn. De sålunda erhållna haltvärdena har sedan multiplicerats med respektive dygnsavrinning varigenom dygnstransporten erhållits. Dygnstransporterna har sedan adderats för avrinningsperioderna. Vägda haltmedelvärden har beräknats genom att undersökningsperiodens sammanlagda transport dividerats med avrinningen.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Utlakning och arealförluster

Tabell 2 redovisar den genomsnittliga borttransporten per hektar för de stationer där transporten kunnat beräknas. Borttransporten sker dels i löst form, dels bundet i eller till suspenderat fast material, varvid förlusterna i suspenderat material i första hand innebär att profilen förlorar jordmaterial som så småningom sedimenterar i vattenmiljön. Den lösta fraktionen är omedelbart tillgänglig för organismer och när det gäller markprofilen innebär förlusten av löst material en utlakning som lämnar kvar en rest, som blivit något fattigare på de element som lakats ut. De största förlusterna av löst material har skett från Geråsens organogena jord där dräneringsförhållandena är extrema. Skälen är dels en

Tabell 2. Arealförluster och avrinning. *Discharge, total and dissolved quantities.*

Prov	g/ha.år							kg/ha.år							Avr. mm/år
	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr	As	Fe	K	Na	Ca	Mg	Susp.	
<b>Flinkesta</b>															
Totalt	146	77,5	22,1	7,8	16,2	0,204	20,0	1,58	15,3	9,1	10,1	21,5	11,9	396	206
Löst	23	8,5	7,3	0,9	4,4	0,068	1,6	0,62	1,2	4,6	8,4	22,1	8,5		
Löst, %	15,7	11,0	33,0	11,5	27,2	33,3	8,0	39,2	7,8	50,5	83,0	103	71,4		
<b>Geråsen</b>															
Totalt	7300	160	12,7	4,15	12,3	0,376	3,09	3,71	14,7	11,8	19,7	473	25,0	54,7	352
Löst	6960	139	10,1	3,75	10,9	0,350	1,83	1,63	6,9	10,3	21,5	459	25,2		
Löst %	95,2	86,9	79,5	90,4	88,6	93,1	59,2	43,9	46,9	87,3	109	97,0	101		
<b>Lökene</b>															
Totalt	51	22,1	1,68	1,01	1,21	0,047	0,75	0,22	0,82	4,4	6,2	19,0	2,9	54,6	100
Löst	23	16,0	1,15	0,11	0,88	0,034	0,12	0,15	0,06	3,9	5,5	18,9	2,7		
Löst, %	45,1	72,4	68,5	60,1	72,7	72,3	16,0	68,2	7,3	88,6	88,7	99,5	93,1		
<b>Näsbygård</b>															
Totalt	70	8,3	5,3	1,66	5,2	0,095	1,15	1,21	0,88	3,7	32,4	296	13,3	12,8	232
Löst	46	1,7	4,6	0,80	4,4	0,073	0,58	0,98	0,10	3,5	32,6	293	13,1		
Löst, %	65,7	20,5	86,8	48,2	84,6	76,8	50,4	81,0	11,4	94,6	101	99,0	98,5		
<b>Skottorp</b>															
Totalt	66	4,1	4,2	0,35	5,9	0,053	0,58	0,20	0,34	12,1	26,6	113	9,7	2,4	232
Löst	65	3,6	4,0	0,26	5,8	0,051	0,52	0,17	0,17	12,1	26,5	112	9,7		
Löst, %	98,5	87,8	95,2	74,3	98,3	96,2	89,7	85,0	50,0	100	99,6	99,1	100		
<b>Mineraljordar, medeltal</b>															
Löst	39	7,5	4,3	0,52	3,9	0,057	0,71	0,48	0,38	6,0	18	112	8,5		

stor avrinning, dels låg redoxpotential vid högt grundvattenstånd, vilket ökar lösligheten av Mn och Fe, dels att organiskt material går i lösning inklusive sitt innehåll av olika element.

För de fyra mineraljordarna har medeltal för arealförlusterna framräknats, vilka redovisas i tabell 2. Lägst är dessa för Cd med 0,057 g/ha.år. För de tungmetaller där tillförseln med nederbörden är känd, nämligen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe (Mosbaek & Tjell, 1983), är det endast för Ni som utlakningen ligger på ungefär samma nivå som denna. För de övriga är utlakningen mindre än tillförseln, t.ex. för Pb 0,52 jämfört med 45 g/ha.år eller för Cd 0,057 jämfört med 0,7 g/ha.år. Överskottstillförseln stannar kvar i marken och ökar halterna där och/eller tas upp i grödorna. För Cd och Pb räcker inte ens den totala borttransporten vid någon av mätstationerna i tabell 2 till för att balansera tillskotten med nederbörden.

Mängden suspenderat material mättes bara under tre fjärdedelar av undersökningsperioden. För den period när mätningar utfördes har beräknats en medeltransport per månad som sedan multiplicerats med tolv för att ge ett årsmedelvärde. Störst är erosionen på den sedimentära lerjorden i Flinkesta, ca 400 kg/ha.år, medan den minsta mängden material, 2,4 kg/ha.år, eroderas från den grovkorniga sandjorden i Skottorp. Erosionen förefaller liten när det gäller Näsbygård, trots att jordarten där är relativt finkornig. Detta kan bero på det relativt stora Ca-innehållet (tabell 2) som gör att leret hålls i utflockat och aggregerat tillstånd, vilket motverkar erosion. Det avrinnande vattnet är ca 0.006 N med avseende på Ca.

Geråsen avviker från de övriga stationerna dels genom sina artificioella dräneringsförhållanden (invallning), som medför att avrinnande vattenvolym är ca 50 % större än för någon annan station, dels genom den organogena jordarten. Dessa förhållanden medför dels att det suspenderade materialet huvudsakligen är organiskt, dels att det uppstår reducerande betingelser vid högt grundvattenstånd, varvid Mn och även Fe går i lösning. Vid kontakt med luftens syre fälls sedan speciellt en del Fe ut



som hydroxid och registreras som suspenderat material (20 - 25 % av totala innehållet). Det suspenderade materialet från övriga stationer utgörs huvudsakligen av finkornigt silikatmaterial (ler). Det skall också nämnas att det suspenderade materialet i dräneringsvattnet inte utgör den totala erosionen utan man kan också ha en bortförsl med avrinnande ytvatten.

Som framgår av tabell 2 sker borttransporten av spårelement till en relativt stor del i det suspenderade materialet. Storleken på den lösta fraktionen varierar beroende dels på element och dels på mängden och typen av suspenderat material. När det gäller Fe överstiger inte den lösta fraktionen 50 % för någon av stationerna. Även Cr föreligger till stor del bundet i suspenderat material och i mindre grad också As och Pb. För Ca, Mg, Na och K gäller att borttransporten huvudsakligen sker i löst form. Detta gäller speciellt Ca, där mängd och typ av suspenderat material förefaller betydelselös.

Med avseende på den lösta fraktionens storlek fås följande ordningsföljd för Flinkesta, där det suspenderade materialet huvudsakligen utgörs av ler;

Ca > Na > Mg > K > As > Cd = Cu > Ni > Pb = Mn > Zn > Cr = Fe

Motsvarande ordningsföljd för Geråsen med organogen jord blir

Na > Mg > Ca > Mn > Cd > Pb > Ni > K > Zn > Cu > Cr > Fe > As

Att transporten av t.ex. Pb i löst form är relativt stor här är sannolikt en följd av att en hel del organiskt material föreligger i löst form, inklusive de element som finns bundna i denna fraktion. Stark korrelation mellan mängden Pb och organiskt material i lösning har visats

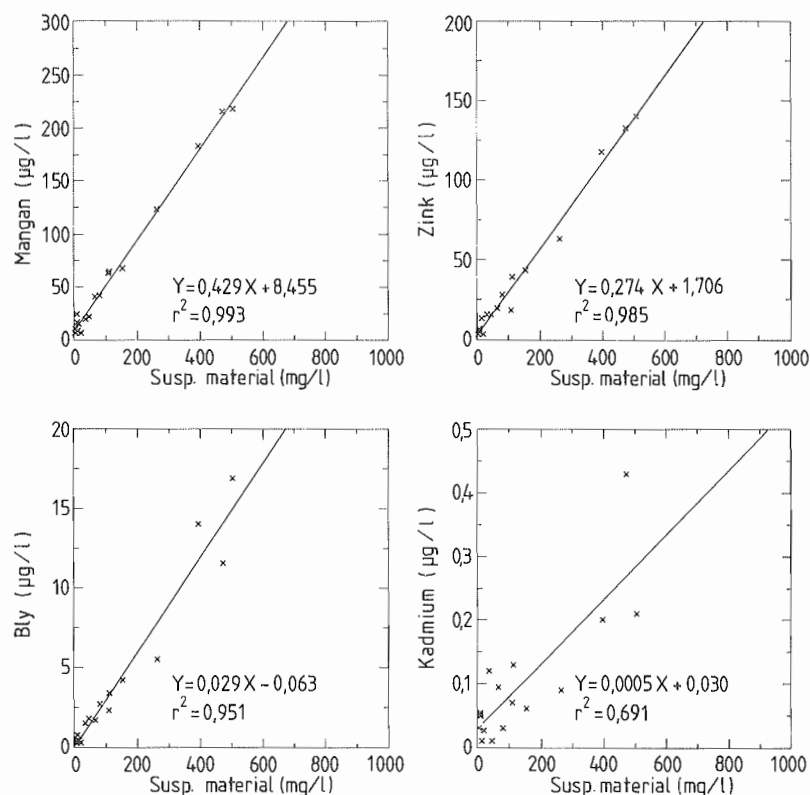


Fig. 1. Samband mellan halten suspenderat material och halterna av Mn, Pb, Zn och Cd i dräneringsvatten. Lokal Flinkesta. *Relations between suspended matter and contents of Mn, Pb, Zn, and Cd in drainage water. Flinkesta.*

Tabell 3. Halter, vägda och aritmetiska medelvärden. *Weighted and arithmetic averages of total and dissolved amounts.*

Prov	µg/l										mg/l				Susp.	pH
	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr	As	Fe	K	Na	Ca	Mg			
<b>Flinkesta</b>																
Totalt, vägt	71,4	37,5	10,8	3,79	7,9	0,099	9,78	0,77	7460	4,44	4,96	10,5	5,81	138		
Totalt, aritm.	60,3	35,1	9,3	2,45	6,3	0,090	8,64	0,61	6850	4,12	5,64	10,9	6,07	130		
Löst, vägt	11,3	4,1	3,6	0,45	2,2	0,033	0,77	0,33	564	2,23	4,12	10,8	4,14			
Löst, aritm.	8,3	3,0	3,1	0,34	1,8	0,031	0,66	0,20	440	1,80	4,82	10,4	4,30		7,0	
<b>Geråsen</b>																
Totalt, vägt	2170	47,6	3,76	1,23	3,6	0,111	0,92	1,10	4360	3,51	5,84	140	7,42	12,1		
Totalt, aritm.	2320	42,5	3,17	1,01	3,4	0,104	0,97	1,80	6130	3,17	7,21	151	8,09	14,5		
Löst, vägt	2060	41,4	2,99	1,11	3,2	0,104	0,54	0,48	2060	3,06	6,38	136	7,47			
Löst, aritm.	2230	36,8	2,40	0,84	3,0	0,096	0,49	0,62	2530	3,03	7,41	150	8,16		6,6	
<b>Lökene</b>																
Totalt, vägt	50,5	22,1	1,68	1,01	1,20	0,047	0,75	0,22	817	4,35	6,19	19,0	2,87	34,4		
Totalt, aritm.	38,7	24,6	1,42	0,52	1,04	0,060	0,43	0,16	393	4,88	9,24	21,2	3,23	18,2		
Löst, vägt	22,9	15,9	1,15	0,11	0,88	0,034	0,12	0,15	61	3,89	5,49	18,8	2,74			
Löst, aritm.	25,8	21,6	1,17	0,13	0,86	0,051	0,13	0,13	43	4,67	8,71	21,2	3,21		6,6	
<b>Näsbygård</b>																
Totalt, vägt	30,6	3,6	2,31	0,72	2,25	0,041	0,50	0,53	385	1,63	14,2	129	5,79	5,4		
Totalt, aritm.	34,3	3,1	2,42	0,58	2,62	0,049	0,42	0,55	224	1,59	14,8	137	6,06	1,4		
Löst, vägt	20,0	0,7	2,02	0,35	1,92	0,032	0,25	0,43	45	1,52	14,2	128	5,72			
Löst, aritm.	21,0	1,2	2,19	0,43	2,33	0,040	0,28	0,47	40	1,54	14,7	134	5,96		7,9	
<b>Skottorp</b>																
Totalt, vägt	29,2	1,8	1,84	0,15	2,58	0,023	0,26	0,089	150	5,34	11,7	49,7	4,28	1,6		
Totalt, aritm.	32,5	2,3	1,97	0,19	2,83	0,028	0,25	0,102	195	5,83	12,4	49,3	4,34	0,8		
Löst, vägt	28,5	1,6	1,77	0,12	2,57	0,023	0,23	0,076	73	5,31	11,6	49,5	4,28			
Löst, aritm.	31,7	2,2	1,91	0,17	2,80	0,027	0,23	0,085	96	5,81	12,3	49,1	4,34		6,7	

för skogsjordar (Tyler 1981; Tyler et al. 1983). Manganets relativt stora löslighet är en följd av redoxförhållandena.

### Inverkan av suspenderat material

För dräneringsvattnet från Flinkesta, som hade mätbara halter av suspenderat material vid praktiskt taget varje provtagning, har sambanden mellan de analyserade totalhalterna av olika element och halten suspenderat material beräknats. För samtliga element utom Na finns starka positiva samband med halten suspenderat material (ler), som varierat från 5,7 upp till 507 mg/l. Korrelationskoefficienten ( $r$ ), som överstiger 0,9 för samtliga samband utom för Cd och Ca, där den ligger på ca 0,8, avtar enligt följande:

Mn > Zn = Cr > Fe > Cu = Pb > As > Ni > K > Mg > Cd > Ca

Sambanden är så starka att när de väl en gång fastställts kan mycket väl t.ex. totalhalterna av de lättanalyserade Mn och Zn användas för att beräkna innehållet av suspenderat material.

I Fig. 1 redovisas sambanden mellan halten suspenderat material och halterna av respektive Mn, Pb, Zn och Cd. Det är uppenbart att prov som innehåller suspenderat material måste centrifugeras eller filtreras före syrakonservering. I annat fall kommer en del av den partikelbundna fraktionen att överföras i löst form och höja koncentrationen i jämviktslösningen.

I tabell 3 redovisas medelhalter av de analyserade elementen för olika stationer, dels vägda, dels aritmetiska sådana för såväl totalhalter som

Tabell 4. Medelhalter, aritmetiska. *Arithmetic average concentrations of total and dissolved amounts.*

Prov	µg/l										mg/l				Susp.	pH
	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr	As	Fe	K	Na	Ca	Mg			
<b>Öjebyn</b>																
Totalt	5410	311	39,3	0,53	108	0,90	7,6	0,58	7460	6,6	9,5	56	30	20,5	4,7	
Löst	4820	288	35,1	0,45	102	0,91	5,9	0,31	2810	6,4	9,4	57	30			
Löst, %	89,1	92,6	89,3	84,3	94,4	101	77,6	53,4	37,7	97,0	98,9	102	100			
<b>Röbäcksdalen, dräneringsvatten</b>																
Totalt	1360	197	42,2	0,68	117	1,12	1,35	0,52	368	10,4	25	53	18	14,7	4,8	
Löst	1320	188	38,6	0,52	109	1,11	0,74	0,35	85	10,2	25	52	17			
Löst, %	97,1	95,4	91,5	76,5	93,2	99,1	54,8	67,3	23,1	98,1	100	98,1	94,4			
<b>Röbäcksdalen, ytvatten</b>																
Totalt	266	49	9,1	0,75	14,6	0,19	1,18	0,75	842	14,9	6,1	31	4,7	23,0	6,8	
Löst	243	42	7,9	0,37	13,8	0,17	0,69	0,49	329	14,0	5,3	30	4,7			
Löst, %	91,4	85,7	86,8	49,3	94,5	89,5	58,5	65,3	39,1	94,0	86,9	96,8	100			

för lösta fraktioner. Dessutom redovisas ett aritmetiskt medelvärde för pH i dräneringsvattnet. I dräneringsvatten som innehåller suspenderat material, styr mängden av detta totalhalten och totala transporten (Fig. 1) av flertalet element. Erosionen och transporten av suspenderat material är störst vid högvattenföring då huvudparten av årsavrinningen sker. Detta medför att för stationer där suspenderat material i dräneringsvattnet är vanligt, t.ex. Flinkesta, blir de vägda medeltalen för totalhalterna större än de aritmetiska. Å andra sidan, för stationer där transporten av suspenderat material är liten, t.ex. Skottorp, sker en utspädning av de lösta fraktionerna vid högvattenföringen, vilket medför att den vägda medelkoncentrationen då blir lägre än den aritmetiska för flertalet element. Mönstret följs dock inte alltid eftersom också andra faktorer inverkar, t.ex. att vissa element binds hårt och effektivt (tungmetaller) medan andra binds svagare (Na, Ca, Mg, K) till det fasta materialet, vissa element påverkas av redoxförhållandena (Mn, Fe) etc.

### Inverkan av pH

Tabell 4 redovisar aritmetiska medelvärden för de analyserade elementen, suspenderat material och pH för dräneringsvattnet från Öjebyn och Röbäcksdalen samt ytavrinningen från Röbäcksdalen. Dessa båda stationer skiljer sig från de övriga bl.a. genom dräneringsvattnets lägre genomsnittliga pH och en större variation i pH under året. För Öjebyn är variationsområdet 3,4 - 7,2 och för Röbäcksdalen 3,1 - 6,2, medan ytavrinningen från Röbäcksdalen har pH 6,2 - 7,3. Det sistnämnda är ungefär samma variationsområde och nivå som för dräneringsvattnet från de övriga stationerna.

Det är inte ovanligt att jordarna i kustområdet längs Bottenviken innehåller sulfidsvavel i alven. Detta har konstaterats vara fallet bl.a. i Röbäcksdalen (Wiklander & Hallgren 1971), och så är säkerligen också fallet i Öjebyn (Gustafson & Torstensson 1983 a). Sulfidsvavlet oxideras så småningom till sulfat och ger svavelsyra, som delvis tvättas ut med dräneringsvattnet och sänker pH i detta. Samtidigt frigörs de tungmetaller som varit bundna i sulfiderna. Svaveloxidationen kan pågå under lång tid. Wiklander & Hallgren (1971) rapporterar sålunda för mätperioden 1959/61 pH-värdet 4,6, att jämföra med det nästan lika låga pH 4,8 för perioden 1983/85. För de element som ingått i båda undersökningarna är halterna lika för Cu, K och Na medan halterna för Mn, Ca och Mg ligger högre (25 - 50 %) i föreliggande undersökning. Att pH tidvis i Öjebyn överstiger pH 7 torde bero på att grundvattnet då dominerar avrinningen, eftersom utflöde av grundvatten sker (Gustafson & Torstensson 1983 a).

De låga pH-nivåerna i Öjebyn och Röbäcksdalen medför dels en kraftig

vittring i markprofilen och att halterna av olika ämnen i dräneringsvattnet blir höga, dels att skillnaden mellan totalhalt och löst fraktion blir relativt liten för flertalet element (tabell 4). För såväl Öjebyn som Röbbäcksdalen ligger Mn-halterna över den gräns, 1 mg/l, som enligt Bowen (1979) kan medföra giftverkan på växter. Som en följd av ett högre pH har ytvattnet lägre halter än dräneringsvattnet av flertalet element i löst form. Undantag är K där orsaken förmodligen är en gödslingsseffekt, As som har ett annat pH-beroende än övriga element samt Fe där orsaken är okänd. Enligt tidigare mätningar är ytavrinningen ungefär dubbelt så stor som avrinningen via dräneringsledningarna (Gustafson & Torstensson 1983 b).

pH är en av de faktorer som starkast påverkar lösligheten för de flesta element. För Öjebyn, som är den enskilda mätstation där pH-variationen är störst, råder för flera element starka samband mellan pH och de analyserade logaritmerade halterna. Några av sambanden redovisas i Fig. 2. Korrelationskoefficienten avtar i följande ordning för de analyserade ämnena;

Ni > Cd > Zn > Cu > Mn > Cr > Mg > Ca > Fe > Na > Pb > As > K

Korrelationskoefficienterna ( $r$ ) ligger över 0,95 för Ni, Cd, Zn, Cu och Mn, mellan 0,80 - 0,90 för Cr, Mg och Ca och mellan 0,40 - 0,70 för Fe, Na, Pb och As och är t.o.m. As signifikant ( $P < 0,05$ ) skilda från 0. Märkligt nog finns här ingen samvariation mellan K-halterna och pH.

Motsvarande samband kan också beräknas för det sammantagna materialet från samtliga provtagningsplatser på mineraljordar (ej Geråsen), (tabell 5). Baserat på korrelationskoefficienternas storlek kan följande ordningsföljd uppställas:

Zn > Ni > Mn  $\geq$  Cd > Cu > Cr > Mg > K > Fe > As > Na > Pb > Ca

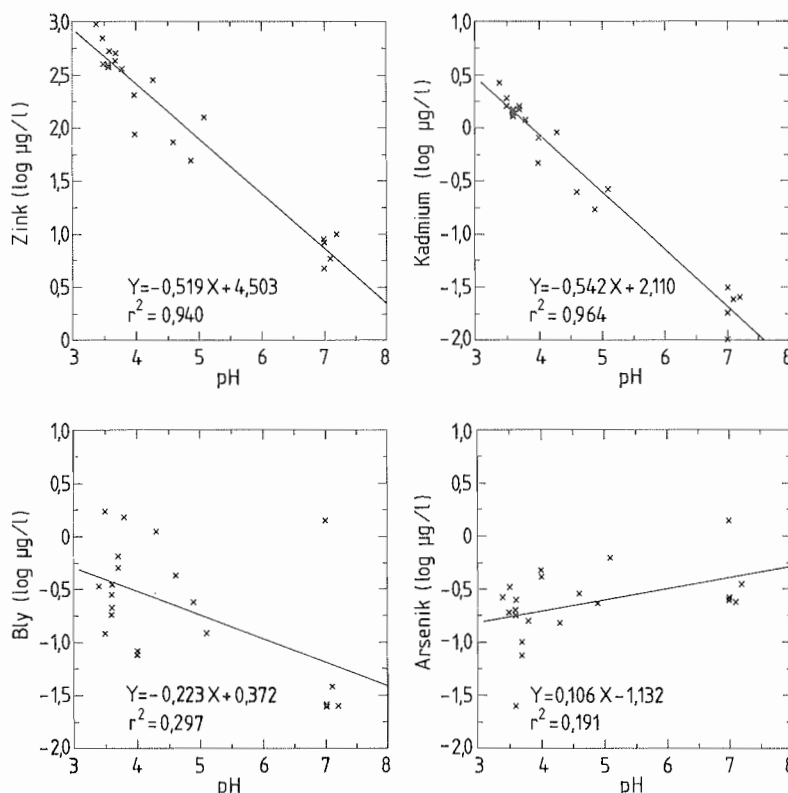


Fig. 2. Samband mellan pH och de logaritmerade halterna av Pb, Zn, As och Cd i dräneringsvattnet. Lokal Öjebyn. *Relations between pH and contents of Pb, Zn, As and Cd in drainage water. Öjebyn.*

Tabell 5. Samband mellan logaritmerad koncentration av olika element och pH i dräneringsvattnen från mineraljordar. *Relationships between logarithmic concentrations of investigated elements and pH of drainage water from sites with mineral soils.*

log (Mn) = 5,95 - 0,658 pH;	r = -0,835***;	n = 123
log (Zn) = 5,09 - 0,660 pH;	r = -0,903***;	n = 120
log (Cu) = 3,00 - 0,382 pH;	r = -0,823***;	n = 123
log (Pb) = -0,26 - 0,072 pH;	r = -0,192*;	n = 121
log (Ni) = 3,96 - 0,516 pH;	r = -0,854***;	n = 123
log (Cd) = 1,74 - 0,460 pH;	r = -0,834***;	n = 122
log (Cr) = 1,44 - 0,284 pH;	r = -0,693***;	n = 123
log (Fe) = 3,84 - 0,270 pH;	r = -0,527***;	n = 123
log (K) = 4,65 - 0,176 pH;	r = -0,616***;	n = 123
log (Na) = 4,30 - 0,052 pH;	r = -0,219**;	n = 123
log (Ca) = 4,73 - 0,032 pH;	r = -0,089;	n = 123
log (Mg) = 5,19 - 0,220 pH;	r = -0,657***;	n = 123
log (As) = 0,086 pH - 1.40;	r = +0,247**;	n = 120

( ) = konc. µg/l

\* = r signifikant skild från 0 på 5-procents nivån

\*\* = r signifikant skild från 0 på 1-procents nivån

\*\*\* = r signifikant skild från 0 på 0,1-procents nivån

n = antal prov

Korrelationskoefficienterna (r) ligger mellan 0,82 - 0,90 för Mn, Zn, Ni, Cd och Cu och mellan 0,62 - 0,69 för Cr, Mg och K. För Fe är värdet 0,53 och de övriga ger värden som understiger 0,25 men som ändå t.o.m. Pb är signifikant ( $P < 0,05$ ) skilda från 0. Att korrelationen är sämre för det sammantagna materialet beror främst på att skilda jordarter ingår. För flertalet av de ämnen som samvarierar med pH är samvariationen negativ, men för As gäller motsatsen.

Sambanden med pH innebär t.ex. för Mn att gränsen för giftverkan, 1 mg/l enligt Bowen (1979), uppnås vid pH 4,5 och lägre. Tillförseln av Cd med nederbörden uppgår i Mellansverige till ca 0,65 g/ha.år (Mosbaek & Tjell 1985). Om man antar en medelavrinning motsvarande 200 mm/år balanseras tillskottet med nederbörden av bortförseln i dräneringsvattnet då halten där uppgår till 0,325 µg Cd/l. Detta sker ungefär vid pH 4,8 dvs. ett pH så lågt att det sällan förekommer i odlade jordar. Tillförseln av Pb med nederbörden uppgår till ca 45 g/ha.år (Mosbaek & Tjell 1985), vilket med samma antagande som för Cd rörande avrinningen skulle kräva halter på 20 - 25 µg/l för att balansera tillförseln. Sådana halter uppnås aldrig i normalt dräneringsvattnen.

## ERKÄNNANDE

Föreliggande undersökning har finansierats av Statens Naturvårdsverk.

## REFERENSER

- Andersson, A. 1976. Interferences from Sulfur in the determination of Lead with the graphite furnace. Atomic Absorption Newsletter, 15, 71-72.
- Andersson, A. 1981. Cadmium and lead in precipitation and drainage water. Deposition and leaching in the Uppsala area. Swedish J. agric

- Res. 11, 119-125.
- Andersson, A. & Gustafson, A. 1982. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. Ekohydrologi nr 11, 13-18.
- Andersson, S. & Wiklert, P. 1977. Studier av markprofiler i Svenska åkerjordar. En faktasammanställning. Del II Norrbottens, Västerbottens, Västernorrlands och Jämtlands län. Institutionen för markvetenskap, avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Rapport 136, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 116 pp.
- Bowen, H. J. M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press Inc, London.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. Ekohydrologi nr 1, p. 8.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1979. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. Ekohydrologi nr 4, 7-57.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1983 a. Växtnäringsförluster vid Öjebyn. Ekohydrologi nr 13, 21-33.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1983 b. Växtnäringsförluster vid Röbbäcksdalen. Ekohydrologi nr 13, 35-48.
- Mosbaek, H. & Tjell, J. C. 1983. Report on the activities of the Sub-network D. Passage of airborne trace elements to agricultural soils and crops. Report of the 1983 consultation on the European Cooperative Network on Trace Elements, held in Aarhus, Denmark, 31 May to 3 June 1983. FAO, Regional Office for Europe.
- Tyler, G. 1981. Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil. Water, Air and Soil Pollution, 15, 353-369.
- Tyler, G., Bergkvist, B., Rühling, Å. & Wiman, B. 1983. Metaller i skogsmark - deposition och omsättning, Naturvårdsverket, Meddelande SNV PM 1692.
- Wiklander, L. & Hallgren, G. 1971. Utlakning av näringsämnen. III. Vid Röbbäcksdalen, Marsta, Gammalstorp, Heagård och Hoby. Grundförbättring, 24, 95-111.

# FOSFOREROSION VID VALLODLING OCH SKYDDSZON MED GRÄS

*Phosphorus erosion under ley cropping and a grass protective zone*

Barbro Ulén

**Abstract.** A ley crop may not always reduce surface water losses of phosphorus. A protective zone of grass was demonstrated to reduce the phosphorus concentrations during some periods but not all the time. Spring fertilization of commercial fertilizer clearly reduced phosphorus losses compared to autumn fertilization.

## INLEDNING

Som råd för att minska yterosionen av fosfor anges ofta att marken skall hållas beväxt under höst och vinter. Vallodling har effektivt kunnat reducera kväveläckaget (Gustafson 1987). Man diskuterar även möjligheten att införa skyddszoner nära vattendragen i erosionskänsliga områden. Sådana har visat sig effektiva för att förbättra ytvattenkvaliteten efter stallgödsling (Doyle, Stanton & Wolf 1977). I jämförande försök undersöktes därför vall kontra plöjd mark och plöjd mark med och utan skyddszon med gräs. Dessutom undersöktes effekten av höst- respektive vårspridd handelsgödsel på vall.

## MATERIAL OCH METODER

**Försöksrutor.** Två försöksrutor om 0,18 ha är belägna på en 10 % sluttning på Ekenäs gård nära Flen. De har beskrivits närmare av Ulén (1984b). Den ena rutan (EK1) insåddes 1981 (vallfröblandning 50 % timotej, 30 % ängssvingel, 20 % rödklöver) och följdes av en fyraårsvall. Då denna bröts sparades en fem meter bred ogödslad gräsremsa som skyddszon närmast uppsamlingsdiket. Den övre, 35-45 meter långa sträckan höstplöjdes därefter varje år såsom ruta 2 (EK2) hela tiden gjorts med plogfårorna längs med lutningen. På de höstplöjda rutorna odlades vårsäd. Gödslingen var lika på båda rutorna enligt följande (kg/ha):

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
N	63	60	80	80	80	70	65
P	-	15	20	20	20	17,5	15
K	-	27	36	36	36	31,5	-

Gödslingstidpunktens betydelse för fosforerosionen undersöktes på två närliggande försöksrutor om 0,22 ha på 5 % lutande mark (Ulén 1984b). Båda rutorna insåddes med vall 1984. Vallen fick de följande tre åren en fosforgiva på 35 och en kaliumgiva på 65 kg/ha, på den ena rutan (FA1) hela tiden på hösten och på den andra rutan (FA2) hela tiden på våren.

**Mätning och provtagning.** Ytvattenavrinningen mättes kontinuerligt med vippkärl och registrerades med miniscriptremsor. Provtagningsfrekvensen varierade från en till tolv gånger per dygn. Vid tätare frekvens skedde den med automatiska provtagare. Analys gjordes av eroderat material och närsalter enligt Ulén (1984).

Tabell 1. Ytavrinning (mm) från försöksrutor. *Surface runoff (mm) from experimental plots.*

År	81/82	82/83	83/84	84/85	85/86	86/87	87/88
EK1	45	10	29	38	15	38	156
EK2	47	10	48	60	0	39	86
FA1	-	-	-	-	12	132	82
FA2	-	-	-	-	7	152	112

## RESULTAT

**Avrinning.** Ytavrinningen från de två paren försöksrutor visas i tabell 1. Avrinningen varierade mellan de jämförbara rutorna. Skillnaderna mellan de båda rutorna med vall (FA) beror antagligen på olika tillskott av upptryckande grundvatten. Detta är också troligen huvudorsaken till skillnaden mellan försöksrutorna EK1 och EK2 det sista året. Mindre avrinning från vallen än från den plöjda marken 1983/85 kan även bero på större avdunstning från den vegetationsklädda ytan än från den plöjda.

Avrinningen visar på stora årsvariationer på mängden ytavrinnande vatten. Värdet mellan 0 och 160 mm har uppmätts från försöksrutorna EK, där den mest frekventa avrinningen varit omkring 40-50 mm/år. Kraftig tjäle medverkar till större ytavrinning. Det sista året, 1987/88, orsakade emellertid kraftiga regn under hösten ytavrinning. Under slutet av december hade marken en tunn tjälad yta och intensiva regn medförde kraftig ytavrinning vid månadsskiftet december/januari.

**Ytvattenkvalitet.** Då avrinningen mellan de jämförbara försöksrutorna varierade vissa år redovisas halterna av suspenderat material och närsalter i fig. 1 och 2 som vägda medelvärden varje månad (transport dividerat med avrinning). Halterna suspenderat material från försöksrutorna med kraftig lutning varierade kraftigt mellan åren. De högsta halterna uppmättes november-februari 1987/88 oftast i samband med kraftiga regn. I jämförelse med årsvariationen var skillnaden mellan vall och plöjd mark och mellan plöjd mark med och utan skyddszon liten. Skyddszonen reducerade dock halterna suspenderat material det sista året då erosionen var kraftig.

För fosforhalterna gäller samma sak som för det suspenderade materialet. Vallen hade inte lägre fosforhalter än den plöjda marken utan vissa år tvärtom högre halter. Skyddszonen dämpade fosforhalterna det år då erosionen var kraftig men hade ingen effekt föregående år. Vårgödsling med PK-gödsel reducerade fosforhalterna tydligt jämfört med höstgödsling. Effekten blev tydligast 1987/88 då ytavrinning förekom på senhösten.

Nitratkvävehalterna uppvisar en helt annan bild. Den vallbevuxna marken hade mycket lägre nitrathalter jämfört med den plöjda marken. Skyddszonen dämpade inte nitrathalterna.

Kaliumhalterna varierade något mindre än nitrathalterna. Oftast hade vall som PK-gödselats under hösten högre halter än den som vårgödselats.

**Transporter.** Då ytavrinningen varierade kraftigt år från år varierade även transportererna av suspenderat material och närsalter kraftigt. I tabell 2 redovisas årsmedelvärdena under respektive undersökningsperiod; 4, 3 respektive 3 år. Trots mindre avrinning från vallbevuxen än från plöjd mark var transporten av eroderat material och fosfor däri-



från inte mindre än från plöjd mark. Perioden 1985/88 hade genomsnittligt samma avrinning från den plöjda marken som perioden 1981/85. Eftersom erosionen var så kraftig det sista året var transporten av suspenderat material och totalfosfor större i genomsnitt den senare perioden. Större avrinning från försöksrutan med skyddszon gjorde att fosfortransporten från denna inte var mindre än från rutan utan skyddszon trots att halterna varit lägre. Den vårgödslade vallen hade kraftigare avrinning än den höstgödslade. Trots detta var emellertid fos-

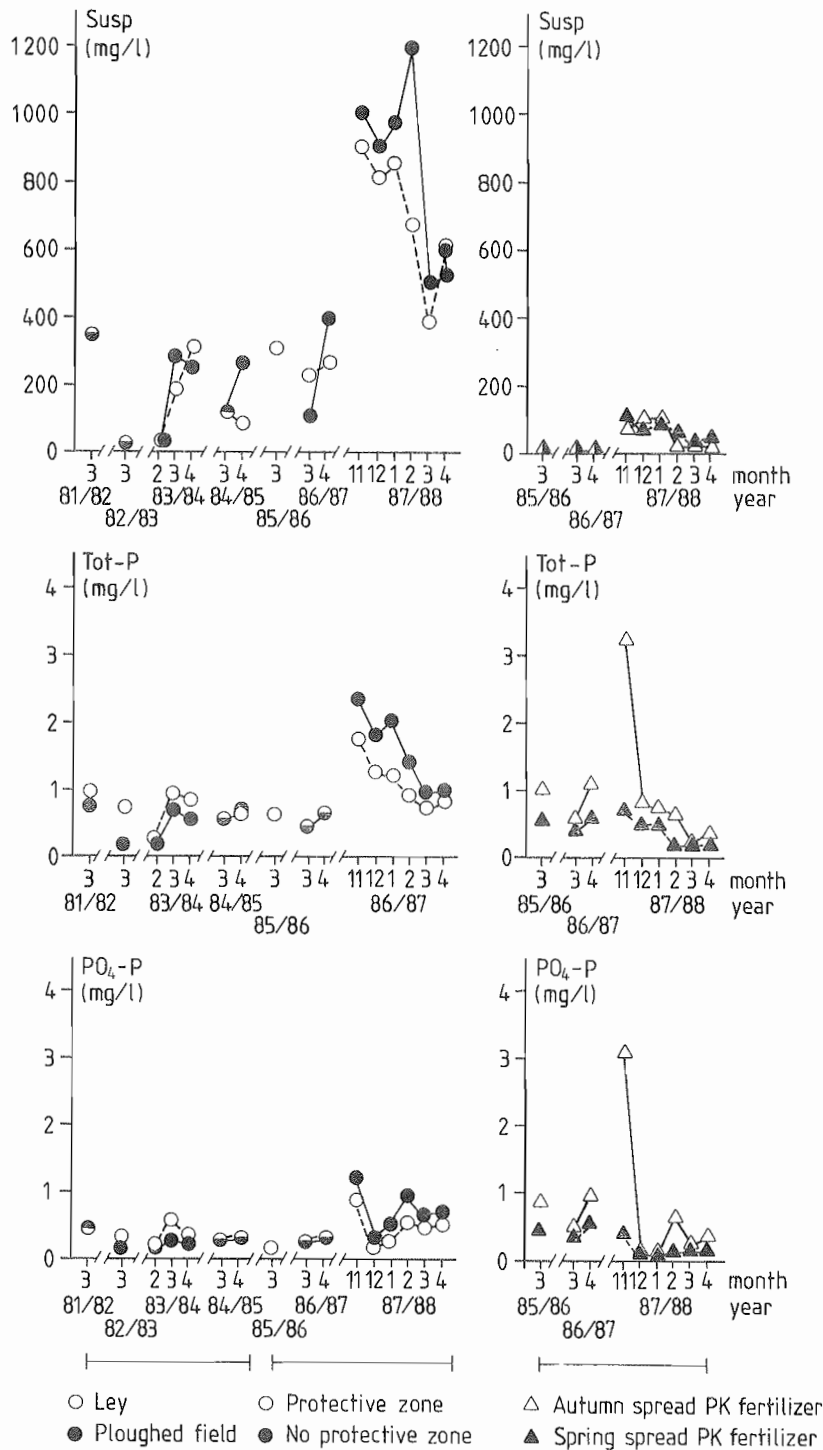


Fig. 1. Medelhalter suspenderat material, totalfosfor och fosfatfosfor i ytvatten. Resultat från två par rutförsök. Vall och plöjd mark. Mean values of suspended solids, total phosphorus and phosphate phosphorus in surface waters. Results from two pairs of experimental plots.

fortransporten lägre från den förra. Ytvattenförlusterna av fosfatfosfor var endast hälften från den vårgödslade rutan jämfört med den höstgödslade. Motsvarande siffra för totalfosfor var drygt 40 %. Kaliumtransporten reducerades däremot inte vid vårgödsling i stället för höstgödsling.

## DISKUSSION

Resultaten har visat på en kraftig årsvariation av erosionen beroende på klimatiska förhållanden och tjäle i marken. Vallgröda medförde ingen reducering av fosforerosionen. Vissa år uppträdde tvärtom högre fosfatkoncentrationer, troligen som en följd av utfrysning från växtmaterial. Att sådan är möjlig har visats i laboratorieexperiment (Ulén 1984) och i fält (Burwell, Timmons & Holt 1975). Olika avrinning och varierande tillskott genom utfrysning medförde även stora variationer i fosforför-

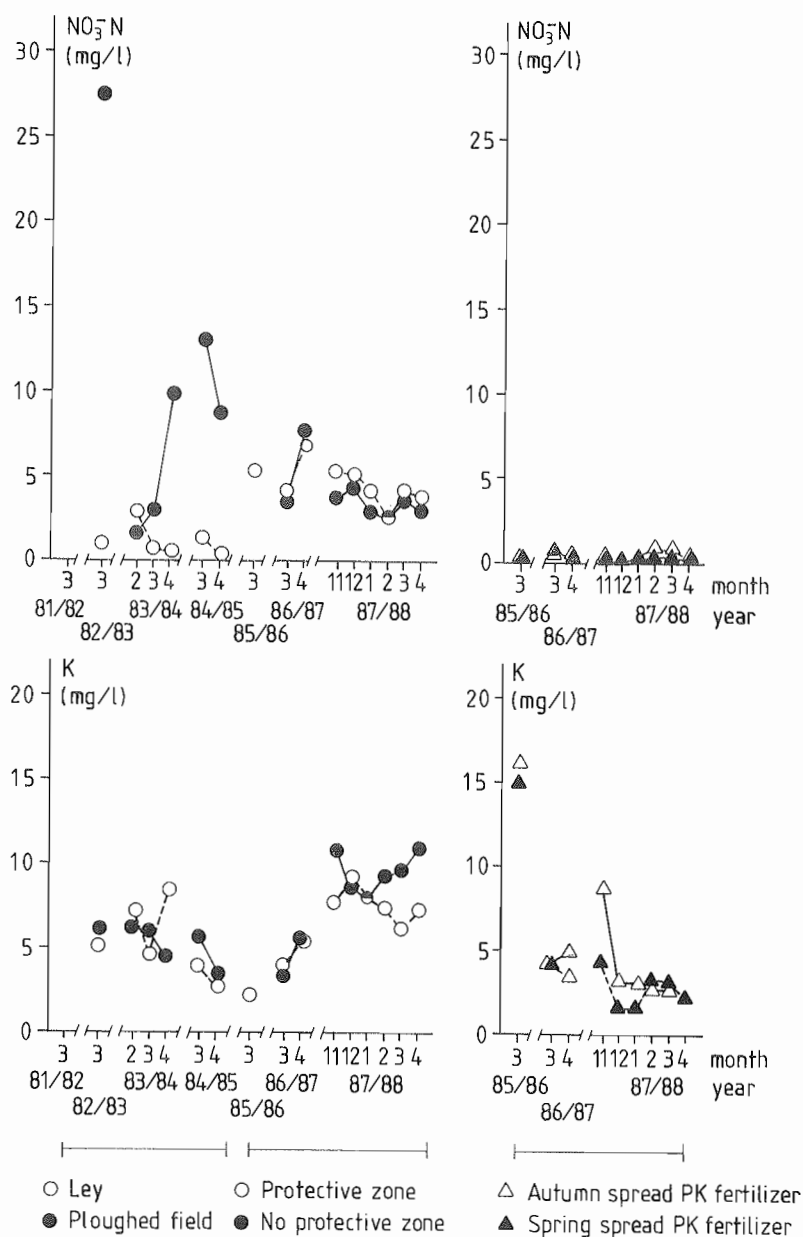


Fig. 2. Medelhalter av nitratkväve och kalium i ytvatten. Resultat från två par rutförsök. *Mean values of nitrate nitrogen and potassium in surface water. Results from two pairs of experimental plots.*

Tabell 2. Avrinning och transport. Årsmedelvärden under respektive undersökningsperiod. *Run-off and transport. Mean value per year during investigation periods.*

Period	Avr. (mm)	Susp.	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P kg <sup>4</sup> /(ha.år)	NO <sub>3</sub> -N	K
<b>Vallbevuxen</b>						
1981/85	30,5	82	0,239	0,133	0,191	2,68
<b>Plöjd</b>						
1981/85	41,3	118	0,258	0,132	3,462	3,49
<b>Skyddszon</b>						
1985/88	69,7	454	0,773	0,325	3,272	5,11
<b>Plöjd</b>						
1985/88	41,3	285	0,567	0,241	1,544	3,14
<b>Höstgödslad</b>						
1985/88	75,3	33	0,788	0,601	0,279	3,91
<b>Vårgödslad</b>						
1985/88	90,7	43	0,457	0,289	0,372	6,11

förluster i försök med vallbrott (Gustafson & Torstensson 1987). Någon entydig inverkan på fosforförlusterna av vallbrottet eller dess tidpunkt kunde därför inte förmärkas.

Skyddszonen med gräs reducerade inte fosforerosionen de första två åren. Eftersom erosionsmaterialet under våren (Ulén 1982) kan vara mycket finpartikulärt var antagligen det sluttande gräset inte effektivt nog att reducera partikelkoncentrationen. Det sista året med mera intensiv erosion var antagligen partiklarna större och en viss reduktion av erosions- och fosforhalterna skedde. Ett effektivt sätt att reducera fosforerosionen från vall var att vårgödsla i stället för att höstgödsla med handelsgödsel fosfor.

#### SAMMANFATTNING

Effekten av vallgröda kontra plöjd mark, skyddszon med gräs och höstkontra vårspridd PK-gödsel på ytavrinningsförluster av eroderat material och närsalter studerades i ett par rutexperiment i Södermanland. Vallgrödan reducerade inte fosforerosionen. En fem meter bred skyddszon med fyra år gammal gräsvall reducerade fosforhalterna ett år men var inte effektivt nog alla år. Vårgödsling med handelsgödsel reducerade fosforförlusterna jämfört med höstgödsling.

#### REFERENSER

- Burwell, R.E., Timmons, D.R. & Holt, R.F. 1975. Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39, 523-528.
- Doyle, R.C., Stanton, G.C. & Wolf, D.C. 1977. Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure

- polluted runoff. Paper No. 2501 from American Society of Agricultural Engineers.
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. Swedish J. agric. Res. 17, 169-177.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1987. Växtnäringsläckage efter vallbrott. Stencil Avd. vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Ulén, B. 1982. Erosion från åker. Ekohydrologi nr 11, 29-36.
- Ulén, B. 1984a. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residues. Ekohydrologi nr 18, 39-44.
- Ulén, B. 1984b. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. Ekohydrologi nr 18, 3-38.

# VÄXTNÄRINGSLÄCKAGE EFTER VALLBROTT

*Leaching of nutrients after ploughing a ley*

Arne Gustafson och Gunnar Torstensson

**Abstract.** It is frequently considered that ploughing of a ley should drastically increase the leaching of nitrate due to intensive mineralization of crop residues.

In the present study, direct measurements of the nitrate leaching following ploughing of leys were performed by means of measurements in tile-drained field plots supplied with collectors for surface run-off. The results confirm that the timepoint for ploughing of a ley is of great importance for the leaching magnitude during the following winter. A late ploughing date (October–November) can give as low nitrate losses as under established ley conditions. On the other hand, early ploughing during one of two years increased losses to an unduly high rate. If the early ploughing was combined with sowing of winter wheat the losses were reduced. Another finding was that under established ley conditions, nutrients leached from frozen grass contributed to the losses of ammonia, phosphate phosphorus and potassium.

## INLEDNING

Kväveutlakning i samband med vallbrott har under svenska förhållanden tidigare dokumenterats i direkta utlakningsmätningar (Gustafson 1987, Bergström 1987). I dessa studier gjordes ingen direkt jämförelse med olika vallbrottstidpunkters betydelse för utlakningens storlek i samma försök. Från dessa studier kan dock konstateras att tidiga vallbrott (JUL–AUG) gav större utlakningsförluster än sena vallbrott (OKT–NOV).

Studier av den mineraliska kväveprofilens förändringar efter vallbrott har också gjorts. Metoden möjliggör en bedömning av utlakningsrisken efter vallbrott. Larsson (1986) genomförde en studie i fältförsök med tre vallbrottstidpunkter 6/7, 2/9 och 9/11. På gräsvall erhöles en kväveanhopning till 90 cm djup på normalgödslade led fram till den 18 november på 58, 29 och 5  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/ha respektive. För en blandvall (klövergräs) blev motsvarande anhopningar 44, 17 och 3  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/ha.

Bergström (1986) erhöles efter brytning av en gräsvall i augusti en ökning av de mineraliska kvävemängderna med 58 N kg/ha till i december och efter en luservall en ökning på 117 N kg/ha under perioden juli–sept.

Wallgren & Lindén (1988) visar att efter ettåriga gröngödslingsgrödor så rangordnar sig mängden mineraliskt kväve i profilen på hösten (nov-

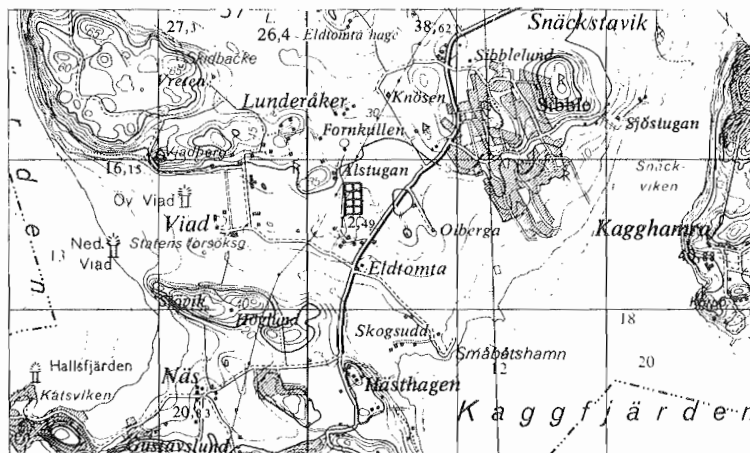


Fig. 1. Försöksfältet med omgivning. The experimental field and its surroundings.

dec) enligt följande: persisk klöver blandvall rajgräs. Vallens botaniska sammansättning är därför av betydelse för hur mycket kväve som kommer att lakas ut.

## MÅL

Målet med undersökningen har varit att med hjälp av direkta utlakningsmätningar fastställa vallbrottstidpunktens betydelse för främst kväveläckagets storlek och om en höstgröda sådd efter ett tidigt vallbrott utgör ett skydd mot förhöjd utlakning.

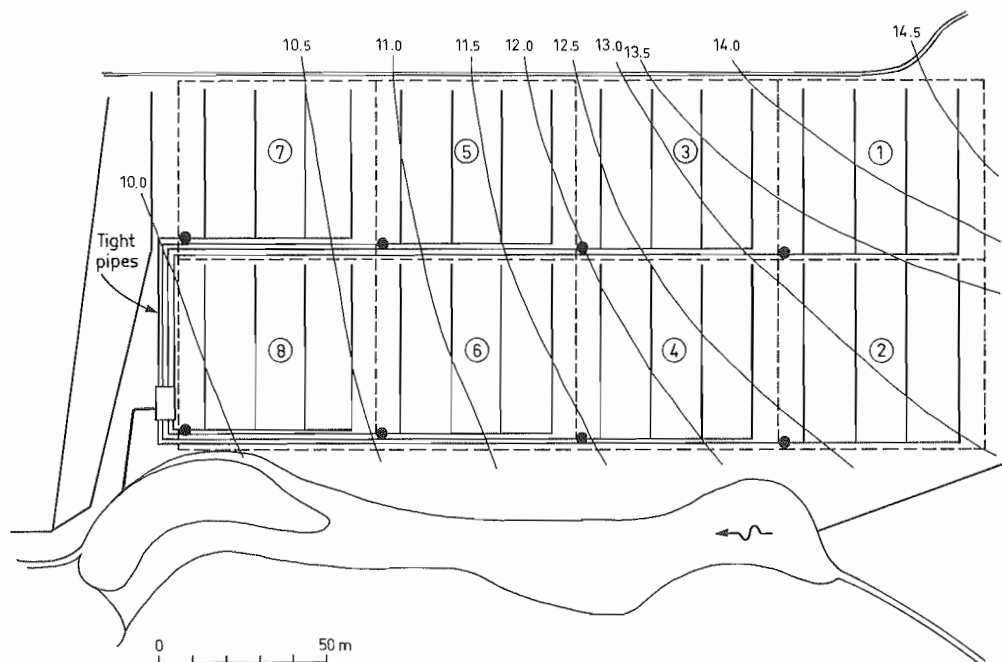
## MATERIAL OCH METODER

### Försöksfält

Försöket var förlagt till Wiad, som ligger i Södermanland mellan Hallsfjärden och Kaggfjärden 10 km sydväst om Södertälje (fig. 1).

Försöksfältets specialdikades hösten 1976 och har tidigare använts för utlakningsmätningar (Brink & Jernlås 1982). Det har åtta rutor om vardera 0,33 ha. Varje ruta har ett eget täckdikessystem från vilket vatten leds genom en tät ledning till en underjordisk mätstation (fig.2 och 3).

Fältet lutar ganska kraftigt mot sydost. För uppsamling av ytavrinnande vatten har små diken därför anlagts längs varje rutas södra och östra sida. Där diken möts finns en ytvattenbrunn för nerledning av vattnet till den täta ledningen till mätstationen. Vattnet som når mätstationen från en ruta är således ett blandat yt- och dräneringsvatten.



- Brunn, drainage well
- Mätbrunn, recorder well
- ⊙ Försöksruta, experiment plot

Fig. 2. Försöksfältets dränerings-system och höjdförhållanden. Drainage system and contours of the experimental field.

## 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. På ett ställe i ruta 3 går morän (lerblandad stenig sand på stenigt grus) i dagen. Strukturen är överlag gynnsam för växtodling.

## Nederbörd och temperatur

Nederbörds- och temperaturvärden erhöles från SMHI:s mätningar i Wiad respektive Hårsfjärden.

## 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 med mekaniska räkneverk. Den totala avrinningen från försöksfältet mättes dessutom med ett triangulärt överfall och skrivande vattennivåmätare. En bild av mätutrustningen får man i fig. 3.

## Vattenprovtagning och analys

Prov på dräneringsvatten togs två gånger i månaden under lågflöden och en gång i veckan under högflöden. Proven sändes med ilpost och nådde laboratoriet inom ett dygn.

Följande ämnen har analyserats: ammonium-, nitrat- och totalkväve, fosfat- och totalfosfor, kalium, pH och konduktivitet. Analysmetoderna har beskrivits av Ulén (1984).

## Beräkningar

**Årsindelning.** Vid årsvärden hänförs alltid till agrohydrologiskt år (Juli-Juni). Varvid benämningen första halvåret innefattar månaderna Jul-Dec och andra halvåret Jan-Jun.

**Avrinning.** Räkneverken på vippkärlen avlästes i samband med vattenprov-

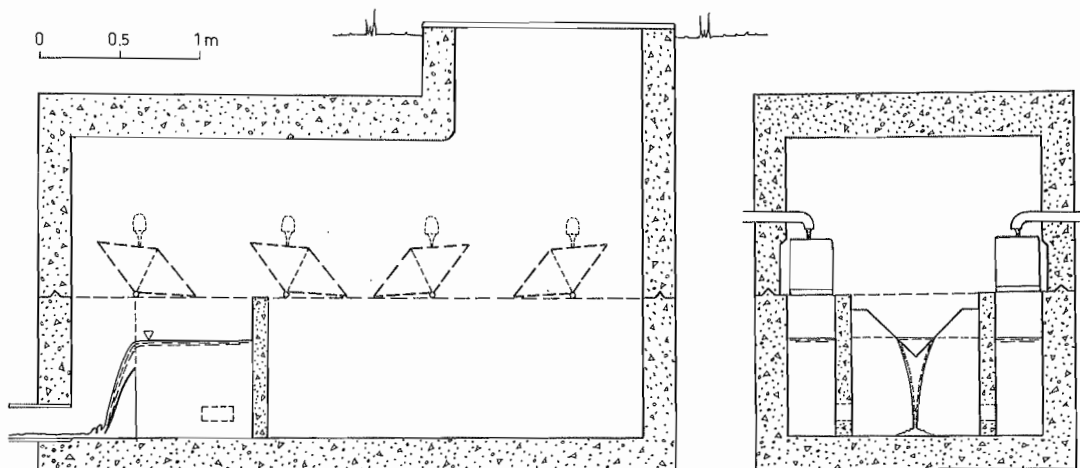


Fig. 3. Underjordisk mätstation med vippkärl och triangulärt överfall. *Underground measuring station with tilting vessels and triangular weir.*

Tabell 1. Datum för vidtagna odlingsåtgärder. *Crop management inputs and dates.*

Odlingsåtgärder	Gröda	Försöksår				
		1983	1984	1985	1986	1987
Gödsling	Vall (t. 1:a skörd)	6 maj	9 maj	2 maj	12 maj	-
	Höstvete	-	-	-	10 apr	28 apr
	Havre	-	-	-	7 maj	6 maj
Sådd	Omsådd / havre	-	15 maj	-	7 maj	6 maj
Skörd (1:a)	Vall	10 jun	15 jun	21 jun	13 jun	-
Gödsling	Vall (t. 2:a skörd)	17 jun	18 jun	27 jun	23 jun	-
Skörd (2:a)	Vall (2:a) tidigt	7 aug	13 aug	7 aug	6 aug	-
	Vall (2:a) sent	7 aug	13 aug	20 sep	23 sep	-
	Havre	-	-	-	2 sep	-
	Höstvete	-	-	-	13 sep	-
Stubbearb.	Tidigt vallbrott	-	-	20 aug	8 aug	-
	Sent vallbrott	-	-	14 okt	4 nov	-
	Stråsäd	-	-	-	4 nov	-
Plöjning	Tidigt vallbrott	-	-	22 aug	18 aug	-
	Sent vallbrott	-	-	23 okt	13 nov	-
	Stråsäd	-	-	-	13 nov	-
Sådd	Höstvete	-	-	20 sep	27 sep	-

tagning. Den avrunna vattenmängden gäller sålunda perioden från föregående till den aktuella. För transportberäkningen behövs emellertid uppgift om dygnsavrinning. Därför fördelades den totala periodavrinningen lika över den aktuella tidsperioden.

**Koncentration och transport.** Med de uppmätta diskreta koncentrationvärdena som bas interpoleras ett koncentrationvärde fram för alla dagar med avrinning. De sålunda erhållna avrinnings- och koncentrationvärdena multipliceras med varandra för att erhålla dygnstransport. Dygnstransporterna summeras sedan till månads- och årstransporter.

**Medeltal.** Redovisade koncentrationsmedeltal har framräknats genom att dividera den aktuella periodens transport med motsvarande avrinning. Ledet med sen brytning av vallen genomfördes med en upprepning. Vid resultatredovisningen presenteras det framräknade aritmetiska medelvärdet av dessa upprepningar.

#### Mineraliskt kväve i marken

För bestämning av jordens innehåll av ammonium- och nitratkväve har jordprov tagits vid tre tillfällen per år, efter skörden, sent på hösten och före vårsådden. Proven togs med rörborr (Andersson 1947).

I matjorden (0-30 cm) togs tolv stick per ruta. Alven indelades i två skikt, 30-60 och 60-90 cm, med sex stick i varje ruta. Jorden från varje ruta blandades skiktvis till ett generalprov, ur vilket ett delprov togs



för kemisk analys.

Detaljer i provtagningsförfarande och analysgång har beskrivits av Lindén (1981).

### Skördeprov

Skördarna uppskattades genom skörd av två kvadratiska skördeytor om 2 m<sup>2</sup> i varje försöksruta.

### Försöksplan

Ursprungligen planerades att vallbrottsinverkan på utlakningen skulle studeras efter dels gräsvall och dels luservall. Den senare kom dock att utvintra, varför gräsvall även såddes på detta led. I stället valdes nu att bryta gräsvallarna under två år. Fältet disponerades därför enligt följande:

Vall	Rutor	1982	1983	1984	1985	1986
Vall I	1,3,5,7	Insådd	Vall	Vall	Vallbrott	Havre
Vall II	2,4,6,8	Insådd	Vall	Omsådd	Vall	Vallbrott

### Odlingsåtgärder

Genomförda viktigare odlingsåtgärder och tidpunkter härför framgår av tabell 1.

Vallarna skördades två gånger per år, vanligen i juni och augusti. De tidiga vallbrotten genomfördes under augusti månad och de sena under oktober och november. De senare genomfördes med en upprepning. Vallbrotten genomfördes på sådant sätt att vallarna stubbearbetades, varefter plöjning skedde senast tio dagar senare. På de rutor som skulle ha höstvetete efter tidigt vallbrott såddes vetet båda åren under september månad.

### Gödsling

All kvävegödsling skedde med N 28. Till fosfor- och kaliumgödsling av vall användes PK 5-16 och till stråsäd PK 7-13. Kvävegivan till gräsvallarna var 120 N kg/ha till första skörd och 60 N kg/ha till andra skörd. PK-gödslingen till vallarna skedde på våarna med givorna 35 P och 80 K

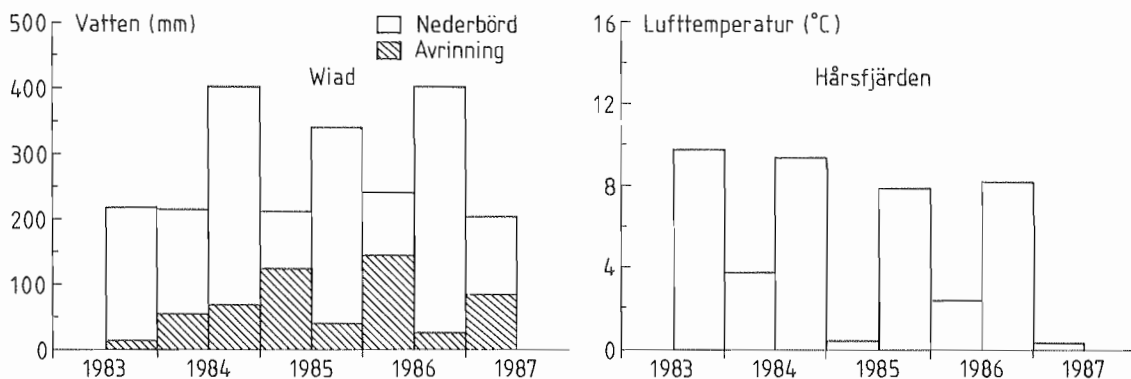


Fig. 4. Nederbörd, avrinning och medellufttemperatur halvårsvis. *Precipitation, discharge and mean air temperature for 6-month periods.*

Tabell 2. Avkastning. *Yield*.

Gröda	Skördeår			
	1983	1984	1985	1986
Gräsvall (ts t/ha)	6	10	10	10
Lusern	2,5	-	-	-
Havre (85% ts)	-	-	-	7,3
Höstvete (85% ts)	-	-	-	9.2

kg/ha. Höstvetet erhöill ingen höstgödsling utan vårgödsldes med 110-120 N kg/ha. Havren fick 90-95 N kg/ha. Båda stråsådesslagen PK-gödsldes med 20 P och 40 K kg/ha.

Lusernvallen som utvintrade fick ingen kvävegödsling.

## RESULTAT

### Nederbörd och avrinning

Nederbörden var under den normala första året medan de tre efterföljande åren hade över normal samtidigt som de var inbördes relativt lika. Följande nederbördsmängder och medelavrinningar för samtliga rutor erhöills (värden i mm vatten):

År	1983/84	1984/85	1985/86	1986/87	1931/60
Nederbörd	432	614	581	605	555
Avrinning	71	186	177	114	-

Den lilla nederbörden första året gav upphov till den lägsta årsavrinningen, mindre än hälften av avrinningen andra och tredje året. Sista året blev avrinningen lägre än vad som kunde förväntas om endast årsnederbörden betraktas men gynnsamma evapotranspirationsförhållanden under vegetationsperioden sista året kan vara en förklaring till att avrinningen blev så pass mycket lägre än de två föregående åren.

Nederbörden var alltid större under första halvåret alla år medan avrinningen alltid var större andra halvåret (fig. 4). Detta är normala förhållanden för östra Svealand med torra försomrar och betydande vårflod.

Den halvårsvisa luftmedeltemperaturen var mycket lika första halvåret 85/86 och 86/87 då vallbrotten ägde rum. Andra halvåret skilde sig åt och det sista var klart kallare än året innan (fig.4).

### Odling

Gräsvallsskördarna blev goda och jämna och stråsådesskördarna mycket bra (tabell 2). I samband med vallbrottet 1986 gjordes en undersökning av gräsförnans storlek och den uppgick till hela 3,8 ts t/ha med en kvävehalt av 2,4 % vilket ger ett kväveinnehåll av 110 N kg/ha. Sannolikt var förnan av liknande storlek även 1985.

### Mineraliskt kväve i marken

**Vallperiod.** De mineraliska kvävemängderna i marken var vid samtliga

provtagningstillfällena små under vallperioden. I medeltal av 42 provtagningar vid 8 skilda tillfällen uppgick ammoniummängderna till 20  $\text{NH}_4\text{-N}$  kg/ha och nitratmängderna till 9  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/ha allt räknat till 90 cm djup i profilen. De största mineraliska kvävemängderna fanns i matjorden (0-30 cm), medan mängderna var avtagande i alven (fig.5).

**Vallbrott 1985.** I samband med vallbrottet 1985 steg de mineraliska kvävemängderna kraftigt i leden med tidigt vallbrott (fig. 5). Hela ökningen kunde tillskrivas nitraten. Ammonium gick något tillbaka. De totala mineralkvävemängderna var i november omkring tre gånger så stora som medeltalet under vallodlingen. I ledet som besätts med höstvetete blev ökningen något mindre till följd av grödans upptag av kväve.

I ledet med sent vallbrott blev ökningen måttlig. Efterföljande vår i april 1986 hade nitraten kraftigt omfördelats i profilen och relativt stora mängder fanns även i profilens djupaste skikt. Totalmängderna var fortfarande lägst i ledet med sent vallbrott även om en liten ökning skett under vintern i detta led. I leden med tidigt vallbrott var det en tydlig minskning med lägre mängd i höstveteledet. Även efter skörden i augusti 1986 förelåg samma klara relativa skillnader mellan leden men i november samma år var skillnaderna nära nog utjämnade.

**Vallbrott 1986.** Vid vallbrottet hösten 1986 ökade inte de mineraliska kvävemängderna lika mycket som föregående år. En förklaring kan vara lägre temperatur under augusti och september än året innan varvid mineraliseringen också blev lägre under dessa månader. Sannolikt var mineraliseringen också lägre under vintern sista året till följd av delvis extremt låga temperaturer.

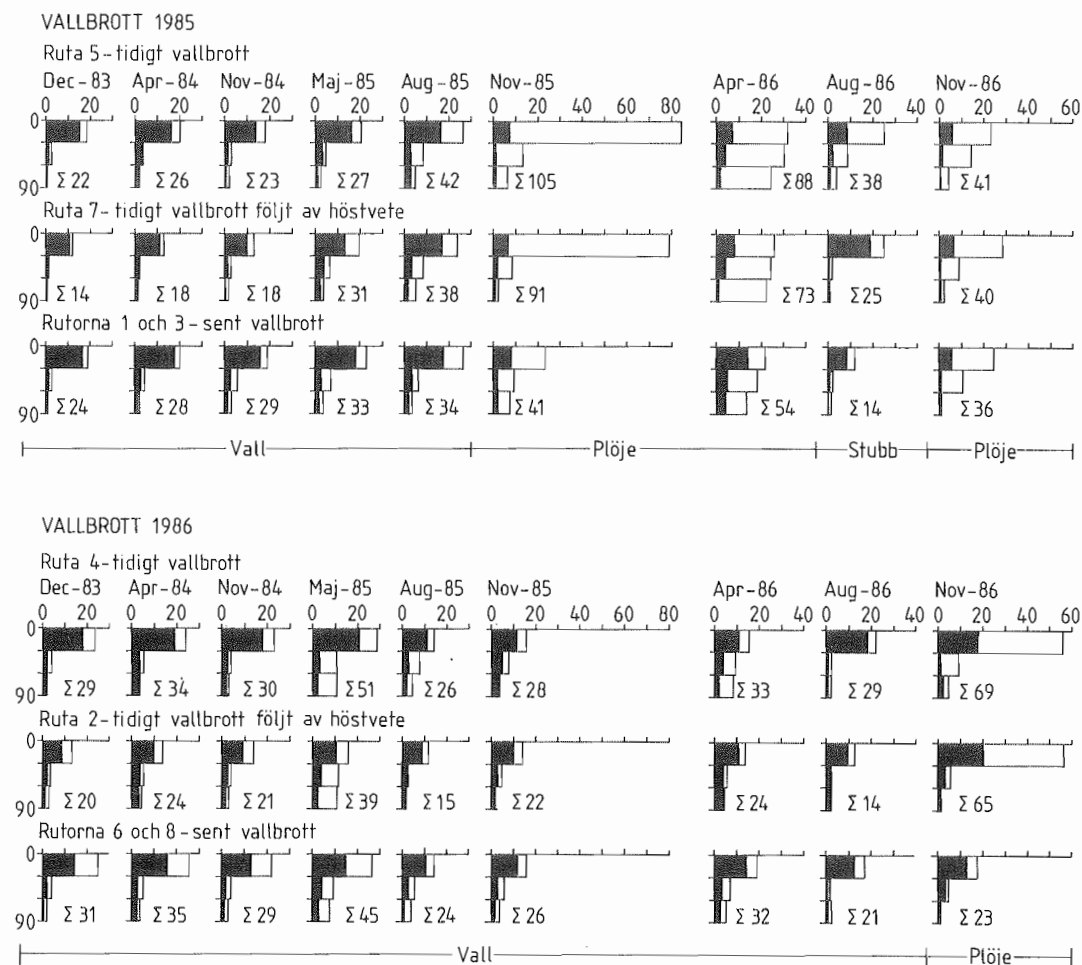


Fig. 5. Mineraliskt kväve i marken. *Mineral nitrogen in the soil.*

Relationen mellan leden var dock lika. Sålunda blev ökningen störst i ledet med tidigt vallbrott utan höstsäd och minst i ledet med sent vallbrott.

### Ämneskoncentrationer

**pH och ledningstal.** Varken pH eller ledningstal (mS/m) visade utslag för de skilda vallbrottstidpunkterna och varierade mellan 6,4 och 8,4 respektive 3 och 68. De lägsta värdena för såväl pH som ledningstal observerades i samband med snösmältningssituationer. Medeltalet för alla prov blev för pH 7,1 och för ledningstalet 30.

**Kväve.** Nitrat var i de flesta fall den helt dominerande kvävefraktionen i totalkvävet (fig. 6). Vid några tillfällen (våren 1984 och våren 1986) i samband med vallodlingen var halterna av ammonium kraftigt förhöjda.

Det är sedan tidigare känt att frysning och torkning av plantor förstör cellerna vilket får till följd att kväve i vävnaderna kan lösas ut med vatten (Timmons et al. 1970, Uhlen 1979, Ulén 1984). Speciellt vintern 1983/84 var frysningen kraftig med istäcke på fältet, vilket också ledde till utvintringen av lusernvallen. Frysning med efterföljande lakning synes därför vara den mest sannolika förklaringen till de förhöjda ammoniumhalterna. I medeltal utgjorde ammonium för gräsledet 35 % av totalkvävet och för lusernledet 60% under våren 1984. Själva vallbrotten gav inte upphov till några förhöjda ammoniumhalter men väl förhöjda nit-

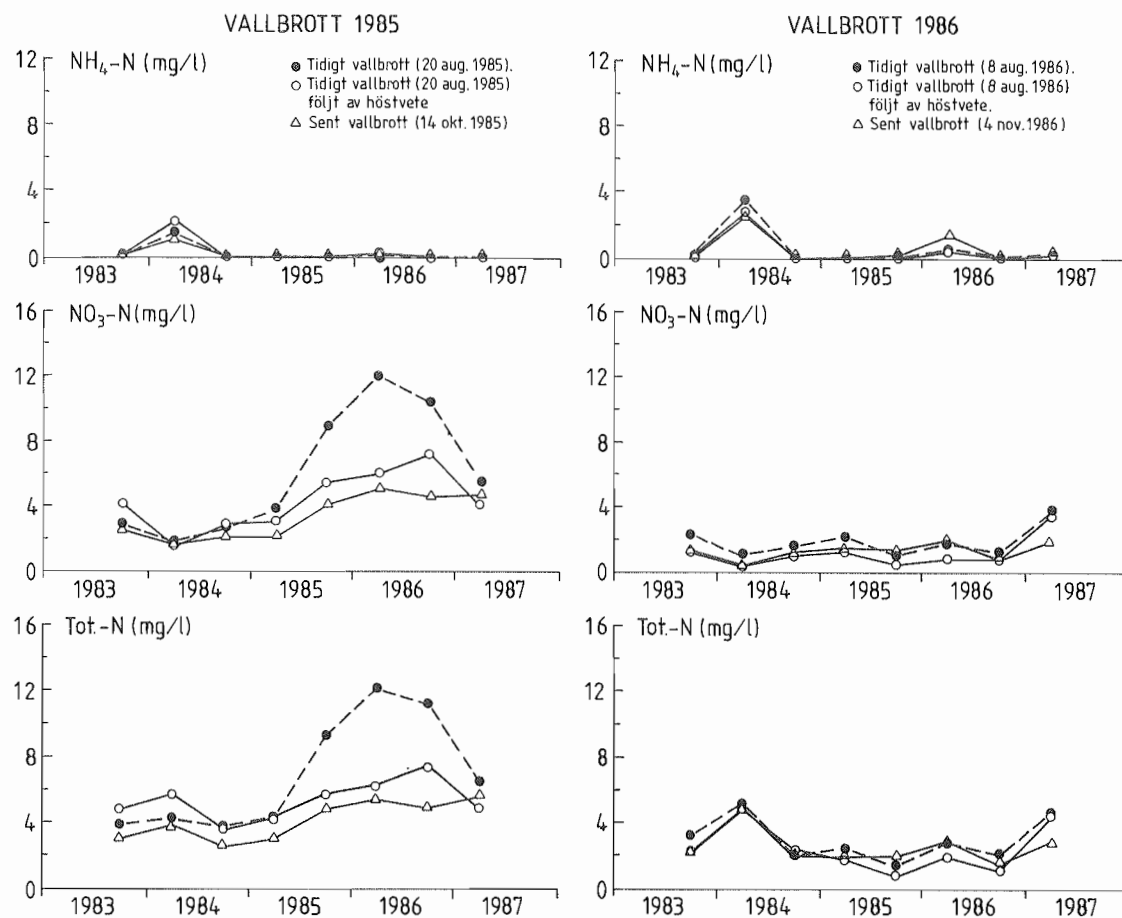


Fig. 6. Kväve i dräneringsvatten. Nitrogen in drainage water.

rathalter.

Vallbrottet 1985 gav tydligt utslag för de skilda vallbrottstidpunkterna och redan hösten 1985 blev nitrathalterna förhöjda. Den kraftigaste höjningen skedde i ledet med tidigt vallbrott där nitratanhopningarna var stora. Kväveupptagningen hos höstvetet med den åtföljande minskningen av nitratkvävet i markprofilen gjorde att koncentrationsökningen blev lägre i detta led. Lägst koncentration blev det i ledet med sent vallbrott.

I leden med tidigt vallbrott avtog halterna ordentligt först våren 1987 medan i ledet med det sena vallbrottet halterna fortfarande låg kvar på något som liknar en plåtå även vid denna tidpunkt.

Vallbrottet 1986 gav inte alls utslag för vallbrottstidpunkterna under hösten 1986. Den låga avrinningen under hösten medförde att endast de djupare och nitratfattigare delarna av profilen lakades. Den kalla vintern medförde vidare att tjälen blev kraftig och en större del av våravrinningen jämfört med våren 1986 utgjordes av ytavrinning (Ulén 1987), vilket normalt leder till lägre nitratkoncentration i avrinnande vatten (Gustafson & Torstensson 1983). Halterna ökade dock något i vårfloden men det måste anses som obetydligt i jämförelse med ökningen efter förra vallbrottet. Rangordningen mellan leden blev dock lika med störst ökning i ledet med tidigt vallbrott och lägst i ledet med sent vallbrott.

**Fosfor.** Någon entydig inverkan på fosforhalterna av vallbroten eller deras tidpunkt kunde inte förmärkas (fig.7).

Allmänt utmärkte sig fosfatfosfor genom lägre koncentrationer under höstflöden än under vårflöden. Förklaringen ligger däri att under främst vårflöden uppträder ytvatten och fosforhalten är oftast större i ytvatten än dräneringsvatten (Gustafson & Torstensson 1983). De anmärkningsvärt kraftigare koncentrationsökningarna vissa år i samband med vallodling måste liksom för ammoniumets del tillskrivas utfrysning och var i

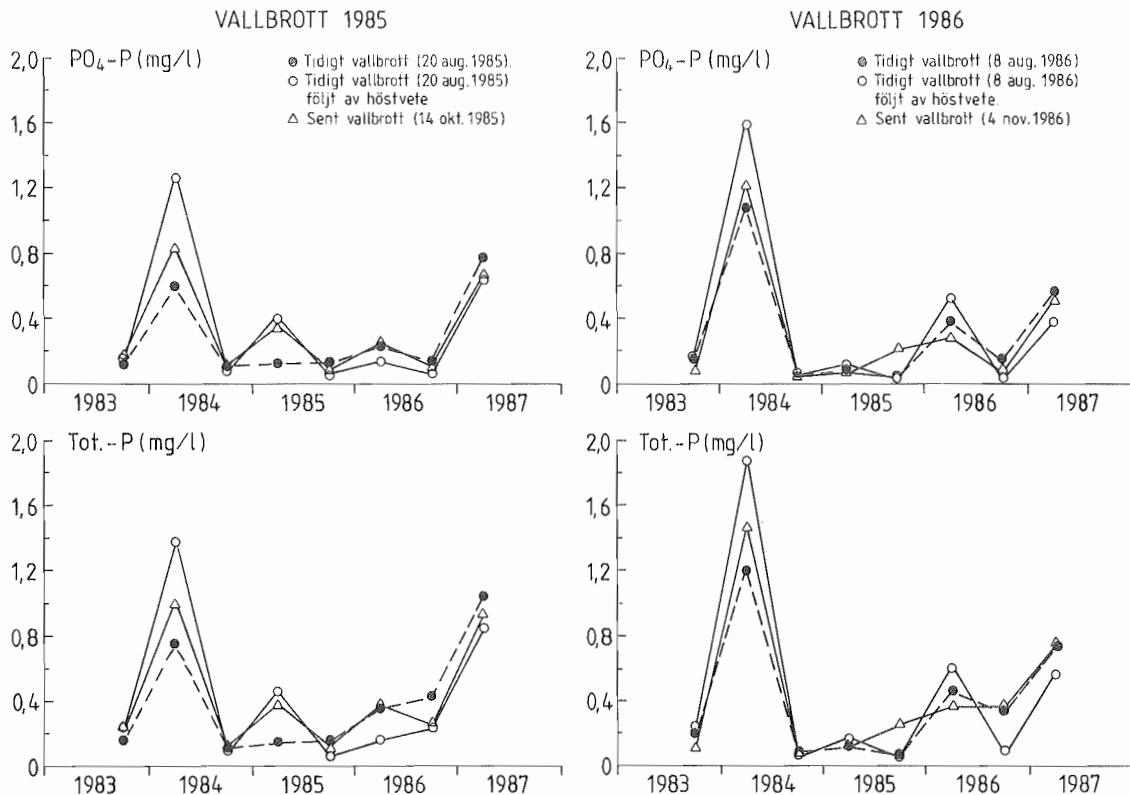


Fig. 7. Fosfor i dräneringsvatten. *Phosphorus in drainage water.*

Tabell 3. Årliga förluster av kväve, fosfor och kalium med avrinnande vatten. Värden i (kg/ha). *Annual losses of nitrogen, phosphorus and potassium in discharge water. Values in (kg/ha).*

År	Avrinning (mm)	Kväve (N)			Fosfor (P)		
		NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Tot-N	PO <sub>4</sub>	Tot-P	K
<b>Led med vallbrott hösten 1985</b>							
Tidigt vallbrott							
1983/84	32	0.30	0.7	1.3	0.13	0.17	2.9
1984/85	136	0.04	4.9	5.7	0.17	0.19	7.9
1985/86	148	0.03	16.8	17.0	0.32	0.47	9.0
1986/87	84	0.08	5.0	5.9	0.60	0.81	5.0
Tidigt vallbrott och höstvetete							
1983/84	134	2.60	2.6	7.5	1.52	1.65	17.9
1984/85	243	0.04	7.4	9.7	0.66	0.75	14.4
1985/86	246	0.44	13.5	15.0	0.30	0.36	10.8
1986/87	169	0.15	8.2	9.3	0.83	1.17	8.2
Sent vallbrott							
1983/84	48	0.42	0.9	1.7	0.31	0.38	5.1
1984/85	151	0.08	3.2	4.3	0.43	0.47	9.0
1985/86	151	0.04	7.4	8.0	0.33	0.50	9.3
1986/87	101	0.09	4.7	5.5	0.58	0.81	5.4
<b>Led med vallbrott hösten 1986</b>							
Tidigt vallbrott							
1983/84	65	1.92	0.9	3.1	0.59	0.65	6.1
1984/85	158	0.03	3.1	3.5	0.10	0.14	6.7
1985/86	130	0.56	2.2	3.1	0.39	0.45	8.1
1986/87	111	0.18	3.4	4.4	0.50	0.67	4.1
Tidigt vallbrott och höstvetete							
1983/84	80	2.00	0.4	3.6	1.15	1.35	10.2
1984/85	153	0.02	1.8	3.0	0.13	0.18	5.2
1985/86	143	0.56	1.2	2.4	0.61	0.69	10.6
1986/87	116	0.22	3.3	4.2	0.35	0.51	3.0
Sent vallbrott							
1983/84	64	1.40	0.4	2.8	0.66	0.79	5.5
1984/85	276	0.05	3.9	5.3	0.17	0.25	8.0
1985/86	242	2.70	4.4	6.2	0.64	0.78	11.1
1986/87	102	0.07	1.7	2.4	0.38	0.61	3.7

paritet med ammonium särskilt markanta våren 1984. Sista årets höga halter under vårfloden måste tillskrivas den relativt stora ytvattenandelen i avrinningen detta år.

Totalfosfor utgjordes till största delen av fosfatfosfor. Undantaget från detta var hösten 1986 då den övriga fosfor bidrog med merparten.

**Kalium.** Även kaliumhalterna var förhöjda våren 1984 och hösten 1986 till

följd av utfrysning ur vallgräset (fig.8). I övrigt var halterna förhållandevis likartade och någon effekt som kunde relateras till vallbrott förelåg ej.

### Ämnesförluster.

**Ammoniumkväve.** Största ammoniumförlusterna till följd av utfrysningseffekter blev 2,7  $\text{NH}_4\text{-N}$  kg/(ha.a), vilket är en anmärkningsvärt stor förlust (tabell 3). Som riktvärde för ammoniumförluster i Mellansverige i samband med sträsådesodling kan anges 0,1 N kg/(ha.a) (Brink, Gustafson & Persson 1979).

**Nitratkväve.** Nitratförlusterna i samband med vallodling blev små, i medeltal 2,7  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a). Från ett fält med fyraårig klövergräsvall i Södermanland uppmättes en medelförlust på 3,6  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a) (Gustafson 1987). Förlusterna av nitrat i samband flerårig vallodling i Mellansverige synes därför normalt vara mycket låga. Som jämförelse kan sägas att förlusterna från barrskog på moränmark också i Södermanland under en sexårsperiod i medeltal uppgick till 0,25  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a) (Ulén 1984).

I samband med vallbrottet 1985 blev förlusterna efterföljande vinter hela 16,8  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a) i ledet med tidigt vallbrott. I ledet med höstvetete efter vallbrottet sjönk förlusterna till 13,5  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a). En blygsam minskning med tanke på de relativt stora skillnader i medelkoncentrationer som ändå förelåg. Förklaringen ligger däri att avrinningen i det senare fallet var mycket större och därigenom gav en relativt högre förlust än om avrinningen skulle varit densamma som i ledet med tidigt vallbrott. I ledet med sent vallbrott blev förlusten minst, 7,4  $\text{NO}_3\text{-N}$  kg/(ha.a). Avrinningen var i detta led helt likvärdig med avrinningen i ledet med tidigt vallbrott (tabell 3).

Efter vallbrottet 1986 blev förlusterna i leden med tidigt vallbrott obetydligt större än de varit under vallodlingstiden, för ledet med sent vallbrott blev de lägre. Till detta bidrog både den lägre tillgången på mineraliskt kväve i marken och den lägre avrinningen i förhållande till föregående år.

**Totalkväve.** Variationen i totalkväveförlusterna överensstämde till övervägande del med variationerna hos nitratförlusterna, eftersom nitraten i de flesta fall utgjorde merparten av totalkvävet. Förlusterna av övrigt kväve (skillnaden mellan totalkväve och summan av ammonium- och nitratkväve) uppgick i medeltal till 0,8 N kg/(ha.a).

**Fosfor.** De skilda avrinningsförhållandena tillsammans med verkan av ut

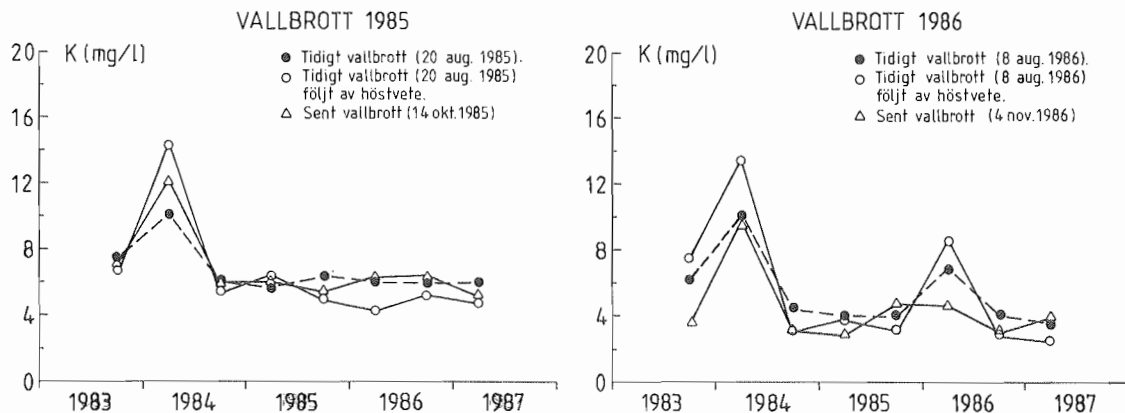


Fig. 8. Kalium i dräneringsvatten. *Potassium in drainage water.*

frysningarna medförde att fosforförlusternas storlek varierade kraftigt mellan led och år (tabell 3). Största och minsta totalfosforförlusten blev 1,65 resp. 0,14 P kg/(ha.a). Som medeltal av sex mätstationer i Mellansverige under åren 1976/84 anges en totalfosforförlust på 0,29 P kg/(ha.a) (Brink, Kreuger och Torstensson 1986).

**Kalium.** Kaliumförlusterna uppgick som mest och minst till 17,9 resp. 2,9 K kg/(ha.a) (tabell 3).

## SAMMANFATTNING

I föreliggande studie har växtnäringsläckaget i samband med vallbrott studerats. Försöket har genomförts på ett specialdikat rutförsök vilket medger direkt kvantifiering av växtnäringsförlusten med yt- och dräneringsvatten.

Tidpunkten för vallbrott liksom om en höstvetegröda såddes efter vallbrott hade en entydig inverkan på läckaget av kväve och då till alldeles övervägande delen nitratkvävet. För fosfor- och kaliumutlakningen kunde inte noteras någon inverkan av vallbrotten. Nitratutlakningen uppförde sig sålunda:

- \* Störst utlakning efter tidigt vallbrott.
- \* En höstvetegröda sådd efter tidigt vallbrott minskade utlakningen.
- \* Minst utlakning blev det efter sent vallbrott.

Halterna av ammonium, fosfat och kalium ökade i avrinnande vatten under vallodling till följd av utfrysning och lakning av vallgräset.

## REFERENSER

- Andersson, S. 1947. Om en ny jordbör. Grundförbättring, 1, 230-237.
- Bergström, L. 1986. Distribution and Temporal Changes of Mineral Nitrogen in Soils Supporting Annual and Perennial Crops. Swedish J. agric. Res., 16, 105-112.
- Brink, N. 1968. Self-purification in an open ditch. Water Research, 2, 481-503.
- Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. Ekohydrologi nr 4, 7-57.
- Brink, N., Kreuger, J. & Torstensson, G. 1987. Näringsflöden från åkermark. Ekohydrologi nr 25, 41-50.
- Brink, N. & Jernlås, R. 1982. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. Ekohydrologi nr 12, 3-14.
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. Swedish J. agric. Res., 17, 169-177.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1983. Växtnäringsförluster i Röbbäcksdalen. Ekohydrologi nr 13, 27-37.
- Larsson, K. 1986. Tidpunkten för vallbrott - dess inverkan på kväveminerialisering, nitratbildning och risken för kväveutlakning. Examensarbete, avdelningen för växtnäringslära, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Lindén, B. 1981. Ammonium- och nitratkvävet rörelse och fördelning i marken. II Metoder för mineralkväveprovtagning och analys. Rapport nr 137, 1-79. Avdelningen för växtnäringslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindén, B. & Wallgren, B. 1988. Kväveanrikning på träda - utlakningsrisker och motåtgärder. Konsulentavdelningens rapporter, allmänt 136, 139-151.
- Timmons, D.R., Holt, R.F. & Latterall, J.J. 1970. Leaching of crop residues as a source of nutrients in surface runoff water. Water Resour.



- Nr      År      Författare och titel. *Author and title.*
- 24      1987      Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter skörd.  
*Catch crop after harvest.*
- Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. *Leaching av Nutrients from Arable Land in the Nybroån River Basin.*
- Solweig Ellström och Nils Brink. Stallgödsblad och konstgödsblad åker läcker växtnäring. *Fields spread with Manure and Fertilizer leach Plant Nutrients.*
- Nils Brink. Kväveläckage vid försök med nitrifikationshämmare.
- Nils Brink. Kväve och fosfor från stallgödsblad åker.
- Nils Brink. Kväve och fosfor från konstgödsblad åker.
- 25      1987      Nils Brink och Klaas van der Meulen. Losses of Phosphorus and Nitrogen to Lake Ringsjön.
- Nils Brink. Regional vattenundersökning söder och öster om Ringsjön. *Water nutrient status to the south and east of Lake Ringsjön.*
- Petra Fagerholm. Vattenkvalitet och jordbruksdrift inom Ringsjöområdet. *Water quality and agricultur in the area of Lake Ringsjön.*
- Nils Brink. Nitrifikationshämmare eller svält mot kväveläckage. *Nitrification inhibitors or starvation against nitrogen losses.*
- Nils Brink, Jenny Kreuger och Gunnar Torstensson. Näringsflöden från åkermark. *Nutrient fluxes from arable land.*



## SAMMANFATTNING

Syftet med detta projekt var att kontrollera odlingens inflytande på kvaliteten hos yt- och grundvatten inom utvalda jordbruksområden. Projektet omfattar 13 försöksfält med mätstationer för regelbunden provtagning av dräneringsvatten och fortlöpande registrering av vattenflödet. Grundvattenprov och avläsningar av piezometer utförs på elva fält. På två fält görs separata mätningar av ytvattenavrinningen.

Under perioden 1 juli 1986 till 30 juni 1987 (1986/1987) förekom ytvattenavrinning av någon betydelse endast på ett av de två försöksfälten med separata mätningmöjligheter. Huvuddelen av växtnäringsförlusterna skedde genom dräneringsvattnet.

Den totala avrinningen av dräneringsvatten och totalförlusterna av olika ämnen har beräknats för alla försöksfälten (tabell 1). Medelvärden för ämneskoncentrationer under 1986/87 anges i tabell 2 och som jämförelse anges långtidsmedelvärden i tabell 3.

Årsavrinning, årsmedelvärden för kväve och fosfor i dräneringsvatten samt förluster av kväve och fosfor med dräneringsvattnet från de olika fälten under 1976-1987 framgår av fig. 2-6.

Medelvärden för grundvatten anges i tabell 2 och 4. I de djupare brunnarna överskrider inte nitratkoncentrationen det hygieniska gränsvärdet för dricksvatten ( $6,8 \text{ NO}_3\text{-N mg/l}$ ). En grund brunn (Skottorp 1,7 m) har emellertid en medelkoncentration som i år överskrider detta värde.

## REFERENS

Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1979. Förluster av kväve, fosfor och kalium från åker. Ekohydrologi nr 4, 7-57.

djupare ned i Skottorpsprofilen låg dock halterna i år liksom tidigare år, betydligt lägre. Värt att notera är emellertid att årets medelvärde för 5,5-metersnivån var det högsta sedan försöket startade.

Karstorp, som, när det gällde dräneringsvattnet, hade den näst högsta medelhalten av nitratkväve, fick samma placering när det gällde grundvattnet. På tvåmetersnivån låg årets medelhalt på 6,4 mg/l. Till skillnad från vad som är fallet på Skottorp sjunker dock inte halten lika drastiskt med djupet. På fyra meters djup var således årets medelhalt 4,7 mg/l.

Med två undantag har inget grundvattnet på djupare än tre meters nivå i genomsnitt innehållit mer än 0,6 mg nitratkväve per liter. Undantagen är Karstorp, som redan nämnts, samt Flinkesta. Den senare stationen hade en medelhalt på 1,4 mg/l på 4,1-metersnivån. Detta är normalt för stationen, men det bör samtidigt påpekas att Flinkestationens grundaste rör (på 2,2 m) hade lägre nitratkvävehalt än något år tidigare.

För övrigt kan det noteras för året som gått att medelhalten av nitratkväve i grundvattnet på två meters djup på Sandbro var mer än dubbelt så hög som medelvärdet för de föregående fem åren, att medelvärdet för nitratkvävehalten var lägre än normalt i grundvattnet på Vättinge samt att medelhalten av sulfatsvavel i grundvattnet på Hälleberg och Vättinge har sjunkit med åren.

#### VETENSKAPLIGA PUBLIKATIONER

Under året har en relativt omfattande publicering skett på engelska där material från stationsnätet använts. Det gäller främst odlingsåtgärdernas och avrinningens betydelse för nitratförlusternas storlek. Det är till övervägande del resultat från stationerna Näsbygård, Hälleberg, Flinkesta och Vagle som använts. Att resultat från just dessa stationer nyttjats beror på att odlingen omfattar såväl slutet som öppen växtodling och att dessutom en gröda i taget odlas på fälten, varvid kausalanalysen i detta avseende blir entydig.

Vatten-, värme- och kväve modeller har också prövats för en fördjupad kausalanalys med lyckat resultat. Förhoppningsvis skall detta bli ett normalt inslag i utvärderingsbilden i framtiden. Följande publikationer kan nämnas:

- Bergström, S., Brandt, M. & Gustafson, A. 1987. Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden. *Hydrological Sciences Journal*, 32, 191-205.
- Gustafson, A. 1987. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. *Swedish J. agric. Res.*, 17, 169-177.
- Gustafson, A. 1987. Simulation of water discharge rates from a clay till soil over a ten year period. *Journal of Hydrology*, 92, 263-274.
- Gustafson, A. 1987. Water discharge and leaching of nitrate. *Ekohydrologi* nr 22, 82 pp. Dissertation.
- Gustafson, A. 1988. Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agric. Scand.*, 38. In press.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1987. Läckage av växtnäring från åker i Nybroåns vattensystem. *Ekohydrologi* nr 24, 16-23.
- Jansson, P.-E. & Gustafson, A. 1987. Simulation of surface runoff and pipe discharge from an agricultural soil in northern Sweden. *Nordic Hydrology*, 18, 151-166.

Det har även förekommit presentationer av material i samband med internationella konferenser. Särskild listning av dessa bidrag görs ej här.

Tabell 3. Långtidsmedelvärden av pH, konduktivitet och ämneskoncentrationer i dräneringsvatten. *Mean values of pH, conductivity and nutrient concentrations in drainage water for the entire investigation period.*

Lokal Site	Djup Depth (m)	pH	Kond. Cond. (mS/m)	Koncentrationer Concentrations (mg/l)										
				HCO <sub>3</sub> <sup>*</sup>	SO <sub>4</sub> -S	Cl	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	Na*	K*	Ca*	Mg*
Vagle*	1,0	7,5	64	272	18	11	5,2	5,8	0,05	0,08	7	6	102	7
Sandbro	1,0	7,7	43	216	6	11	6,8	7,6	0,08	0,15	5	1	76	7
Lökene*	1,0	6,6	25	15	8	29	5,7	6,8	0,06	0,17	9	5	25	3
Geråsen*	1,0	6,3	74	99	87	14	1,9	5,9	0,08	0,16	7	4	139	8
Flinkesta	1,0	7,0	15	31	5	11	4,4	5,6	0,20	0,42	5	4	15	5
Stjärntorp	1,0	7,7	51	230	17	16	3,5	4,1	0,07	0,12	8	2	69	22
Hälleberg	1,0	7,3	36	122	15	18	4,4	5,2	0,02	0,05	24	2	21	20
Karstorp	1,0	7,3	28	67	7	11	10,8	12,2	0,07	0,11	8	2	36	7
Hassla	1,0	7,8	64	192	23	33	10,0	11,6	0,08	0,12	13	2	96	12
Skottorp	1,0	6,9	35	38	13	20	12,4	13,6	0,01	0,02	10	5	42	3
Vättinge	1,0	7,7	53	160	14	20	8,5	10,4	0,07	0,19	13	4	69	13
Kärrdala	1,0	7,4	76	211	35	38	18,8	20,9	0,38	0,45	26	26	119	6
Näsbygård	1,0	7,8	69	295	19	19	11,4	13,0	0,04	0,07	14	1	126	5

\* Långtidsmedelvärdena gäller för 76/87 med undantag för Vagle och Lökene som startade först 1977 och Geråsen som startade 1982. Några ämnen har dessutom inte analyserats under delar av perioden. Därför gäller HCO<sub>3</sub>-medelvärdena för perioden 81/87 och medelvärdena för Na, Ca, och Mg för 80/87. För Sandbro och Hassla gäller kaliummedelvärdet för 77/87. The long-term mean values are valid for 1976/87 with the exception of Vagle and Lökene, which started in 1977, and Geråsen, which started in 1982. Some of the elements were not analysed during parts of the period. The mean values of HCO<sub>3</sub> are, therefore, valid for the 1981/87 period and the mean values of Na, Ca and Mg for 1980/87. The mean value of potassium at Sandbro and Hassla is valid for 1977/87.

Tabell 4. Femårsmedelvärden 1981/86 av pH, konduktivitet och ämneskoncentrationer i grundvatten. *Mean values for five years (1981/86) of pH, conductivity and nutrient concentrations in groundwater.*

Lokal Site	Djup Depth (m)	pH	Kond. Cond. (mS/m)	Koncentrationer Concentrations (mg/l)										
				HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub> -S	Cl	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	Na	K	Ca	Mg
Vagle														
VAG 1	1,8	7,4	92	420	83	6	0,0	-	-	-	16	2	218	14
Sandbro														
SAG 1	2,0	7,5	57	353	10	11	2,7	-	-	-	9	3	99	15
SAG 1	4,0	7,5	59	412	6	6	0,2	-	-	-	19	5	89	21
Flinkesta														
FLG 2	2,2	7,5	39	216	12	5	1,7	-	-	-	25	2	32	22
FLG 2	3,5	7,7	43	249	10	6	0,1	-	-	-	31	4	36	21
FLG 2	4,1	7,7	37	193	11	7	1,5	-	-	-	16	7	40	17
Stjärntorp														
STG 2	2,5	7,8	58	378	13	7	0,0	-	-	-	10	6	85	28
STG 2	4,0	7,9	59	380	15	7	0,0	-	-	-	10	6	87	29
Hälleberg														
HLG 1	2,0	7,2	42	208	12	17	0,0	-	-	-	46	4	18	21
HLG 1	4,0	7,2	58	391	3	20	0,0	-	-	-	60	10	30	33
Karstorp														
KPG 1	2,0	6,9	33	66	23	9	7,2	-	-	-	40	2	11	12
KPG 1	4,0	7,1	38	166	15	9	4,1	-	-	-	48	2	18	14
Hassla														
HAG 2	2,0	7,8	62	184	38	50	3,7	-	-	-	44	1	80	9
HAG 2	4,0	7,8	54	368	6	14	0,1	-	-	-	25	2	80	16
Skottorp														
SKG 2	1,7	6,2	36	12	22	28	13,5	-	-	-	14	6	46	4
SKG 2	2,2	7,4	52	201	24	36	0,3	-	-	-	51	4	55	9
SKG 2	5,5	7,8	90	355	22	117	0,2	-	-	-	162	9	43	12
Vättinge														
VTG 1	3,6	7,7	69	405	11	17	0,2	-	-	-	78	9	51	28
VTG 1	5,8	8,0	78	500	10	17	0,3	-	-	-	127	13	36	30
Näsbygård														
NAG 3	2,9	7,4	92	408	16	100	3,3	-	-	-	34	2	164	11
NAG 3	5,6	7,4	85	405	19	82	1,1	-	-	-	28	1	163	7

Tabell 2. Årsmedelvärden 1986/87 av pH, konduktivitet och ämneskoncentrationer i dränerings- och grundvatten. *Annual mean values in 1986/87 of pH, conductivity and nutrient concentrations in drainage water and groundwater.*

Lokal Site	Djup Depth (m)	pH	Kond. Cond. (mS/m)	Koncentrationer Concentrations (mg/l)										
				HCO <sub>3</sub>	S*	Cl	NO <sub>3</sub> -N	Tot-N	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	Na	K	Ca	Mg
<b>Vagle</b>														
VAD	1,0	7,5	65	254	18	11	6,9	7,6	0,01	0,02	6	5	98	6
VAG 1	1,8	7,5	99	429	85	4	0,1	-	-	-	13	2	206	14
<b>Sandbro</b>														
SAD	1,0	7,6	43	194	5	9	10,9	11,4	0,06	0,10	4	1	68	6
SAG 1	2,0	7,6	57	340	7	12	5,8	-	-	-	8	3	94	14
SAG 1	4,0	7,4	61	422	5	5	0,1	-	-	-	15	5	91	21
<b>Lökene</b>														
LÖD	1,0	6,4	17	20	6	23	3,4	4,0	0,06	0,08	5	5	17	3
<b>Geråsen</b>														
GED	1,0	6,1	66	95	92	12	1,8	5,6	0,09	0,12	6	3	130	7
<b>Flinkesta</b>														
FLD	1,0	6,7	11	38	3	4	0,6	1,5	0,19	0,45	4	4	9	4
FLG 2	2,2	7,5	39	226	11	4	0,5	-	-	-	24	2	32	23
FLG 2	3,5	7,8	40	240	9	6	0,1	-	-	-	30	4	33	20
FLG 2	4,1	7,8	36	189	11	7	1,4	-	-	-	13	8	40	17
<b>Stjärntorp</b>														
STD	1,0	7,7	49	197	19	16	2,4	2,9	0,10	0,12	6	2	60	18
STG 2	2,5	7,9	60	371	12	6	0,0	-	-	-	9	6	82	28
STG 2	4,0	7,9	60	360	14	6	0,0	-	-	-	9	6	81	29
<b>Hälleberg</b>														
HLD	1,0	6,9	30	75	9	10	9,7	10,7	0,03	0,12	10	2	28	11
HLG 1	2,0	7,2	41	219	9	17	0,0	-	-	-	45	4	18	21
HLG 1	4,0	7,3	58	384	2	20	0,0	-	-	-	56	11	29	32
<b>Karstorp</b>														
KPD	1,0	7,3	29	66	5	11	14,6	15,7	0,05	0,09	9	2	32	8
KPG 1	2,0	6,9	35	82	23	8	6,4	-	-	-	43	2	12	12
KPG 1	4,0	7,0	36	147	13	9	4,7	-	-	-	44	2	17	13
<b>Hassla</b>														
HAD	1,0	7,5	30	36	3	6	1,9	2,9	0,27	0,37	3	3	16	1
HAG 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HAG 2	4,0	7,8	57	367	5	15	0,0	-	-	-	26	2	80	15
<b>Skottorp</b>														
SKD	1,0	6,7	30	53	12	21	9,3	10,2	0,01	0,03	11	5	40	3
SKG 2	1,7	6,5	33	29	23	25	6,9	-	-	-	14	5	38	4
SKG 2	2,2	7,5	54	197	25	38	0,4	-	-	-	52	5	54	9
SKG 2	5,5	7,9	104	363	22	140	0,5	-	-	-	160	10	37	12
<b>Vättinge</b>														
VTD	1,0	7,6	54	208	11	23	9,0	11,1	0,06	0,20	14	6	74	14
VTG 1	3,6	7,9	71	458	6	16	0,0	-	-	-	72	9	50	28
VTG 1	5,8	7,9	81	526	5	19	0,1	-	-	-	118	14	33	29
<b>Kärrdala</b>														
KAD	1,0	7,5	72	218	24	32	16,9	18,3	0,57	0,67	23	30	104	5
<b>Näsbygård</b>														
NAD	1,0	7,8	65	255	14	17	10,2	11,4	0,05	0,11	11	1	104	4
NAG 3	2,9	7,5	87	382	15	97	1,2	-	-	-	32	2	151	9
NAG 3	5,6	7,4	89	367	15	109	0,6	-	-	-	36	1	153	7

S\* avser SO<sub>4</sub>-S.

Tabell 1. Avrinning och ämnestransport från fältstationer i PMK-nätet 1986/87. *Drainage discharge and nutrient transport from experimental stations in 1986/87.*

Station	Avr. (mm)	Ämnestransport (kg/(ha.a))							
		S*	Cl	N*	P*	Na	K	Ca	Mg
Vagle	370	65	40	28	0,09	23	19	360	23
Sandbro	64	3	5	7	0,06	3	1	43	4
Lökene	140	8	33	6	0,11	7	6	24	4
Geråsen	250	230	29	14	0,29	14	7	320	17
Flinkesta	150	4	6	2	0,67	6	5	14	5
Stjärntorp	84	16	13	2	0,10	5	2	50	15
Hälleberg	80	8	8	9	0,09	8	1	22	9
Karstorp	120	6	13	18	0,11	11	2	37	9
Hassla	25	1	1	1	0,09	1	1	4	0
Skottorp	240	30	51	25	0,07	26	12	96	7
Vättinge	140	16	33	16	0,29	20	8	110	20
Kärrdala	230	54	73	42	1,50	53	67	240	12
Näsbygård	240	33	40	28	0,26	26	3	250	11

S\* avser  $\text{SO}_4\text{-S}$ , N\* avser tot-N, P\* avser tot-P

lation till 5,6 mg/l respektive 12,2 mg/l som är medelvärdena för perioden 1976/87 (tabell 3). Årets låga halt på Flinkestafältet berodde på att grödan var vall.

Medelhalterna av totalfosfor slutligen varierade från de låga (0,02 och 0,03 mg/l) på Vagle respektive Skottorp till de höga (0,67 och 0,45 mg/l) på Kärrdala respektive Flinkesta.

Allmänt kan sägas att årets måttliga avrinningar resulterade i normala eller låga kväveförluster på respektive station (fig. 2-6). På Skottorp till exempel blev förlusten lägre än något tidigare år, 25 kg/ha.

På Lökene, där avrinningen var stor, blev kväveförlusten ändå normal för stationen. Detta på grund av en låg kvävehalt i vattnet. Vagle, som i år haft den största avrinningen sedan försöket startade och som dessutom haft höga kvävehalter i vattnet, fick en årsförlust av totalkväve på 28 kg/ha, vilket är den näst största som förekommit på stationen.

Allmänt kan också sägas att på de stationer där årets avrinning översteg 200 mm har totalkväveförlusten överstigit 20 kg. Enda undantaget är Geråsen. Med samma logik härrör totalkväveförluster som understiger 10 kg/ha från fält där avrinningen understigit 100 mm. Undantag är Lökene, som behandlats ovan, och Flinkesta, där 150 mm avrinning lett till en förlust på endast 2 kg/ha, beroende på effektivt kväveutnyttjande i vallen.

### Grundvatten

I fyra av de 19 grundvattenrör som undersökts översteg årsmedelhalten av nitratkväve 1 mg/l (tabell 2). Den högsta medelhalten, 6,9 mg/l, hade Skottorp på 1,7 m djup. Ett värde som dock var lågt jämfört med medelvärdet för de föregående fem åren på 13,5 mg/l (tabell 4). (Gränsvärdet för hygieniskt anmärkningsvärt dricksvatten ligger på 6,8 mg/l.) Går man

## V A G L E

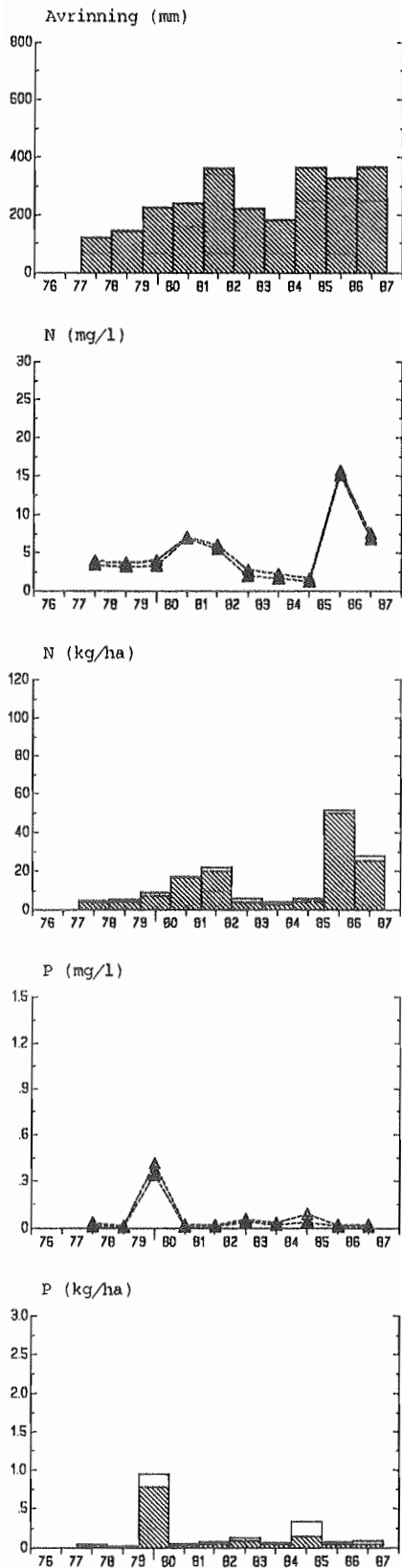


Fig. 6. Årsavrinning, årsmedelvärden för totalkväve  $\Delta$  , nitratkväve  $\blacktriangle$  , totalfosfor  $\Delta$  och fosfatfosfor  $\blacktriangle$  samt årstransporter av dessa ämnen.  
Annual drainage discharge and annual mean values of total nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus and phosphate phosphorus and annual losses of these elements.



## L Ö K E N E

## G E R Å S E N

## S A N D B R O

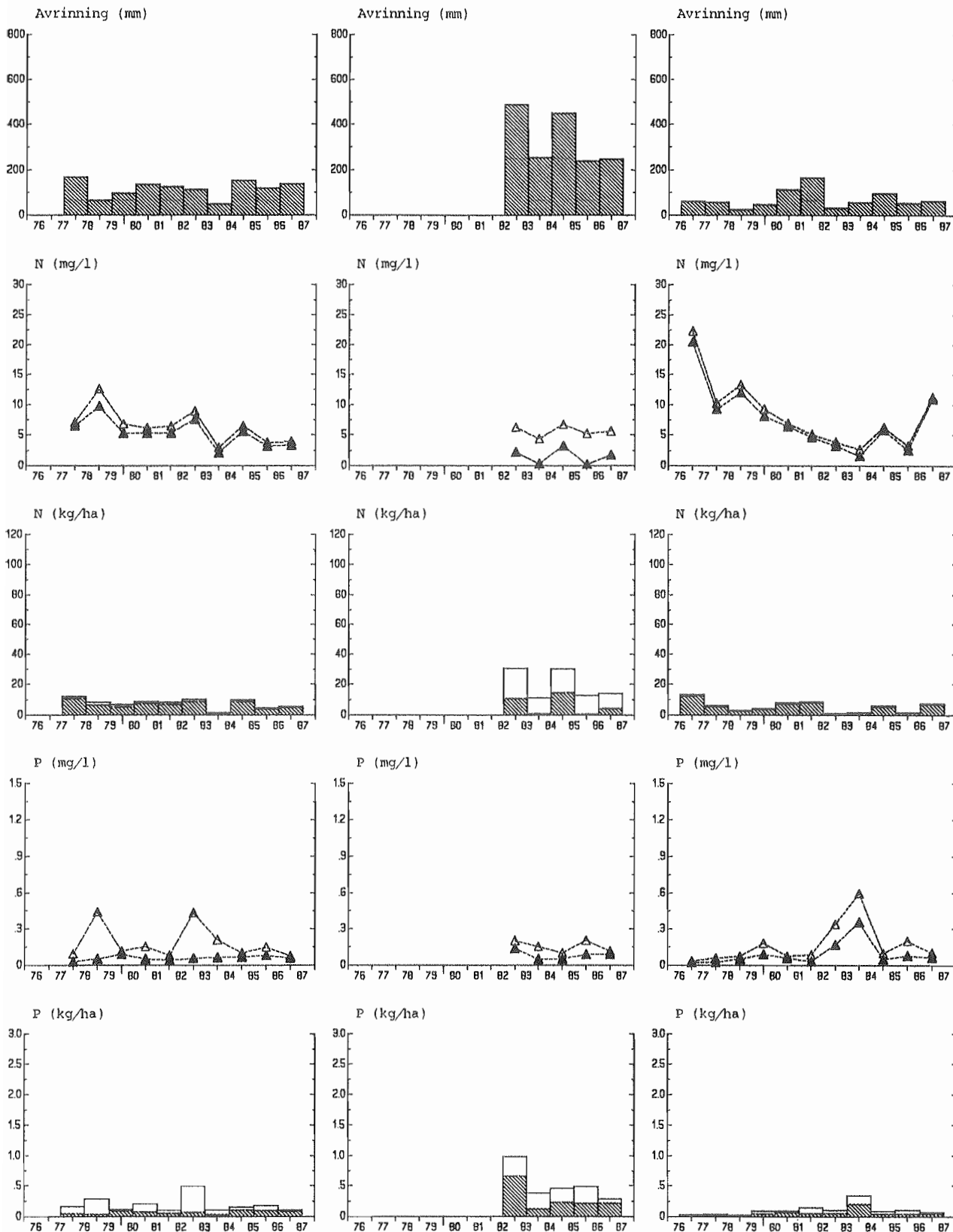


Fig. 5. Årsavrinning, årsmedelvärden för totalkväve ---Δ , nitratkväve ---▲ , totalfosfor ---Δ och fosfatfosfor ---▲ samt årstransporter av dessa ämnen. Annual drainage discharge and annual mean values of total nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus and phosphate phosphorus and annual losses of these elements.

## HÄLLEBERG

## KARSTORP

## FLINKESTA

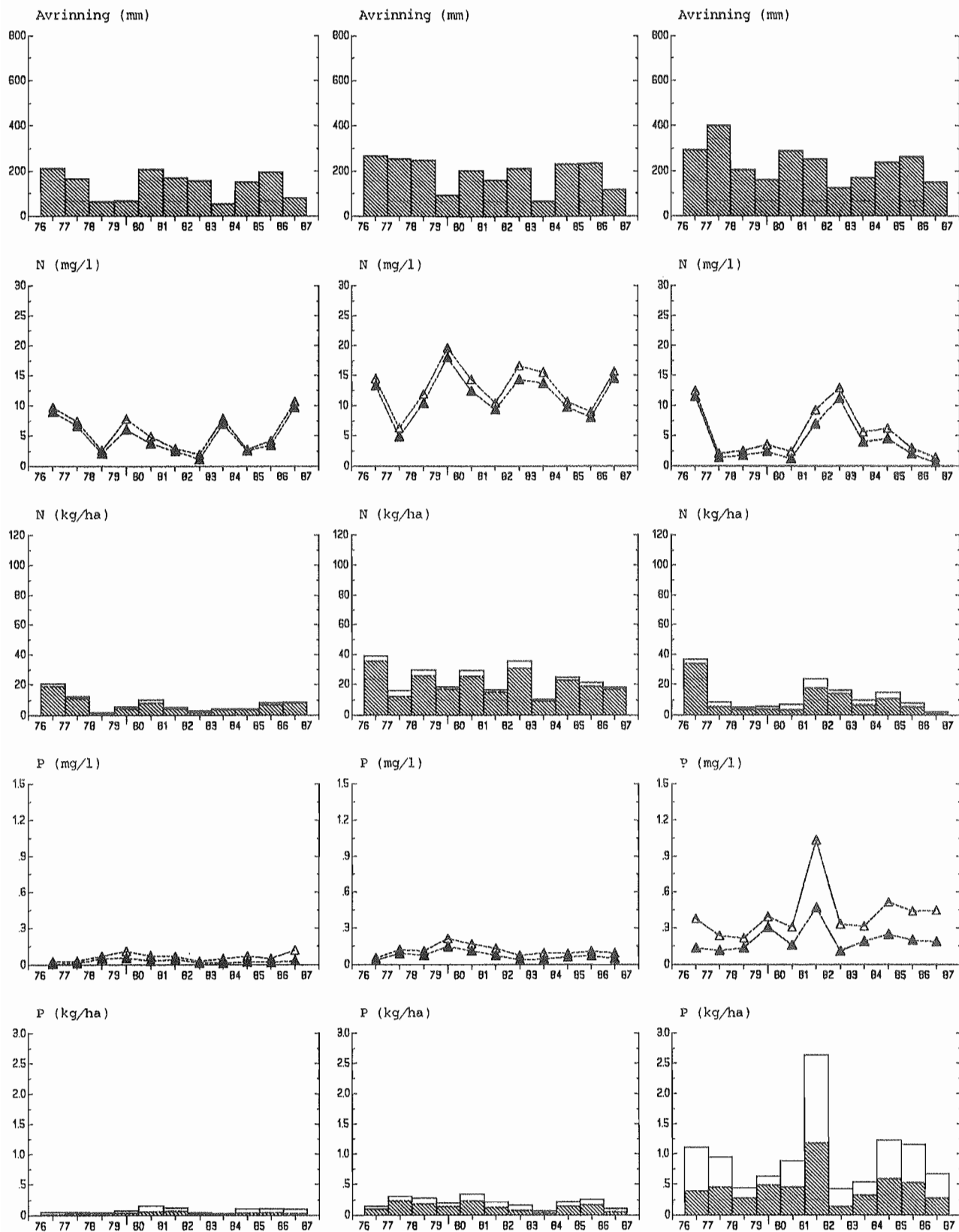


Fig. 4. Årsavrinning, årsmedelvärden för totalkväve  $\text{---}\Delta$ , nitratkväve  $\text{---}\blacktriangle$ , totalfosfor  $\text{---}\triangle$  och fosfatfosfor  $\text{---}\blacktriangle$  samt årstransporter av dessa ämnen. Annual drainage discharge and annual mean values of total nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus and phosphate phosphorus and annual losses of these elements.

## SKOTTORP

## HASSLA

## STJÄRNTORP

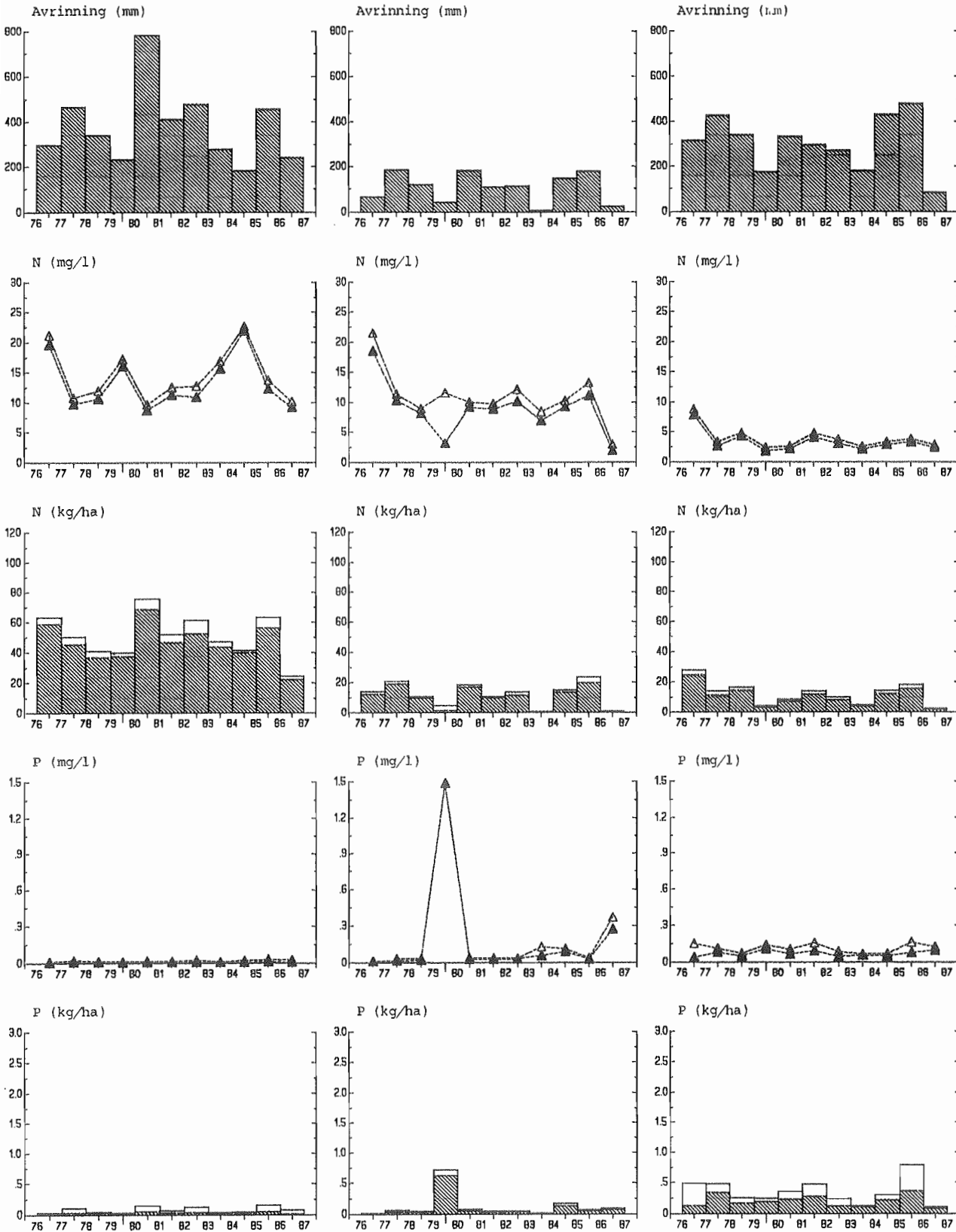


Fig.3. Årsavrinning, årsmedelvärden för totalkväve -- $\Delta$  , nitratkväve -- $\blacktriangle$  , totalfosfor -- $\triangle$  och fosfatfosfor -- $\blacktriangle$  samt årstransporter av dessa ämnen.  
 Annual drainage discharge and annual mean values of total nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus and phosphate phosphorus and annual losses of these elements.

## VÄTTINGE

## NÄSBYGÅRD

## KÄRRDALA

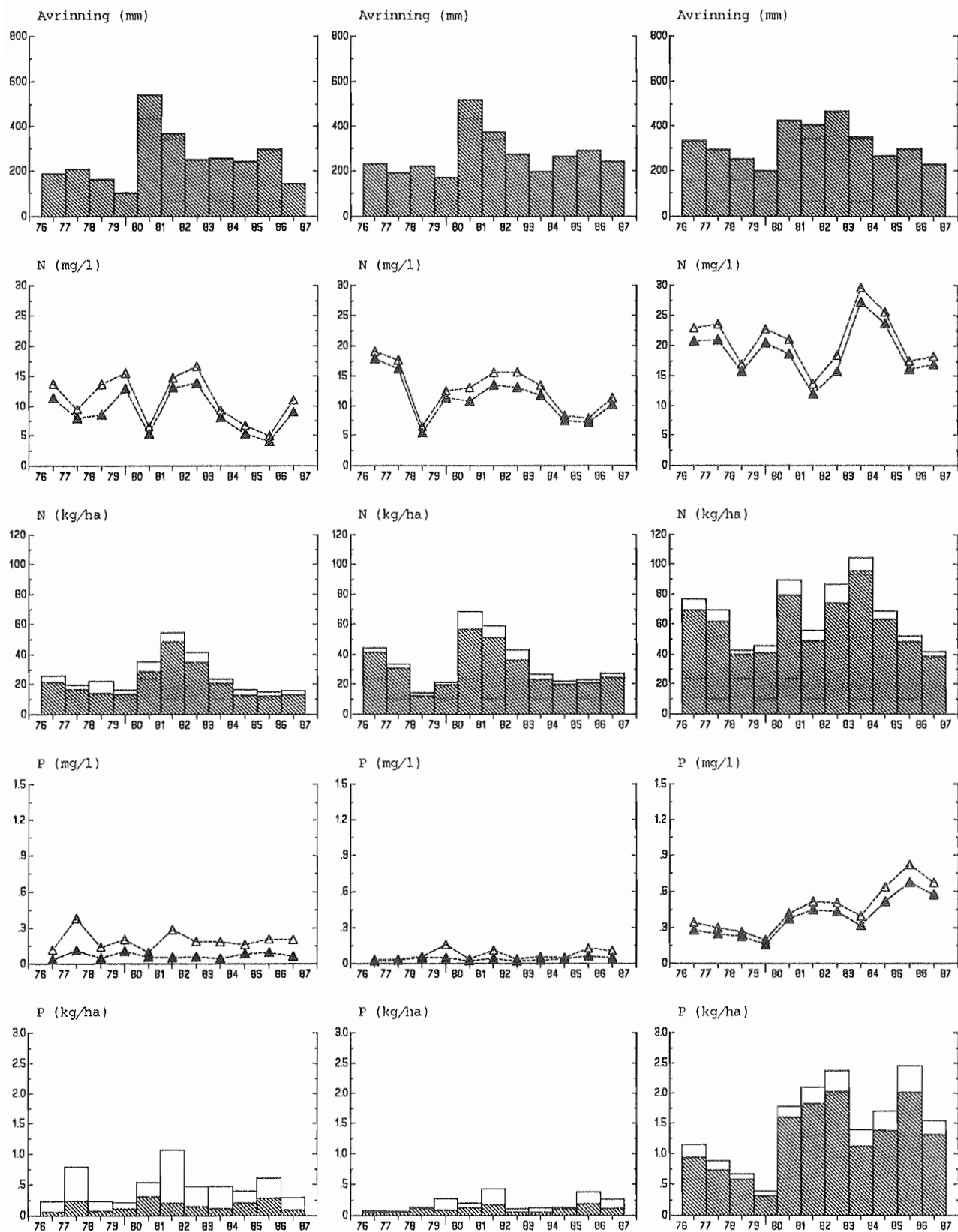


Fig. 2. Årsavrinning, årsmedelvärden för totalkväve  $\triangle$ , nitratkväve  $\blacktriangle$ , totalfosfor  $\triangle$  och fosfatfosfor  $\blacktriangle$  samt årstransporter av dessa ämnen. Annual drainage discharge and annual mean values of total nitrogen, nitrate nitrogen, total phosphorus and phosphate phosphorus and annual losses of these elements.

## För grundvatten

För grundvattnet utgör årsmedelkoncentrationen det aritmetiska medelvärdet av koncentrationerna vid provtagningstillfällena. Femårskoncentrationen i sin tur utgör det aritmetiska medelvärdet av årsmedelkoncentrationerna.

## RESULTAT

### Ytvatten

Den totala ytavrinningen på Flinkesta blev 39 mm, vilket är en dubblering av förra årets avrinning. Huvudparten rann av under perioden 27 mars till 7 april och följande ämneskoncentrationer och transporter har framräknats för såväl yt- som dräneringsvattnet under denna period:

Vatten	Avr.	Tot-N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P	K
<b>Medelkoncentrationer (mg/l)</b>							
Yt-		1,20	0,43	0,24	0,39	0,29	4,1
Dränerings-		1,37	0,64	0,12	0,37	0,27	3,1
<b>Förluster (kg/ha)</b>							
Yt-	36 mm	0,44	0,16	0,09	0,14	0,10	1,5
Dränerings-	44 mm	0,61	0,28	0,05	0,16	0,12	1,5

Att årets ytavrinning blev dubbelt så stor som förra årets avspeglas i att förlusterna av totalfosfor och nitratkväve via ytvattnet också de blev dubbelt så stora. Dessutom blev årets kaliumförlust via ytvattnet betydligt större än förra årets.

Vid en jämförelse mellan yt- och dräneringsvattnet kan man konstatera att ammoniumhalten varit högre i ytvattnet medan nitrathalten varit högre i dräneringsvattnet. Den totala halten av kväve och fosfor har emellertid varit ungefär densamma för de båda typerna av vatten.

På Hälleberg, slutligen, understeg årets ytavrinning 1 mm, varför förlusten av växtnäringsämnen via ytvattnet kan anses försumbar på denna station.

### Dräneringsvatten

Årets avrinning av dräneringsvatten har i regel varit mindre än normalt (fig. 2-6). Vid Hassla har den till och med varit mycket liten, endast 25 mm. De enda stationer som haft större avrinning än normalt är Lökene och Vagle.

Förlusten av växtnäringsämnen vid de olika stationerna skiljer sig markant åt, i år liksom övriga år. Detta bland annat beroende på skilda jordarter, geohydrologiska förhållanden, klimat, grödor, gödselgivor och gödselslag. Exempelvis varierade totalkväveförlusterna från 1 kg/ha på Hassla till 42 kg/ha på Kärrdala (tabell 1). Noteras bör dock att endast tre prov togs på Hassla, eftersom det i regel inte fanns något vatten i dräneringsledningarna. Troligen innehöll Hasslavattnet dessutom en hel del ytvatten, eftersom avrinningen till 98 procent ägde rum i mars/april och halterna för samtliga analyserade ämnen utom fosfor och kalium var låga.

De genomsnittliga totalkvävehalterna varierade från 1,5 mg/l på Flinkesta till 15,7 mg/l på Karstorp (tabell 2). Detta kan sättas i re-

1975 tog PMK över projektet och målsättningen formulerades enligt skrivningen under målrubriken nedan. Då fanns 7 av de 13 fält som projektet idag omfattar. Fälten ingår i lantbrukens normala drift och varierar i storlek från 7 till 36 ha. De är så utvalda att allt vatten i dräneringssystemet, förutom grundvattnet, skall härstamma från det regn- eller bevattningsvatten som fallit på fältet. Via dräneringsledningarna förs det sedan till en mätstation där prov tas och flödet mäts kontinuerligt.

Förutom dräneringsvattnet studeras även grundvattnet. På samtliga fält utom Lökene och Geråsen finns grundvattenrör satta för tryckmätning och vattenprovtagning. På Flinkesta och Hälleberg finns dessutom anläggningar för särskild mätning och provtagning av ytvatten.

Figur 1 anger respektive fälts geografiska läge, gårdens driftsinriktning och den genomsnittliga jordartssammansättningen. Den senare har erhållits genom texturanalys av prov som tagits längs en linje tvärs över respektive fält. Mer detaljerade uppgifter om fälten finns att tillgå i Brink, Gustafson och Persson (1979).

## **MÅL**

Målet är att inom valda jordbruksområden kontrollera odlingsåtgärders inverkan på kvaliteten hos yt- och grundvatten.

## **VERKSAMHETEN**

I denna rapport redovisas verksamheten från 1 juli 1986 till 30 juni 1987, dvs för det agrohydrologiska året 1986/87.

Flödet av yt- och dräneringsvatten har mätts kontinuerligt med skrivande pegel vid samtliga stationer utom Geråsen. På den senare finns en pump installerad, varför avrinningen där har beräknats med utgångspunkt från pumpens kapacitet och gångtid.

På grund av flödesperiodens korta varaktighet för ytvattnet har detta provtagits en gång per dygn, medan dräneringsvattnet provtagits varannan vecka. Undantag har gjorts för intensiva perioder då dräneringsvattnet i regel provtagits oftare. Grundvattnet slutligen har provtagits en gång varannan månad och tryckmätts en gång i månaden.

Den enda förändring som skett sedan förra året är att inga grundvattenprov längre tas på Kärrdala.

Vattenproven har analyserats vid avdelningens eget laboratorium och alla värden lagras fortlöpande på skivminne i VAX-dator.

## **BERÄKNINGAR**

### **För dränerings- och ytvatten**

Ämnesförlusterna har beräknats på följande sätt. Först har dygnskoncentrationer interpolerats fram med utgångspunkt från koncentrationerna vid provtagningstillfällena. Därefter har de framräknade dygnskoncentrationerna multiplicerats med dygnsavrinningarna till dygnstransporter och dessa har slutligen summerats till årstransporter.

Årsmedelkoncentrationerna för dräneringsvattnet har beräknats genom att årstransporterna dividerats med årsavrinningarna.

Långtidskoncentrationerna, slutligen, har beräknats genom att det aritmetiska medelvärdet för årstransporterna dividerats med det aritmetiska medelvärdet för årsavrinningarna.

# AVRINNING OCH VÄXTNÄRINGSTRANSPORT FRÅN ÅKERMARK

*Discharge and losses of nutrients from arable land*

Solweig Ellström

**Abstract.** The aim of this project was to monitor the influence of cultivation on the quality of surface water and groundwater within selected agricultural areas. The project includes thirteen experimental fields with measuring stations for regular sampling of drainage water and continuous registration of discharge. Groundwater samples are taken and groundwater pressure is measured in eleven fields and in two fields there are separate measurements of surface run-off.

During the period 1 July 1986 to 30 June 1987 (1986/1987), surface run-off of any note occurred only from one of the two experimental fields with separate measuring possibilities. The major part of the nutrient losses from the fields was by means of drainage discharge.

The total drainage discharge and the total losses of different elements were calculated for all experimental fields (Table 1). The mean concentration of the elements during 1986/87 is given in Table 2 and as a comparison the long-term average is given in Table 3.

Annual run-off, mean concentrations of nitrogen and phosphorus in drainage water and losses of nitrogen och phosphorus by drainage water from the different fields during 1976-1987 are given in Figures 2-6.

Mean concentration values for groundwater are given in Tables 2 and 4. In the deeper sampling wells the nitrate concentration did not exceed the hygienic limit values for drinking water (6.8 NO<sub>3</sub>-N mg/l). However, in this year one shallow well (Skottorp 1.7 m) had a mean concentration in excess of this value.

## PROJEKTET

Projektet startades 1972. Jordbruksproduktionen hade då blivit allt mer intensiv och frågan om dess bidrag till föroreningen av yt- och grundvatten blev aktuell. Vidare behövdes kunskaper som skulle kunna göra det möjligt att rekommendera odlingstekniska åtgärder mot vattenföroreningar.



Plats	Jordart	Husdjur
Vagle	mmh moig LL	Nöt
Sandbro	nmh ML	Inga
Lökene	nmh lerig FMo	Inga
Geråsen	Mulljord	Nöt
Flinkesta	nmh ML	Nöt
Hälleberg	mmh lerig GMo	Inga
Karstorp	nmh ML	Nöt
Hassla	mmh lerig FMo	Inga
Stjärntorp	mmh ML	Inga
Skottorp	mr lerig GMo	Svin
Vättinge	mmh ML	Nöt, svin
Kärrdala	mmh sv. lerig GMo	Nöt
Näsbygård	nmh moig LL	Inga

Fig. 1. Karta med försöksfälten jämte gårdens namn, jordart och drifts-inriktning. Location of investigation sites, soil types and animal husbandry.

- Res. 6, 1367-1375.
- Uhlen, G. 1979. Virkning av planterester på smeltevannets kjemiske sammensetning. Vann 2, 140-143.
- Ulén, B. 1984. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residues. Ekohydrologi nr 18, 39-44.
- Ulén, B. 1984. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. Ekohydrologi nr 18, 3-38.
- Ulén, B. 1987. Personligt meddelande.
- Wallgren, B. & Lindén, B. 1988. Träda och grüngödslingsgrödor - utlakningsrisker och motåtgärder. Konsulentavdelningens rapporter, allmänt 136, 153-161.



## Ekohydrologi

- | Nr | År   | Författare och titel. <i>Author and title.</i>  |
|----|------|---|
| 18 | 1984 | Barbro Ulén. Påverkan på yt-, dränerings- och grundvatten vid Ekenäs. <i>Influence on surface water, drainage water and groundwater at Ekenäs.</i><br><br>Barbro Ulén. Nitrogen and phosphorus to surface water from crop residues.   |
| 19 | 1985 | Arne Gustavsson och Nils Brink. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön. <i>Losses of Nitrogen and Phosphorus in the Ringsjö Area.</i><br><br>Nils Brink och Kjell Ivarsson. Förluster av växtnäring från lerjordar i Skåne. <i>Losses of Nutrients from Clay Soils in Skåne.</i><br><br>Arne Gustavsson, Berit Tomassen och Björn Wiksten. Växtnäringsförluster från åker på Uppsalaslätten. <i>Nutrient Losses from Arable Land in the Region of Uppsala.</i><br><br>Christina Lindgren, Margaretha Wahlberg och Arne Gustavsson. Dricksvattenkvalitet i Uppsalaregionen. <i>Drinking Water Quality in the Region of Uppsala.</i><br><br>Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop.</i><br><br>Barbro Ulén. Ytavrinningsförluster av cyanazin. <i>Losses with Surface Run-off of Cyanazine.</i> |
| 20 | 1985 | Jenny Kreuger. Rörlighet hos MCPA och diklorprop på sandjord. <i>Mobility of MCPA and Dichlorprop in a Sandy Soil.</i><br><br>Kjell Ivarsson och Nils Brink. Utlakning från en grovmojord i Halland. <i>Losses of Nutrients from a Sandy Soil in Halland.</i><br><br>Barbro Ulén. Åkermarkens erosion. <i>Erosion of Phosphorus from Arable Land.</i><br><br>Arne S. Gustavsson. Förluster av kväve och fosfor runt Ringsjön.<br><br>Arne Gustafson. Växtnäringsläckage och motåtgärder.<br><br>Nils Brink. Bekämpningsmedel i åar och grundvatten.   |
| 21 | 1986 | Birgit Loeper. Toxicitetstest för pesticider med protozoer. <i>Toxicity Test for Pesticides using Protozoa.</i><br><br>Nils Brink, Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Odlingsåtgärders inverkan på kvalitet hos yt- och grundvatten.<br><br>Barbro Ulén. Lakning av fosfor ur jordar. <i>Leaching of Phosphorus from Soils.</i><br><br>Nils Brink och Gunnar Torstensson. Vådan av proteingödsling. Värdera miljön. <i>Risk of Fertilizing for Increased Protein. Evaluate the Environment.</i><br><br>Jenny Kreuger. Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark.  |
| 22 | 1987 | Arne Gustafson. Water Discharge and Leaching of Nitrate.  |
| 23 | 1987 | Lars Bergström. Transport and Transformations of Nitrogen in an Arable Soil.  |

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. Author and title.**

- |  |   |
|--|---|
| <p>1 1978 Nils Brink, Arne Gustafson och Gösta Persson. Förluster av växtnäring från åker. <i>Losses of nutrients from arable land.</i></p> <p>2 1978 Nils Brink och Arne Joelsson. Stallgödsel på villovägar. <i>Manure gone astray.</i><br/>Nils Brink. Kväveutlakning från odlingsmark. <i>Nitrogen leaching from arable land.</i></p> <p>3 1979 Sven-Åke Heinemo och Nils Brink. Utlakning ur kompost av sopor och slam. <i>Leachate from compost of refuse and sludge.</i><br/>Nils Brink. <i>Self-purification studies of silage juice.</i><br/>Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsläckage på Kristianstadsslätten. <i>Loss of nutrients on the Kristianstad Plain.</i><br/>Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink. En gödselstad förorenar dricksvatten. <i>Pollution of the Groundwater by a Dung Yard.</i></p> <p>4 1979 Nils Brink. Vattnet är det yppersta.<br/>Arne Gustafson och Börje Lindén. Kvävebehovet för 1979.<br/>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></p> <p>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><br/>Nils Brink. Växtnäringsförluster från skogsmark. <i>Losses of Nutrients from Forests.</i><br/>Nils Brink. Utlakning av kväve från agroekosystem. <i>Leaching of nitrogen from agro-ecosystems.</i><br/>Nils Brink. Ytvatten, grundvatten och vattenförsörjningen.</p> <p>6 1980 Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of nutrients in Skåne and Halland.</i><br/>Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after Spreading of Potato Juice.</i><br/>Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the need of fertilizer nitrogen.</i><br/>Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exaktare kvävegödsling.</p> <p>7 1980 Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where does the commercial fertilizer go.</i><br/>Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbosjön. <i>The importance of the environment for the primary production in Lake Vadsbosjön.</i><br/>Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet.<br/>Nils Brink. Utlakningen av växtnäring från åkermark.<br/>Nils Brink. Vart tar gödseln vägen.</p> <p>8 1981 Nils Brink. Försurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of Groundwater on arable land.</i><br/>Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from arable land.</i><br/>Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm Washing of Phosphorus from Arable Land.</i><br/>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></p> <p>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><br/>Gunnar Fryk. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Leachate from piles of shredded refuse.</i></p> <p>10 1982 Arne Gustafson och Arne S. Gustavsson. Växtnäringsförluster i Västergötland och Östergötland. <i>Losses of nutrients in Västergötland and Östergötland.</i><br/>Barbro Ulén. Växtnäringsförluster från åker och skog i Södermanland. <i>Losses of nutrients from arable land and forests in Södermanland.</i><br/>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.</i></p> | <p><i>Östergötland and Södermanland.</i><br/>Lennart Mattsson och Nils Brink. Gödslingsprognoser för kväve. <i>Fertilizer forecasts.</i></p> <p>11 1982 Barbro Ulén. Vadsbosjöns närsaltsbelastning och trofinivå. <i>The nutrient load and trophic level of Lake Vadsbosjön.</i><br/>Arne Andersson och Arne Gustafson. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. <i>Metal contents in drainage water from cultivated soils.</i><br/>Arne Gustafson. Växtnäringsförluster från åkermark i Sverige.<br/>Barbro Ulén. Erosion av fosfor från åker. <i>Erosion of phosphorus from arable land.</i><br/>Rikard Jernlås. Kväveutlakningens förändring vid reducerad gödsling.</p> <p>12 1982 Nils Brink och Rikard Jernlås. Utlakning vid spridning höst och vår av flytgödsel. <i>Leaching after spreading of liquid manure in autumn and spring.</i><br/>Gunnar Fryk och Thord Ohlsson. Infiltration av lakvatten från malda sopor. <i>Leachate migration through soils.</i><br/>Nils Brink. Measurement of mass transport from arable land in Sweden.<br/>Arne Gustafson. Leaching of nitrate from arable land into groundwater in Sweden.</p> <p>13 1983 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Yttransport av växtnäring från stallgödslad åker. <i>Surface transport of plant nutrient from field spread with manure.</i><br/>Rikard Jernlås. TCA-utlakning på lerjord. <i>Leaching of TCA on a clay soil.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Ojebyn. <i>Losses of nutrients at Ojebyn.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster vid Röbbäcksdalen. <i>Losses of nutrients at Röbbäcksdalen.</i><br/>Rikard Jernlås och Per Klingspor. Nitratutlakning och bevattning. <i>Drainage losses of nitrate and irrigation.</i></p> <p>14 1983 Arne Gustafson, Lars Bergström, Tomas Rydberg och Gunnar Torstensson. Kvävemineralisering vid plöjningsfri odling. <i>Nitrogen mineralization in connection with non-ploughing practices.</i><br/>Rikard Jernlås. Rörlighet och nedbrytning av fenvalerat i lerjord. <i>Decomposition and mobility of fenvalerate in a clay soil.</i><br/>Nils Brink. Jordprov på hösten eller våren för N-prognoser. <i>Soil sampling for nitrogen forecasts.</i><br/>Nils Brink. Närsalter och organiska ämnen från åker och skog. <i>Nutrients and organic matters from farmland and woodland.</i><br/>Nils Brink. Gödselanvändningens miljöproblem.</p> <p>15 1984 Nils Brink, Arne S. Gustavsson och Barbro Ulén. Växtnäringsförluster runt Ringsjön. <i>Nutrient losses in the Ringsjö area.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Fånggröda efter korn. <i>Catch crop after barley.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster från åker i Nybroåns avrinningsområde. <i>Losses of nutrients from arable land in the Nybroån river basin.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Vagle. <i>Losses of nutrients at Vagle.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Offer. <i>Losses of nutrients at Offer.</i></p> <p>16 1984 Arne Gustafson, Arne S. Gustavsson och Gunnar Torstensson. Intensitet och varaktighet hos avrinning från åkermark. <i>Intensity and duration of drainage discharge from arable land.</i></p> <p>17 1984 Jenny Kreuger och Nils Brink. Fånggröda och delad giva vid potatisodling. <i>Catch crop and divided N-fertilizing when growing potatoes.</i><br/>Nils Brink och Arnje Gustavsson. Förluster av växtnäring från sandjord. <i>Losses of nutrients from sandy soils.</i><br/>Arne Gustafson och Gunnar Torstensson. Växtnäringsförluster i Boda. <i>Losses of nutrients at Boda.</i><br/>Nils Brink. Vattenföroreningar från tippen i Erstorp – ett rättsfall.</p> |
|--|---|

Distribution:

Pris: 35:-

Avdelningen för vattenvårdslära  
Box 7072  
750 07 UPPSALA, Sweden

Tel 018-67 24 60