

**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

Barbro Ulén och Nils Brink

**MILJÖEFFEKTER AV UREASPRIDNING OCH
GLYKOLANVÄNDNING PÅ EN FLYGPLATS**

Gunnar Fryk

UTLAKNING FRÅN UPPLAG AV MALDA SOPOR

Ekohydrologi 9

Uppsala 1981

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

ISBN 91-576-0919-5

ISSN 0347-9307

FÖRORD

I detta nummer av Ekohydrologi behandlas följderna av urea-spridning och glykolanvändning på en flygplats och av uppläggning av malda sopor på en leråker.

Urea används på flygplatser till att hålla banorna fria från snö och is och glykol till avisning av flygplanen. Uppsatsen gäller speciellt Landvetter med omgivande sjöar och vattendrag. Datamaterialet har insamlats genom luftfartsverkets försorg. Nämda verk har stått för kostnaderna.

Malning och uppläggning av kommunalt avfall förekommer på ett flertal platser i Sverige. Lakvattnet från upplagen utgör ett problem. Undersökningen utfördes vid Ekerö kommuns sopstation på Färingsö och skulle gälla lakvattnets mängd och sammansättning. Det målet har inte nåtts. Andra viktiga erfarenheter har istället kommit fram. I brist på anslag har undersökningen inte kunnat fullföljas i logisk riktning. Undersökningen utfördes på initiativ av statens naturvårdsverk. Forskningsnämnden därstädes har anvisat medel.

1981-06-15

INNEHÅLL

Ulén, B. & Brink, N. 1981. Miljöeffekter av ureaspridning och glykolanvändning på en flygplats. <i>Ekohydrologi</i> nr 9, 3-16.	3
Fryk, G. 1981. Utlakning från upplag av malda sopor. <i>Ekohydrologi</i> nr 9, 17-41.	17

MILJÖEFFEKTER AV UREASPRIDNING OCH GLYKOLANVÄNDNING PÅ EN FLYGPLATS

Environmental effects of spreading of urea and use of glycol at an airport

Barbro Ulén och Nils Brink

Abstract. Urea nitrogen has been spread during the winter at Landvetter airport since 1977/78. The water quality thereafter changed so that the concentrations of nitrogen and pH increased. No major load of glycol passed to the streams and lakes around the airport, nor did it affect the water quality. In toto little more than half the nitrogen which was spread at the airport emerged in the streams. However, there seems to be a delay so that nitrogen which had been spread was transported out in later years if a heavy runoff occurred.

Much of the nitrogen in the streams was in organic form. Very high concentrations of ammonium have also been found but when the usage of urea was small and the leachage from the airport slow there was more total oxidation to nitrate.

INLEDNING

Landvetter flygplats togs i bruk 3 oktober 1977. För att hålla banorna snö- och isfria sprids vintertid urea varefter modden sopas av barnorna. Smältvatten med urea infiltreras i omgivande mark eller rinner ut i särskilda dräneringsledningar. De senare mynnar i en uppsamlingsdamm (punkt 4 fig. 2).

Till avisning av själva flygplanen används glykol. Denna belastar framför allt ett kommunalt reningsverk.

För att följa effekterna av dag- och infiltrationsvattenutsläpp från flygplatsen ålades Luftfartsverket att under en treårsperiod undersöka vattendragen. Dessa undersökningar ingår i ett samordnat kontrollprogram för Lindomeån och Kungsbackaån. Föreliggande sammanställning avser förhållanden t.o.m. augusti 1980.

OMRÅDESBESKRIVNING

Flygplatsområdet avvattnas huvudsakligen av Issjöbäcken (fig. 1). Inom området finns en mängd infiltrationsbrunnar. Vid kraftigare avrinningar fylls de klen dimensionerade dagvattenledningarna och överskottsvattnet infiltreras i tre sprängstensfyllda magasin (Stahre, Beskow, Bylund & Pettersson 1980). De tre magasinerna (fig. 2) är förbundna med varandra och har sitt huvudavlopp från det södra magasinet. Tillsammans med dagvatten rinner infiltrationsvattnet via ett öppet dike till utjämningsdammen, punkt 4. Till dammen avrinner också vatten från de södra delarna av banområdet genom en sluten ledning. Vid högt vattenstånd i de båda norra magasinerna bräddas vattnet därifrån till Stentjärnsbäcken (punkt 2). Den bräddade vattenmängden utgör uppskattningsvis omkring 10 procent av vattenmängden som via dammen förs ut från flygplatsområdet (Blomqvist, muntligt medd.).

Väster om flygplatsområdet lutar terrängen kraftigt och marken är sank. I nordväst flyter en mindre bäck (Vindtjärnsbäcken (punkt 1)). Den avvattnar en myrjordstipp som anlades under byggnadstiden men numera inte används till annat än till byggnadsavfall.

Nära sydvästra änden av flygplatsområdet ligger tjärnen Forsvatten (punkt 3). Liksom Vindtjärnsbäcken kan denna provpunkt påverkas av lakvatten från flygplatsen.

Huvuddelen av det avrinnande vattnet från hela flygplatsområdet förs från dammen via ett öppet dike till Lilla Issjön (punkt 5). Denna emottar även vatten från Stora Issjön (punkt 6). Lilla Issjön har sitt utlopp vid punkt 7. Denna bäck mynnar vid punkt 8 i Yttre Ingsjön.

Issjöbäckens avrinningsområde karakteriseras av skog och sankmarker utom vid Issjöbäckens nedre lopp där den omges av ängsmarker. Yttre Ingsjöns hela avrinningsområde karakteriseras också av skogs- och myrmark. En referenspunkt har lagts vid punkt 9 innan dagvattnet från flygplatsen kan påverka förhållandena.

Yttre Ingsjön rinner ut i Lindomeån (punkt 11). Denna får tillskott av vatten från en mängd biflöden (fig. 1). Lindomeån övergår här till en utpräglad jordbrukså. Ån rinner via Kungsbackaån ut i Kungsbackafjärden.

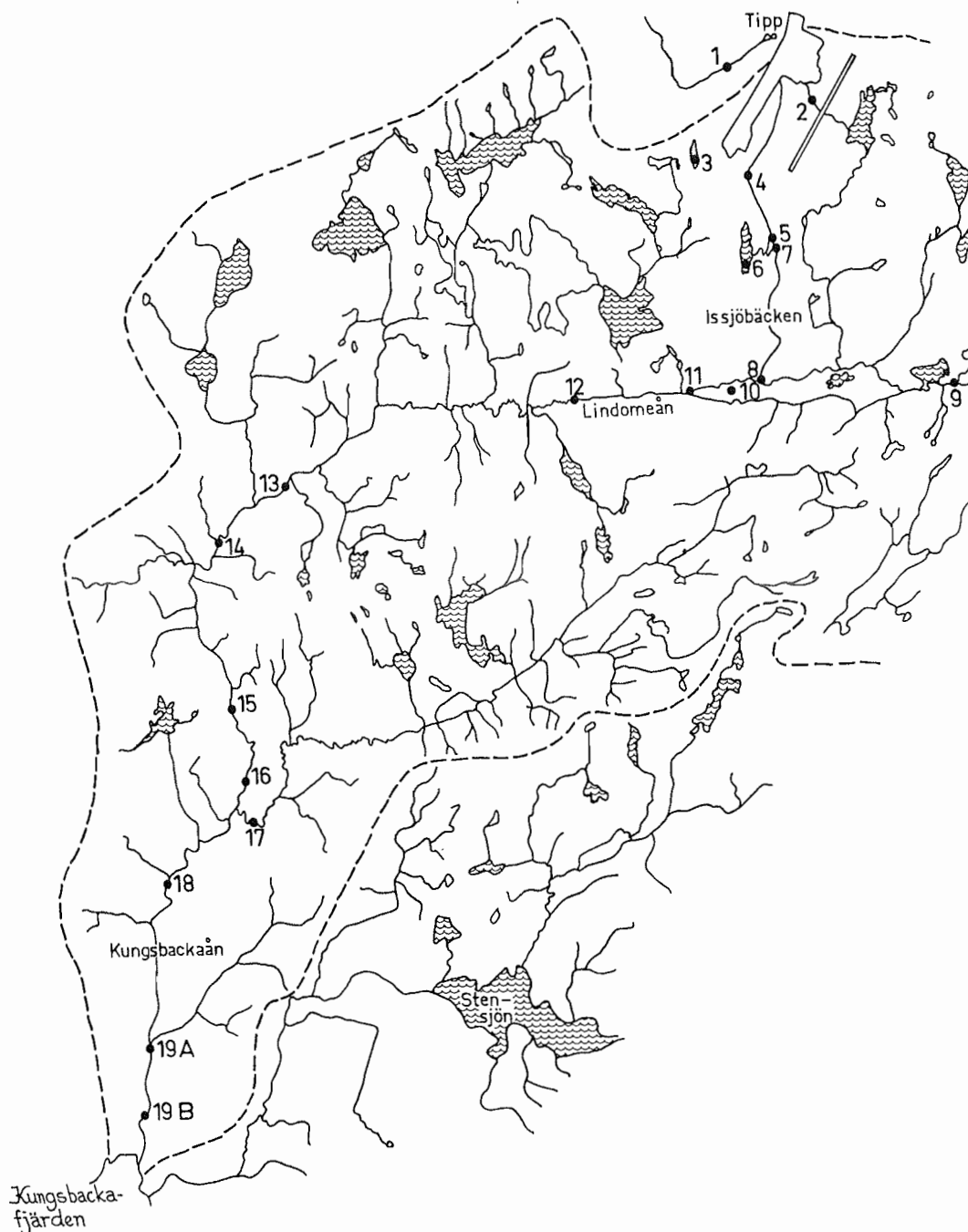


Fig. 1. Landvetter flygplats. Lindomeån och Kungsbackaån. Landvetter airport. Lindomeån and Kungsbackaån.

Vattenundersökningar i området

Naturvårdsverket undersökte vattendragen omkring flygplatsen i augusti 1975 (Dickson 1975). I samband med utbyggnaden av flygplatsen gjordes också upprepade fysikalisk-kemiska undersökningar. Dessa utfördes av konsultföretaget Göteborgs förorter.

I juli 1977 utökades undersökningarna till det nuvarande programmet. Provtagning och analys utförs nu av Vattentekniska laboratoriet i Göteborg. Prov tas åtta gånger/år. Vid dessa tillfällen mäts vattenföringen vid provpunkterna 4, 7, 8 och 11. Analyserna omfattar temperatur, färg, grumlighet, pH, ledningsförmåga, permanganatförbrukning, biokemisk syreförbrukning, syre, alkalinitet, fosfatfosfor, totalfosfor, ammoniumkväve, nitritkväve, nitratkväve, totalkväve och totala antalet termotabila koliforma bakterier.

Området omkring Lilla Issjön och Issjöbäcken har vegetationskarterats i augusti 1977 och augusti 1980 (Larsson 1977, 1980). Här gjordes också en bottenfaunaundersökning i oktober 1977 (Henrikson, Nilsson & Oscarsson 1978). En uppföljning av denna gjordes i november 1980 men är ännu inte utvärderad.

RESULTAT

Allmänt om nedbrytning av urea och glykol

Urea som lösts i vatten tycks kunna tas upp direkt av fytoplankton vid fotosyntesen (Mitamura & Saijo 1975) men hur detta sker är ännu okänt. Urea kan hydrolyseras till ammoniumkarbonat och eventuellt till ammoniak.

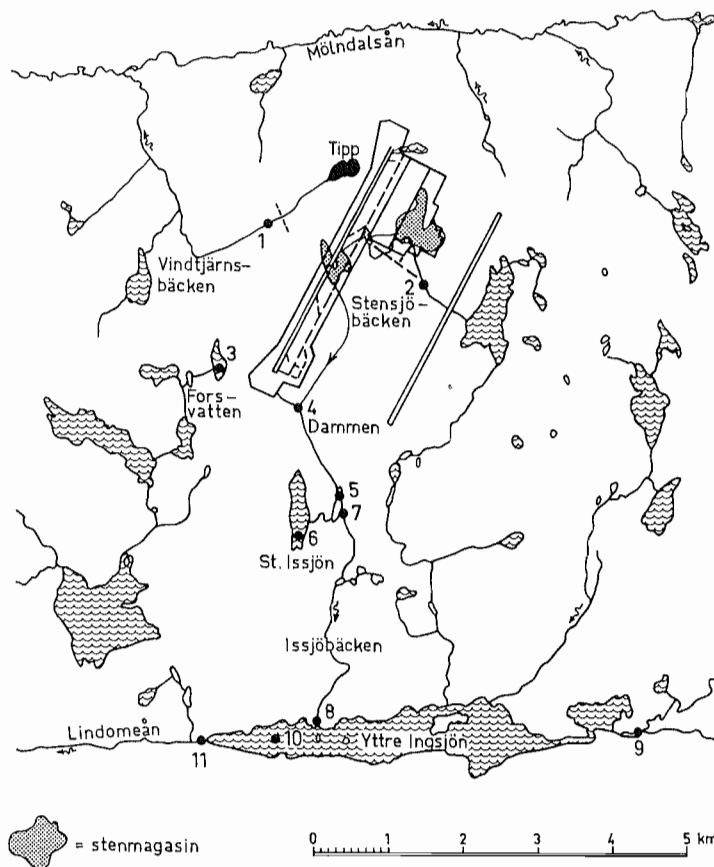
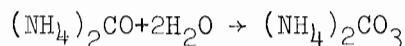


Fig. 2. Provpunkter vid Landvetter flygplats.
Sampling places at Landvetter airport.

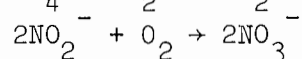
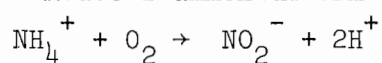
Tabell 1. Vattnets sammansättning i olika provpunkter under byggnadstiden och efter det att Landvetter togs i bruk och ureaspridningen började. *The composition of water at different sampling stations.*

Provpunkt ^a ...	1	2	3	4	7	8	11	12	13	19B
<i>Kontrollprogram under byggnadstiden apr 74-dec 76</i>										
pH	5,1	6,0	4,9	-	-	4,9	-	-	-	-
KMnO ₄ (mg/l)	206	76	36	-	-	62	-	-	-	-
BS ₇ (mg/l)	7,0	3,2	2,8	-	-	4,0	-	-	-	-
Tot-P (mg/l)	0,235	0,085	0,040	-	-	0,086	-	-	-	-
NO ₂ -N (mg/l)	0,030	0,036	0,044	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N (mg/l)	3,56	2,14	31,9	-	-	1,70	-	-	-	-
Tot-N (mg/l)	5,18	7,34	-	-	-	11,61	-	-	-	-
N:P	22	9	-	-	-	135	-	-	-	-
<i>Kontrollprogram sedan flygfältet togs i bruk okt 77-jul 80</i>										
pH	5,4	5,9	5,3	6,2	5,5	5,0	4,7	4,7	5,5	6,0
Ledningstal (mS/m)	39	57	33	32	32	27	10	9	10	104
KMnO ₄ (mg/l)	40	33	24	31	39	46	22	18	24	26
BS ₇ (mg/l)	2,6	2,8	2,7	4,8	3,3	4,3	3,0	3,0	3,2	4,3
PO ₄ -P (mg/l)	0,014	0,013	0,009	0,043	0,030	0,031	0,015	0,011	0,025	0,095
Tot-P (mg/l)	0,036	0,020	0,016	0,067	0,042	0,040	0,020	0,016	0,045	0,162
OrgN (mg/l)	10,7	4,0	3,6	5,4	9,8	5,2	0,53	0,52	0,48	0,45
NH ₄ -N (mg/l)	0,98	0,90	2,22	3,32	3,84	2,70	0,25	0,29	0,19	0,34
NO ₂ -N (mg/l)	0,210	0,025	0,008	0,085	0,278	0,375	0,002	0,001	0,004	0,025
NO ₃ -N (mg/l)	6,7	3,2	4,5	7,7	5,4	4,9	0,65	0,64	0,70	1,10
Tot-N (mg/l)	18,4	8,10	10,3	16,5	19,3	13,2	1,44	1,59	1,52	2,26
N:P	511	405	644	246	460	330	72	99	33	14
Kolif. ^b >1000/ 100 ml (%)	4	4	0	23	9	78	4	13	48	96

^a Värdena i provpunkterna 4, 7, 8 och 11 är efter det att flygfältet togs i bruk vägda mot vattenföringen, övriga vanliga medelvärden. ^b Andelen provtillfällen då antalet termotabila koliforma bakterier var större än 1000/100 ml.

Då ammoniak går i lösning ökar pH. Ammoniak är giftig för fisk och andra vattenorganismer. Giftigheten är beroende av många faktorer bl.a. pH, temperatur och löst syrgas.

Kväve i ammoniumform kan övergå till nitrit och nitrat



Nedbrytningen av urea sker långsamt vid låga temperaturer. Den går även långsammare om tillgången på syre är mindre god (Evans, David & Patterson 1973).

Vad beträffar glykol så kan den å andra sidan brytas ned ganska snabbt även vid låga temperaturer (Ewans & David 1974). Processen kräver syrgas. Om stora mängder glykol finns i vattnet skulle därför detta kunna medföra att syrgasförhållandena blir ansträngda.

Vindtjärnsbäcken, Stentjärnsbäcken och Forsvatten (provpunkterna 1, 2 och 3)

Under byggnadstiden förekom omfattande sprängningar och grävningar inom området. Vattnet i Vindtjärnsbäcken (punkt 1) hade då höga kväve- och fosforhalter (tabell 1). Då utbyggnaden var klar blev kvävehalten låg (fig. 3). Den ökade när ureaspridningen kommit igång. Alla kväveformer (organiskt bundet kväve, ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve)

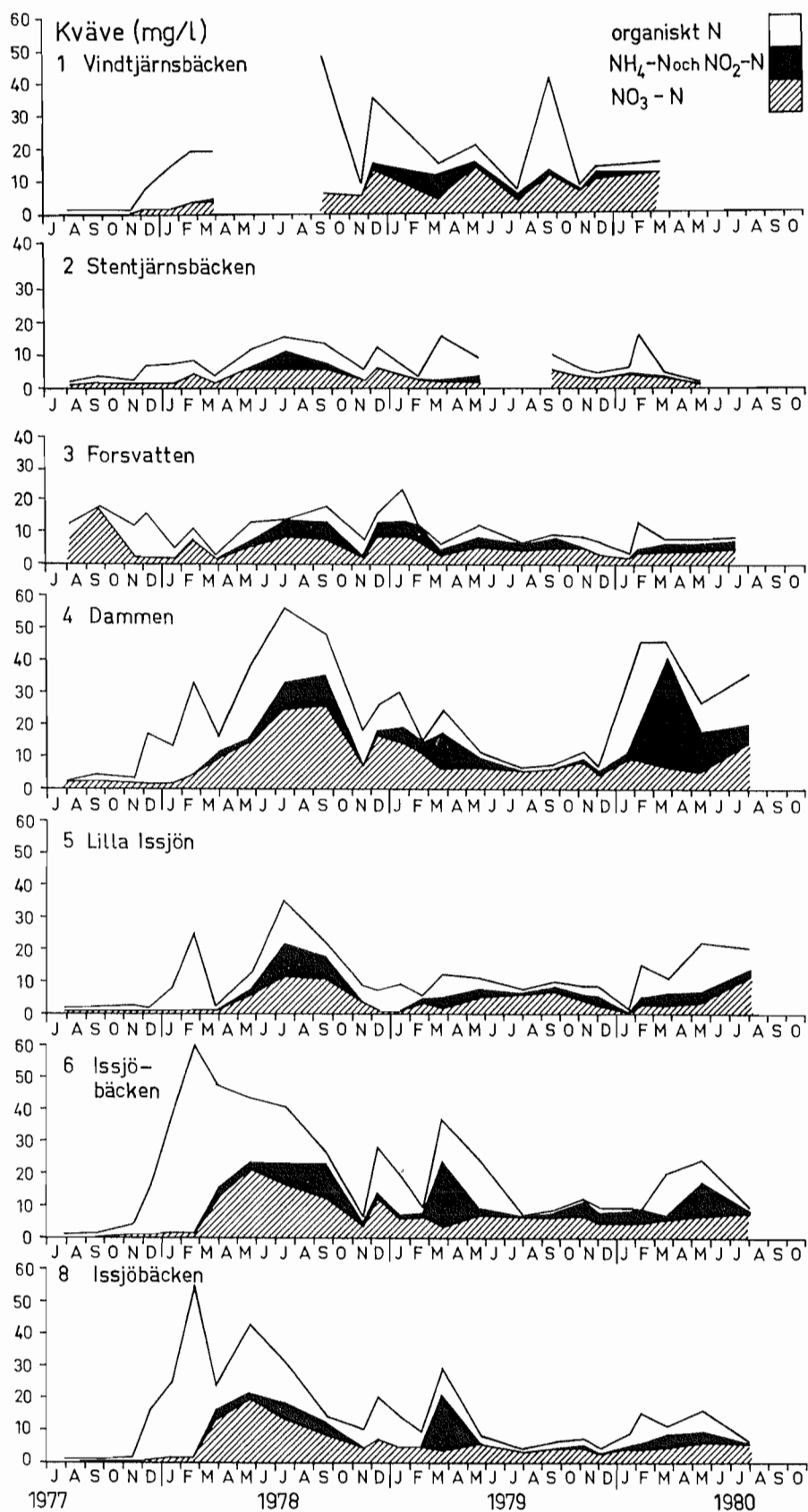


Fig. 3. Kväve i Vindtjärnsbäcken, Stentjärnsbäcken, Forsvatten, utloppet ur dammen, Lilla Issjön och Issjöbäcken. Nitrogen in Vindtjärnsbäcken, Stensjöbäcken, Forsvatten, outfall from the pond, Lilla Issjön and Issjöbäcken.

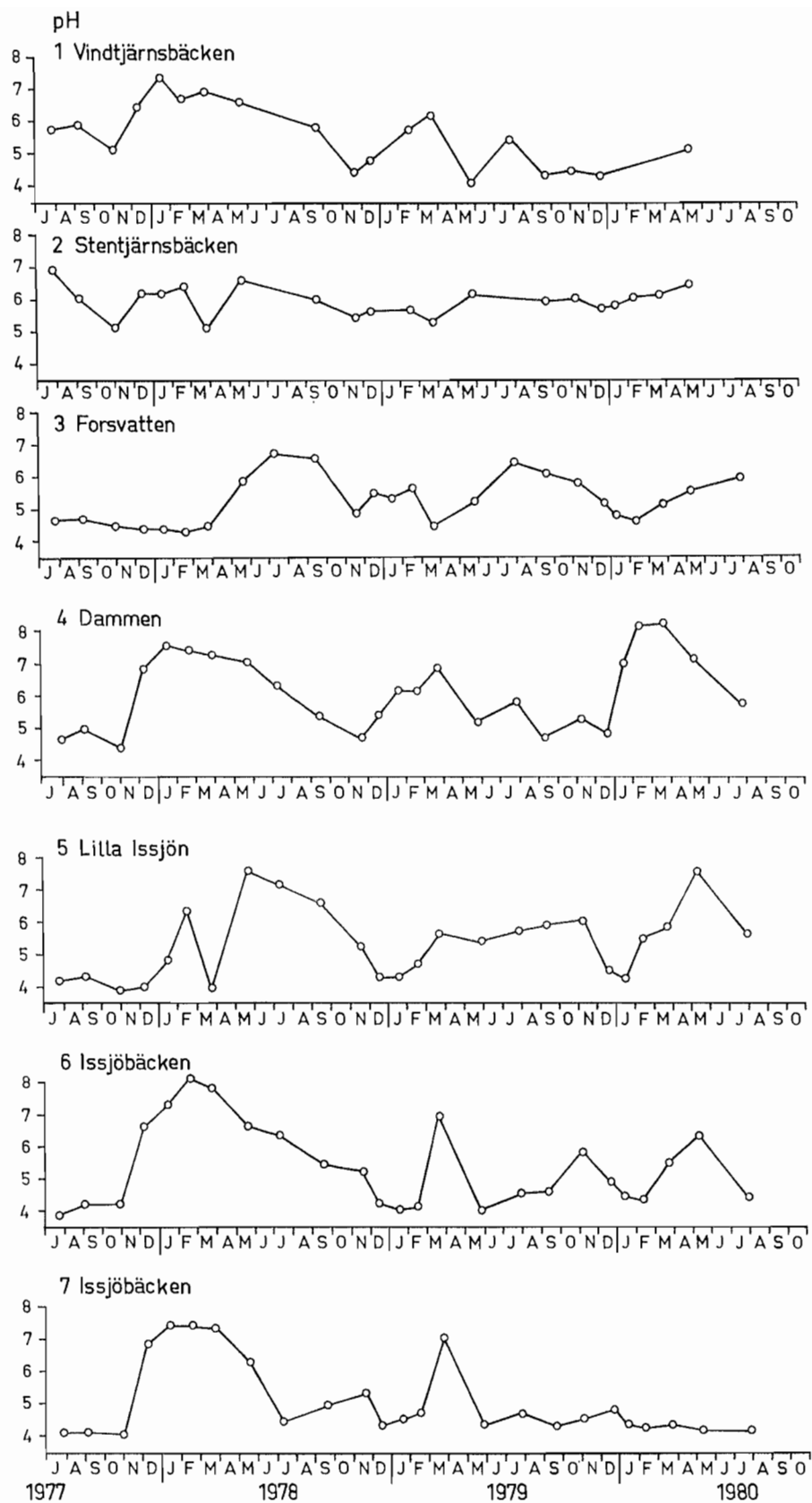


Fig. 4. pH i Vindtjärnsbäcken, Stentjärnsbäcken, Forsvatten, utloppet ur dammen, Lilla Issjön och Issjöbäcken. pH in Vindtjärnsbäcken, Stentjärnsbäcken, Forsvatten, outfall from the pond, Lilla Issjön and Issjöbäcken.

uppvisade därefter långt högre värden än vad man vanligen finner i vatten från skog. Nitrit- och nitratkvävehalterna har likväl inte varit så höga som i vatten från åker i södra Sverige.

Samtidigt med höga kvävehalter visade pH-kurvan (fig. 4) förhöjda värden, framför allt på vintern 1977/78. Under vinterhalvåret brukar pH i naturvatten annars vara i minimum. Bortsett från de höga kvävehalterna är Vindtjärnsbäcken näringsfattig (tabell 1). Kvoten kväve/fosfor är därför extremt hög.

Stentjärnsbäcken (punkt 2) var mindre påverkad under byggnadstiden än övriga vattendrag (tabell 1). Trots att bräddning av infiltrerat vatten sker där är kvävehalterna inte så höga som i Vindtjärnsbäcken sedan ureaspridningen kommit igång. Kvävehalterna och då speciellt det organiska kvävet uppvisar emellertid även här höga värden även om dessa inte är så extrema. Någon tydlig påverkan på pH-värdet kan inte utläsas (fig. 4).

Tjärnen Forsvatten (punkt 3) hade höga nitrathalter under byggnadstiden. Efter det att ureaspridningen börjat uppvisade även det organiska kvävet och ammoniumkvävet höga halter (fig. 3). En diffus spridning av kväve till tjärnen tycks alltså ha skett. Någon större effekt på pH-förhållandena har detta inte haft (fig. 4).

Utjämningsdammen (provpunkt 4)

Mycket höga kvävehalter uppmättes sedan oktober 1977 i utloppet av utjämningsbassängen. I synnerhet var ammoniumhalterna periodvis extremt höga. Förhållandet mellan kväve och fosfor var följaktligen ovanligt stort (tabell 1) liksom i de tidigare nämnda vattendragen.

Lilla Issjön (provpunkterna 5 och 7)

Kvalitén på vattnet efter passagen genom Lilla Issjön vid punkt 7 var snarlik vattnet från utjämningsdammen utom vad det gäller kvävehalterna. Den vägda medelkoncentrationen av totalkvävet var högre än i vattnet från utjämningsdammen. Orsaken kan ligga i att man vid provtagningen vid dammen med sitt mycket varierande vattenflöde (Stahre *et al.* 1980) lätt missar toppar av kväve med den nuvarande provtagningsfrekvensen. Detta tycks ha inträffat under januari-maj 1978 då organiskt kväve på upp till 58 mg/l uppmättes vid punkt 7 utan att någon motsvarande hög topp dessförinnan noterats vid punkt 4. Även under vårfloden 1979 uppmättes högre kvävehalter i utloppet av Lilla Issjön än före inloppet vid punkt 4.

Inte heller i Lilla Issjön (punkt 5) uppmättes sådana extremt höga kvävehalter som i punkt 7. Detta kan bero på att vattenprov tagits i en bestämd punkt i sjön medan dag- och infiltrationsvatten huvudsakligen passerat vid sidan härav.

Issjöbäcken (provpunkterna 7 och 8)

Nederbörd och avrinning. Nederbörden vid Landvetter mäts direkt på platsen. För beräkning av flödet i Issjöbäcken (punkt 7) har använts vattenföringsvärden från SMHI:s mätstation i Rolfsån vid Stora Stensjön ca. 15 km från Issjöbäcken. Vid stationen mäts avrinningen från ett 655 km² stort avrinningsområde, som liksom Issjöbäckens avrinningsområde domineras av skog. Rolfsån är reglerad och även den del av vattnet i Issjöbäcken som kommer från flygplatsområdet (ca. 50%) regleras genom infiltration och dammbyggnad.

Månatliga värden för avrinning vid flygplatsen under 1977/78 (Stahre *et al.* 1980) stämmer väl överens med värden från Rolfsån.

Nederbörden vid Landvetter samt avrinningen vid Rolfsån anges för hela den aktuella perioden i fig. 5.

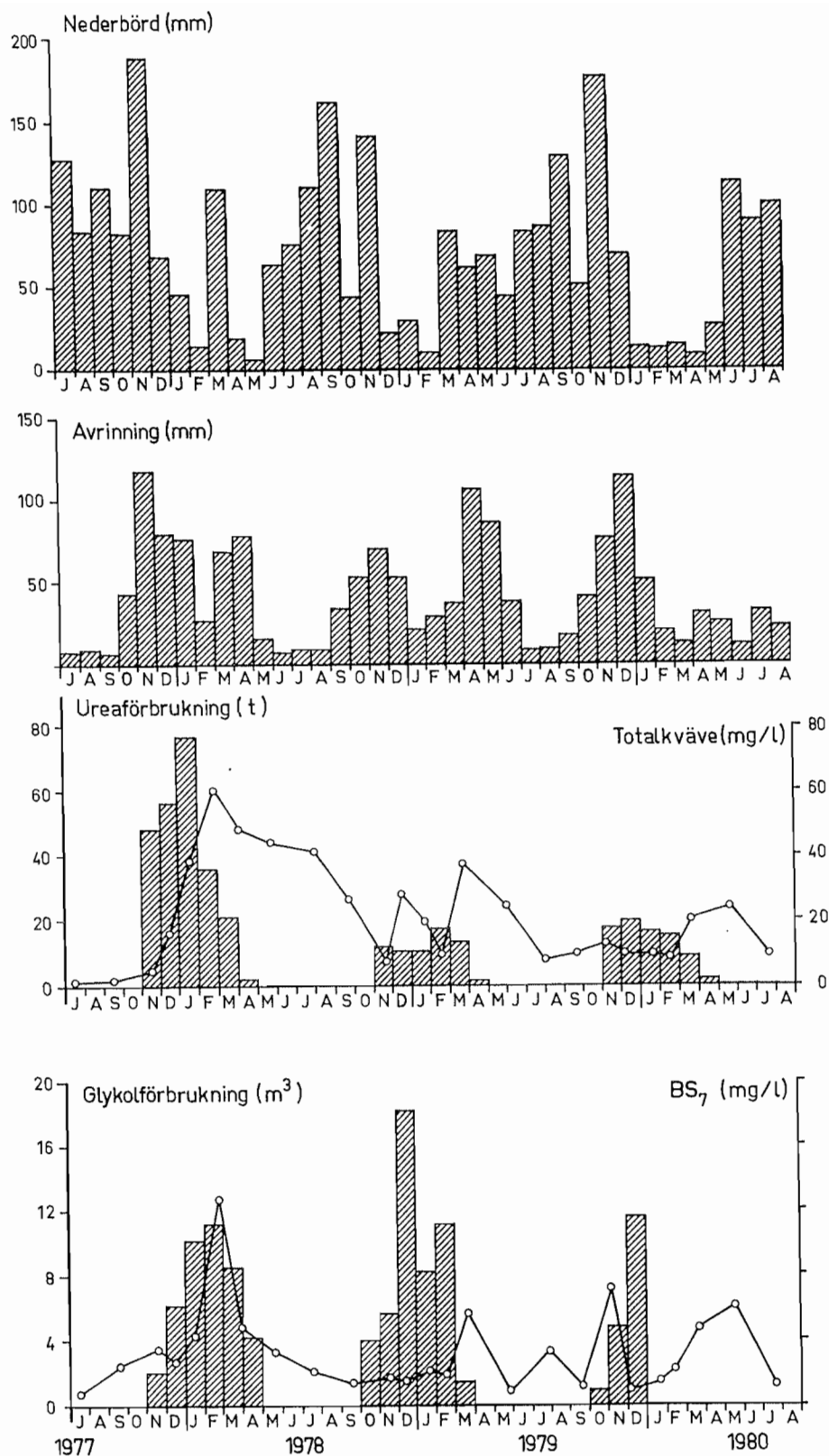


Fig. 5. Nederbörd och avrinning. Ureakväveförbrukning och glykolförbrukning (staplar) samt totalkvävehalt resp. BS₇ i Issjöbäcken (punkt 7).
Precipitation and run-off. Usage of urea and glycol (bars) and total nitrogen and BS₇ respectively in Issjöbäcken (point 7).

Vintern 1977/78 var ganska nederbördsrik och avrinningen var riklig. Denna första vinter då flygplatsen var i drift spreds också stora mängder ureakväve. Vintern därpå var nederbörden något mindre. Avrinningen var ganska måttlig medan vårflödet var rikligt under april-maj. Nästföljande vinter var nederbörd och avrinning riklig under november-december medan resten av vintern och våren var nederbördsfattig och vårflödet var litet. De båda sista vintrarna har ureakväveförbrukningen varit mindre (fig. 5).

Kvävehalter. Ureaspridningen har påverkat kvävehalterna i Issjöbäcken i allra högsta grad. En fördröjning har ofta skett mellan ureaspridningen och förhöjda halter kväve i bäcken. Vintern 1977/78 spreds den mesta urean i januari men den maximala kvävekoncentrationen uppmättes i februari då avrinningen var mindre (fig. 5). Kvävehalten sjönk endast långsamt under sommaren och hösten. Nästföljande vinter var kvävehalten högst i början av vårfloden och sjönk under sommaren. November-december 1979 var ganska nederbördsrika men trots detta var kvävehalten låg för att först under våren öka något.

Under den första vintern då kvävehalterna var högst var det huvudsakligen organiskt kväve, sannolikt som hydrolyserad urea (NH_4CO_3), som fanns i Issjöbäcken. Under våren förekom även höga nitrithalter. Under sommaren och hösten återfanns mera ammonium och nitrat (fig. 3). Även nästföljande vinter var till att börja med andelen organiskt kväve hög. I samband med utspolningen under vårfloden förekom mycket stora mängder ammoniumkväve. Vintern därpå då kvävehalterna var måttliga förekom såväl organiskt som ammonium- och nitratkväve i ungefär samma proportioner.

pH. Liksom övriga vattendrag kring flygplatsen är Issjöarna och Issjöbäcken ett surt vattensystem. Under tiden 1974-1976 låg sålunda pH i Issjöbäcken vanligen under 5,0 och aldrig högre än 6,0. Ureaspridningen har emellertid höjt pH under vinter och vår till ibland omkring 8 (fig. 4). Förhöjt pH uppmättes i vattnet från dammen. Denna förhöjning bestod längs hela Issjöbäcken vintern 1977/78. Under vintern 1979/80 var endast övre delen av Issjöbäcken påverkad genom förhöjt pH medan nedre delen var sur.

Totalkväve- och pH-kurvorna följer varandra ganska väl hela tiden längs Issjöbäcken.

Bakterier. Vattnet som lämnat dammen har haft en mycket varierande kvalitet ur bakteriell synpunkt. Oftast var totalantalet termostabila koliformer måttligt. Vid vissa tillfällen, oftast i samband med vårfloden eller därefter var antalet emellertid högt ($>24\ 000/100\text{ ml}$).

I övre delen av Issjöbäcken har bakterietalet emellertid varit ganska lågt för att sedan öka vid mynningen i Yttre Ingsjön. Bakterietalet var då oftast över $1000/100\text{ ml}$ (tabell 1). Ett sådant vatten är enligt socialstyrelsens normer otjänligt som dricksvatten och med tvekan tjänligt som badvatten. Den förhöjda kvävehalten i vattnet kan ha bidragit till bakteriehaltens ökning i nedre delen av Issjöbäcken.

BS₇ och syrgas. Av glykolen, som troligen endast i liten grad belastar Issjöbäcken, har varje vinter 40-50 m³ förbrukats (fig. 5). BS-halterna har hela tiden varit låga. Något högre värde än vanligt noterades dock i februari 1978. Några kritiskt låga syreförhållanden har aldrig uppträtt i Issjöbäcken. Glykolanvändningen har därför inte försämrat vattenkvaliteten i bäcken.

Vegetation. Vissa förändringar i botaniskt hänseende har kunnat konstateras i Issjöbäcken under de tre senaste åren (Larsson 1980). I det övre loppet har det börjat växa kavedun och bladvass och i Lilla Issjön verkar vitmossans utbredning på sjöbotten ha minskat. Det är emeller-

tid svårt att avgöra om vegetationsförändringarna beror på utsläppen från flygplatsen eller om de har andra orsaker.

Stora Issjön (provpunkt 6)

Stora Issjön var enligt undersökningen under byggnadstiden och naturvårdsverkets undersökning en starkt sur sjö med klart vatten. Dessa förhållanden har inte ändrats.

I samband med utbyggnaden av flygplatsen noterades förhöjda totalfosforhalter vid ett par tillfällen. Extrema totalkvävevärden uppmättes i slutet av 1976 (fig. 6). Denna påverkan var inte bestående utan fosfor- och kvävehalterna sjönk sedan åter till en låg nivå. I februari 1980 var halten organiskt kväve dock relativt hög (3,4 mg/l). I juli samma år var totalantalet koliforma bakterier anmärkningsvärt stort (2200/100 ml). Det är oklart om dessa tillfälliga störningar på något vis skulle ha samband med ureaspridningen.

Yttre Ingsjön (provpunkterna 9 och 10)

I augusti 1975 uppmättes nära Issjöbäckens utflöde en nitrathalt på 0,33 och en totalkvävehalt på 0,64 mg/l. Sedan ureaspridningen började har nitrat- och totalkvävet hela tiden varit förhöjt. Nitratvärdena har varierat mellan 0,28 och 1,2 mg/l och totalkvävet mellan 1,0 och 2,8. Värdena är också förhöjda i förhållande till provpunkt 9 (fig. 6).

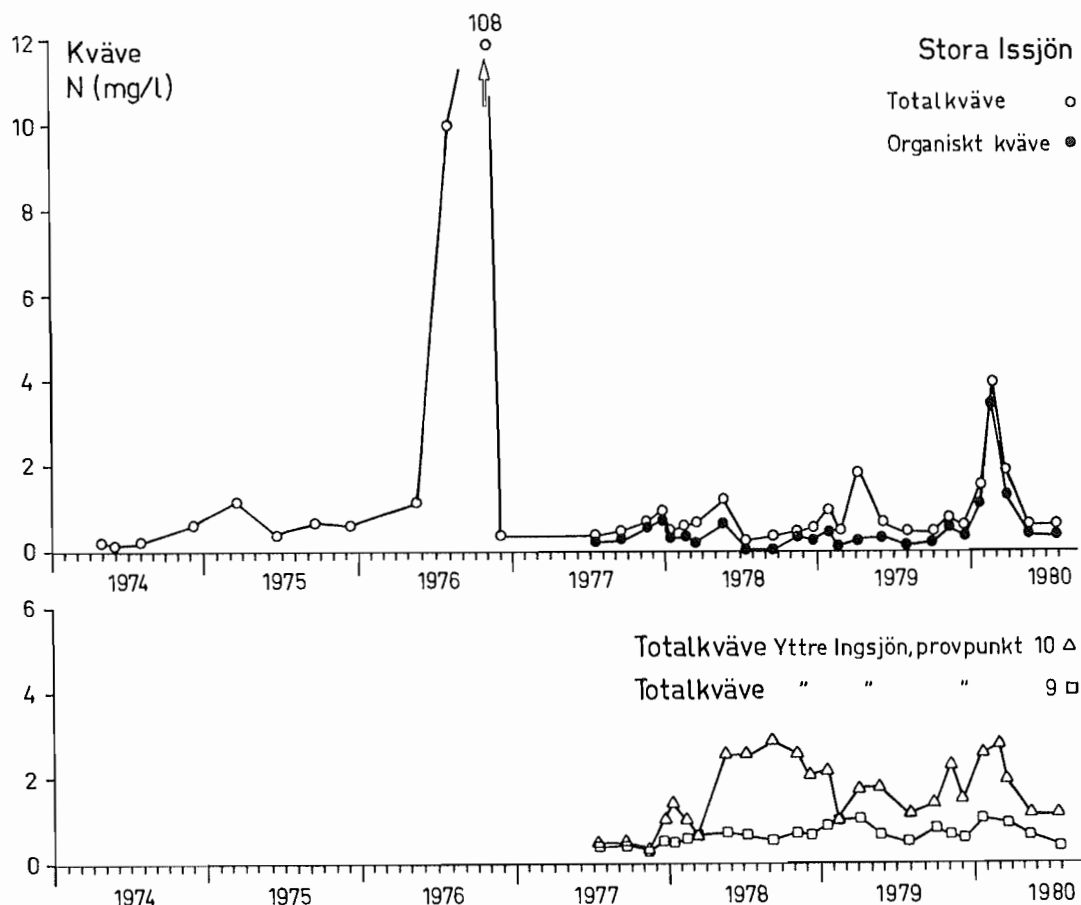


Fig. 6. Kväve i Stora Issjön och i provpunkterna 9 och 10 i Yttre Ingsjön. Nitrogen in Stora Issjön and at sampling places 9 and 10 in Yttre Ingsjön.

Vid vissa tillfällen har ammoniumhalten varit hög jämfört med vad som brukar förekomma i skogssjöar. Upp till 1,5 mg/l har uppmätts i västra delen. Det låga pH-värdet gör att ingen större giftverkan nås, men om sjön vid en kalkning skulle få ett pH på 7,7 eller däröver skulle man vid 20°C överskrida risknivån för fisk på 0,02 NH₄-N mg/l (Wendemeyer & Yasutake 1977).

Som en sammanfattning kan sålunda sägas att ureaspridningen lämnat tydliga spår även i Yttre Ingsjön.

Yttre Ingsjön är liksom andra sjöar i området en sur och klar sjö.

Lindomeån-Kungsbackaån (provpunkterna 11-19)

Issjöbäcken bidrar med omkring 10% av den vattenmängd som tillförs Yttre Ingsjön. Därför bör Issjöbäcken inte ha särskilt stort inflytande på sjön i dess helhet. Vid utloppet av sjön har kvävehalten också legat på en ganska låg nivå (tabell 1). Relationerna mellan totalkväve och totalfosfor är däremot fortfarande ganska högt (72:1) varför kväve antagligen fortfarande finns i överskott för de producerande växterna.

Av större betydelse för produktionen i Lindomeån-Kungsbackaån är därför de mängder fosfor som tillförs längre nedströms. Ett tillskott av nitrater från omkringliggande jordbruksbygd sker också, vilket totalt bedöms vara många gånger större än kvävetillskottet från Issjöbäcken. Ureaspridningen kan därför inte ha någon större betydelse för förhållandena i Lindomeån-Kungsbackaån.

Kvävetransport från flygplatsområdet

I fig. 7 har ureakväveförbrukningen adderats för tre år. Totalt har 388 ton kväve spridits. Beräkningen av kvävetransporten gäller provpunkt 7 där avrinningsområdet beräknats vara 718 ha.

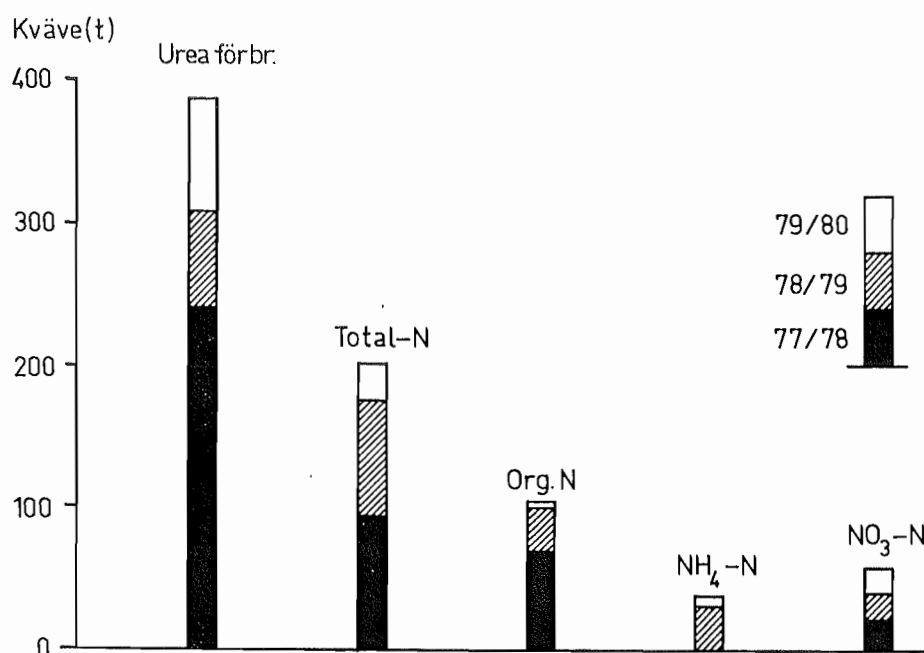


Fig. 7. Ureakväveförbrukning vid Landvetter och kväve som transporterats i Issjöbäcken. Usage of urea at Landvetter and nitrogen transported in Issjöbäcken.

Tabell 2. Förslag till fortsatt kontrollprogram för Landvetter.

Provpunkt ...	1	2	3	6	7	8	10	11
<i>Tidpunkt</i>								
Jan	x	x	x	x	x	x	x	x
Feb					x	x	x	x
Mar	x	x	x	x	x	x	x	x
Maj					x	x	x	x
Jul					x	x	x	x
Sep	x	x	x	x	x	x	x	x
Nov					x	x	x	x
Dec	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Analys</i>								
pH	x	x	x	x	x	x	x	x
Syrgas					x	x	x	
Urea	x	x	x	x	x	x	x	
NO ₃ -N	x	x	x	x	x	x	x	x
NO ₂ -N	x	x	x	x	x	x	x	x
NH ₄ -N	x	x	x	x	x	x	x	x
Tot-N	x	x	x	x	x	x	x	x
Klorofyll <i>a</i> (maj-sep)							x	
Plankton (maj-sep)							x	
Vattenföring					x	x		x

Totalt uttransporterades 203 ton kväve från flygplatsområdet dvs 52% av förbrukningen. Under 1978/79 (1 juli 1978-30 juni 1979) transporterades det ut mera kväve än vad som spreds detta år. Kväve har alltså ansamlats i marken under föregående år för att först senare utlakas. Under 1979/80 transporterades den minsta mängden kväve i förhållande till vad som spridits. Denna period var också avrinningen mindre än normalt.

En stor del av det borttransporterade kvävet var i organisk form. Största andelen förelåg 1977/78, då det mesta kvävet transporterades ut och till stor del antagligen inte hunnit brytas ner till oorganisk form. År 1978/79 då uttransporten var måttligare och en del av kvävet antagligen upphållit sig längre i mark och vattenmagasin innan det nådde Issjöbäcken, var det mesta av kvävet i ammoniumform. Först det sista året, 1979/80, har förhållandena varit sådana att den övervägande delen av ureakvävet har omvandlats till nitrat.

FÖRSLAG TILL FORTSATTA UNDERSÖKNINGAR

Eftersom Vindtjärnsbäcken, Stensjöbäcken och Forsvatten har varit påverkade av ureaspridningen bör kontrollen fortsättas. Den bör omfatta direktanalys av urea, de kväveformer som nu analyseras och pH (punkterna 1, 2 och 3). En god uppfattning om eventuell påverkan bör kunna erhållas om också provtagningen minskas till fyra gånger per år (tabell 2). Samtidigt bör Stora Issjön kontrolleras (punkt 6).

Förhållandena i utjämningsdammen har visat sig endast kunna fångas med en tät provtagning. Det är därför mindre kostsamt att följa förhållandena längre nedströms i bäcken. Fortsatt provtagning borde därför kunna begränsas till punkterna 7 och 8 samt i Yttre Ingsjön (punkt 10) och dess utflöde (punkt 11) med nuvarande provtagningsintensitet. Förhållandena i referenspunkt 9 har varit så konstant att denna punkt kan slopas.

Liksom nu bör vattenföringen vid provtagningsstillfället mätas i punkterna 7, 8 och 11. De kemiska analyserna skulle kunna vara desamma som föreslagits för punkterna 1-3. Dessutom borde även syrgashalten bestämmas eftersom denna kan spegla en förhöjd biologisk produktion eller nedbrytning.

Kvävetillskottet till västra delen av Yttre Ingsjön har troligen haft en produktionsförhöjande effekt. Detta skulle kunna följas genom analys av klorofyll *a* och dominerande planktonalger under maj, juli och september.

SAMMANFATTNING

Ureakväve sprids vintertid på Landvetter flygplats sedan vintern 1977/78.

Sedan dess har vattenkvalitén i närliggande vattensystem påverkats genom att kvävehalterna kraftigt förhöjts. Det mesta av dag- och infiltrationsvattnet från flygplatsen förs via en utjämningsdamm ut i en bäck (Issjöbäcken). Starkt förhöjda halter av både organiskt och oorganiskt kväve förekommer i bäcken samtidigt som pH förhöjs.

Glykol hamnar ej i någon större utsträckning i vattendragen kring flygplatsen och påverkar ej vattenkvalitén.

Kvävetillskottet från Issjöbäcken märks även i västra delen av Yttre Ingsjön men är försumbar för Lindomeån-Kungsbackaån.

Totalt transporterades drygt hälften av kvävemängden som spridits på flygplatsen ut i vattendragen. En fördröjning tycks emellertid kunna ske så att spritt kväve kan transporteras bort senare år vid kraftig avrinning.

En stor del av kvävet har lämnat Issjöbäcken i organisk form. Mycket höga ammoniumhalter har även förekommit men då ureaförbrukningen varit liten och borttransporten från flygplatsområdet varit långsam har en mer fullständig oxidering skett till nitrat.

Ett förslag till reviderat undersökningsprogram redovisas.

REFERENSER

- Dickson, W. 1974. Dagvatten från Arlanda flygplats och inverkan på Halmsjön. Förslag till åtgärder vid Härryda flygplats och stora Issjön. *PM 1974-09-27*, U-lab SNV.
- Dickson, W. 1975. Om dagvattnet från Härryda flygplats. Erfarenheter från Arlanda flygplats. *PM 1975-09-25*, U-lab SNV.
- Ewans, W. H., David, E.J. & Patterson, S.J. 1973. Biodegradation of Urea in River Waters under Controlled Laboratory Conditions. *Wat. Res.*, 7, 975-985.
- Ewans, W.H., & David, E.J. 1974. Biodegradation of Mono- Di- and Triethylene Glucols in River Waters under Controlled Conditions. *Wat. Res.*, 8, 97-100.
- Henrikson, L., Nilsson, B.-I. & Oscarsson, H.G. 1978. Referensundersökning av bottenfaunan i Lilla och Stora Issjön, Härryda kommun (Göteborg-Landvetter flygplats) oktober 1977. *Rapport Ekologisk konsultation*, Göteborg.
- Larsson, P. 1977. Vegetationsundersökning vid Issjöbäcken Göteborg-Landvetter flygplats. *Rapport Ekologisk konsultation*, Göteborg.
- Larsson, P. 1980. Rapport från botanisk okulärbesiktning av Issjöbäcken söder om Landvetter flygplats. *Stencil*. Zool.inst. Göteborg.
- Mitamura, O. & Saijo, Y. 1975. Decomposition of urea associated with photosynthesis of phytoplankton in costal waters. *Marine Biology*, 30, 67-72.

- Stahre, P., Beskow, C., Bylund, S. & Petterson, G. 1980. Dagvatteninfiltration. Drifts- och funktionsuppföljning av infiltrationsanläggning i Landvetter. *Rapp. R19:1980*. Byggforskningsrådet.
- Wedemeyer, G.A. & Yasutake, W.T. 1977. Clinical methods for the assessment of the effects of environmental stress on fish health. *U.S. Dep. of the Interior Fish and Wildlife Service*. Washington D.C.

UTLAKNING FRÅN UPPLAG AV MALDA SOPOR

Leachate from piles of shredded refuse

Gunnar Fryk

Abstract. The purpose of the study was to determine on a field scale and a compact base the nature and quantity of leachate from two different piles of shredded refuse, namely with and without admixture of sewage sludge. The influence of the leachate on the ground water would also be examined.

Both piles were made 40x40 m and about 1 m high.

The waste in both piles was well turned over by the end of the experiment. Of the original content of organic and synthetic material 68 % and 58 % respectively had been degraded during the experimental period in the piles with and without sludge.

The nitrogen loss from the pile with sludge amounted to 52 % of the original content, and from the pile without sludge to 25 %.

The total content of heavy metals was not noticeably affected by the turnover. On the other hand, the content in both piles increased with the degradation of the organic material.

The measured runoff from the piles was very low, depending on the downward transport of leachate in the ground. At a very rough estimate the runoff to the ground water approached 45 % of the precipitation from the pile with, and 20 % from the pile without sludge.

High levels of ammonium and organically bound nitrogen were observed in the leachate from the pile with sludge during the first year of the experiment. In the second year nitrate predominated. The contents of most of the substances examined diminished in the course of the experiment.

By reason of an extremely low runoff from the pile without sludge heavy dilution occurred in the measuring vessel. There was therefore no point in further investigating the composition of the leachate.

Greatly increased contents of ammonium and heavy metals were observed in the ground under the pile with sludge. Somewhat elevated levels of ammonium were recorded under the pile without sludge too, but the effect on the heavy metal content of the ground was negligible.

No ground water was obtained during the experimental period under the pile without sludge. Evidently the clay beneath this pile was effectively drained by underlying moraine layers.

The ground water under the centre of the pile with sludge was very heavily polluted by percolating leachate. In connection with high activity in the pile during the first year of the experiment greatly increased contents of most of the substances examined were recorded in the ground water.

The organically bound nitrogen predominated among the nitrogen compounds. Nitrate first began to appear in the ground water during the last months of the experiment, and then in fairly small quantities.

The content of nitrogen and organic material steeply declined from the first to the second year in association with the stabilisation of the turnover in the pile.

Nevertheless the average contents of phosphate, heavy metals in solvent form, and the conductivity changed little from the first to the second year. Indeed an increase from the first to the second year was observed in the case of the average contents of Cd, Pb, and Cr.

Very high levels of coliform bacteria were confirmed in the ground water, primarily during the first year of the experiment.

No horizontal transport of pollutants was observed in the clay.

INLEDNING

Malning och uppläggning av kommunalt avfall är en relativt ny behandlingsmetod i Sverige. De flesta malningsanläggningar har tillkommit under 1970-talet. Metodens fördelar är bl.a. stor volymreduktion, mindre besvär från miljösynpunkt än vid förbränning och möjlighet till utbyggnad för framtida återvinning och kompostering. Anläggningar finns i drift på ett flertal platser i Sverige (Växjö, Kivik, Malmö, Södertälje, Färingsö). Huvudsakligen behandlas hushållsavfall och avloppsslam men även andra avfallstyper omhändertas (ex. kontors-

avfall). Dessutom finns ett antal anläggningar där uppläggning ersatts med fullständig kompostering.

Gemensamt för all uppläggning av avfall är den risk för störningar på yt- och grundvatten som det s.k. lakvattnet utgör. Undersökningar vid praktisk drift med uppläggning av malt avfall på ostörda markområden finns inte tidigare redovisade i Sverige. Föreliggande undersökning initierades av naturvårdsverket och kan ses som en parallell till de försök som avdelningen för vattenvård vid Sveriges Lantbruksuniversitet utfört med sopkompost i Laxå (Heinemo & Brink 1978, Fryk & Heinemo 1979). Önskemålet var att undersökningen skulle förläggas till en befintlig sopanläggning där upplaget skulle ligga på tätt underlag. Försöksplatsen föreslogs av naturvårdsverket.

Litteratur om avfallshantering finns tillgänglig från många länder. Den rör sig i huvudsak om undersökningar i samband med uppläggning av obehandlat avfall. Endast ett fåtal försök med malt avfall finns redovisade. Det rör sig dessutom i huvudsak om småskaliga försök där vattenbalans, lakvattenproduktion och lakvattensammansättning studerats. Här kan nämnas en svensk undersökning (Persson & Rylander 1974, 1977), ett amerikanskt kolonnförsök (Pohland 1976) och ett amerikanskt lysimeterförsök återgivet i ett flertal publikationer (Reinhardt & Ham 1973, Ham & Anderson 1974, Ham & Karnauskas 1974, Ham 1976).

MÅL OCH METOD

Denna undersökning skall ge svar på frågan om mängd och sammansättning av lakvatten från upplag av malda sopor med och utan inblandning av avloppsslam. Dessutom skall lakvattnets inverkan på grundvattnet utredas.

För att nå målet lades malt avfall med och utan inblandat avloppsslam i två upplag. Upplagen avskärmades från sidoinflytande. Avrinnande vatten mättes och analyserades. Grundvattenkvaliteten kontrollerades på två djup. Detta skedde under och utanför upplagen. Avfall och jord analyserades vid försökets start och slut. Nederbörd, snödjup och tjäldjup registrerades.

Försöket pågick från januari 1978 till december 1980.

FÖRSÖKSPLATSEN

Området ligger i anslutning till Ekerö kommuns sopstation på Färingsö (fig. 1). Det består i huvudsak av åkermark med varvig lera. Området

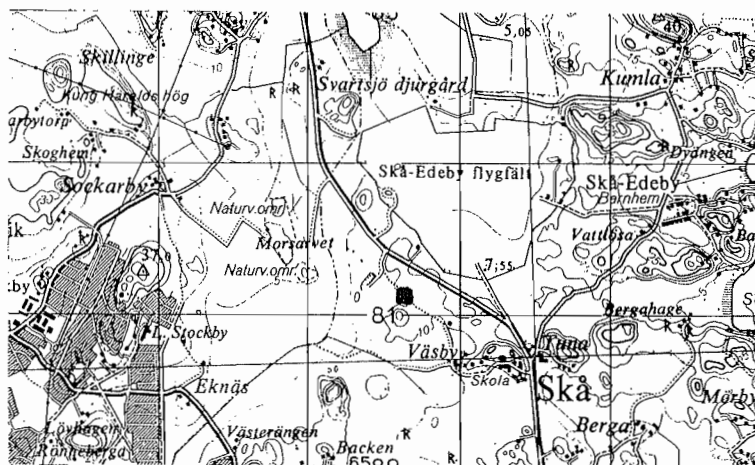


Fig. 1. Försöksfältet med omgivning. The experimental field with its surroundings.

omgärdas mot norr och nordost av ett skogsparti och mot väst av sopstationens ordinarie upplagsplats. Söder om området finns ett höjdparti med berg i dagen. Området sluttar svagt mot sydväst. Djupet till underliggande morän inom området varierar mellan 1 och 5 m. Moränen torde dräneras av en grusås som bryter igenom lertäcket nära det stora upplaget och ungefär 200 m väster om försöksområdet. Höjdpartierna utanför området bildar vattendelare och någon större tillrinning av ytvatten från intilliggande omgivning förekommer inte.

Området försågs från början med tolv grundvattenrör på sex lokaler. Under försökets gång har ytterligare fyra grundvattenrör utplacerats på tre lokaler. I augusti och september 1978 utlades 600 ton (246 ton torr-vikt) malt avfall med inblandat avloppsslam och 390 ton (254 ton torr-vikt) med enbart malt avfall. Båda upplagen gjordes 40 x 40 m samt ca 1 m höga. Försöksrutornas placering och områdets marklutning framgår av fig. 2.

Mekanisk analys av markmaterial från ca 0,5 m djup gav följande resultat: 2 % mull, 3 % sand, 20 % mo, 22 % mjäla och 53 % ler.

MATERIAL OCH METODER

Avfall

Avfallet bestod dels av hushållssopor producerade inom Ekerö kommun under augusti och september 1978 och dels av stabiliserat avloppsslam från kommunens reningsverk i Ekebyhov och Stenhamra. Slammet höll en torrsubstanshalt av ungefär 17 %.

Soporna maldes i en inom sopstationen befintlig hammarkvarn med rosteravståndet 60 mm. Inblandning av avloppsslam till ungefär 30 vikts-% skedde efter kvarnen i utmatningsskruven. Direkt efter malning lades avfallet på försöksrutorna. Vägning av avfallet för volymviktsbestämning utfördes vid ett närliggande grustag.

De båda avfallstypernas kemisk-fysikaliska sammansättning framgår av tabell 1.

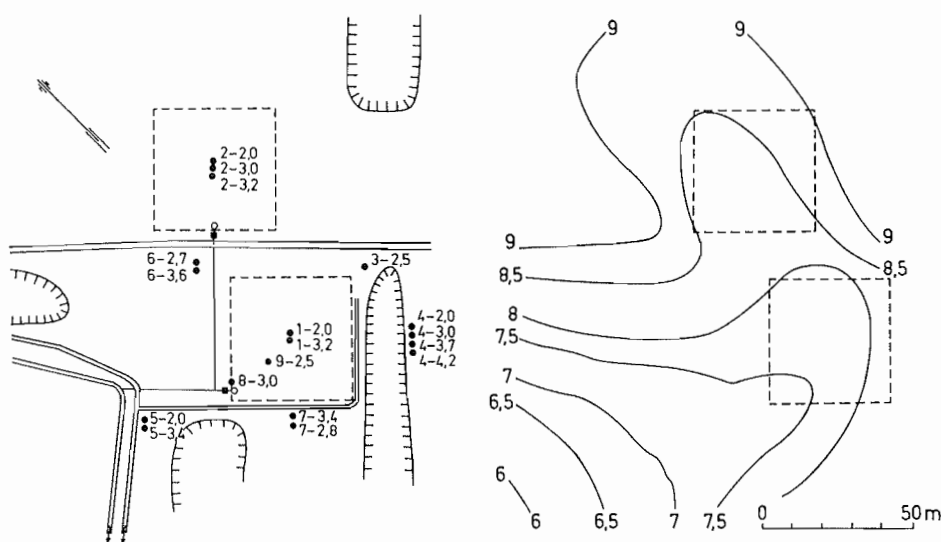


Fig. 2. Försöksfältet med försöksrutor, grundvattenrör och marklutning.
The experimental field with plots, ground water pipes, and ground slope.

Nederbördsrätare

Nederbörden över försöksområdet mäts med en registrerande mätare (pluviograf). Kompletterande nederbördsuppgifter erhöles från SMHI:s station vid Svartsjö ca 2 km norr om försöksområdet.

Avrinningsrätare

Försöksrutorna avskärmades från sidoinflytande genom plastskivor nedslagna i marken runt upplagen. Avrinnande yt- och lakvatten leddes via brunnar in i särskilda mätrum, där det uppsamlades i vippkärl (fig. 3). Vippkärlen stod i förbindelse med en registrerande enhet som vid varje tömning skrev ut vippkärlens nummer och tidpunkt i hundrafels timmar. Kärlens volym var ca 9 liter.

Grundvattenrör

Grundvattenrör användes för mätning av grundvattentryck och för provtagning. Utförandet överensstämmer med beskrivningen av "gemensamt rör med förträngning" enligt Brink, Gustafson & Persson (1978). Rören betecknas med lokal jämte djup i meter (ex. 1-2,0 där 1 anger lokal och 2,0 djup till inströmningsfiltrets överkant). Som skydd mot åverkan försågs rören med galvaniserade järnrör ovan markytan. Centrumrören på försöksrutorna omgärdades dessutom med sandfyllda betongringar. Rörens placering inom området framgår av fig. 2.

Provtagningsutrustning och provtagning

Prov på avrinnande vatten från upplagen togs ur vippkärlen och i mån av vatten ca en gång per månad. Provtagning av grundvatten och mätning av grundvattentryck skedde 1 - 2 gånger per månad. Ett dygn före provtagningen uppmättes grundvattnets trycknivå med ett klucklod varefter rören länspumpades.

Prov från grundvattenrören sögs upp med en sugflaska av glas som evakuerades med en handdriven vakuumpump. För att undvika kontaminering av prov för tungmetallanalys användes polyeten och silikongummi i slangar och korkar. Vattenprov togs på följande lokaler och djup:

1-2,0 1-3,2 5-3,4 7-2,8 7-3,4 8-3,0 9-2,5

Ur resterande rör angivna i fig. 2 erhöles inget vatten under försökstiden.

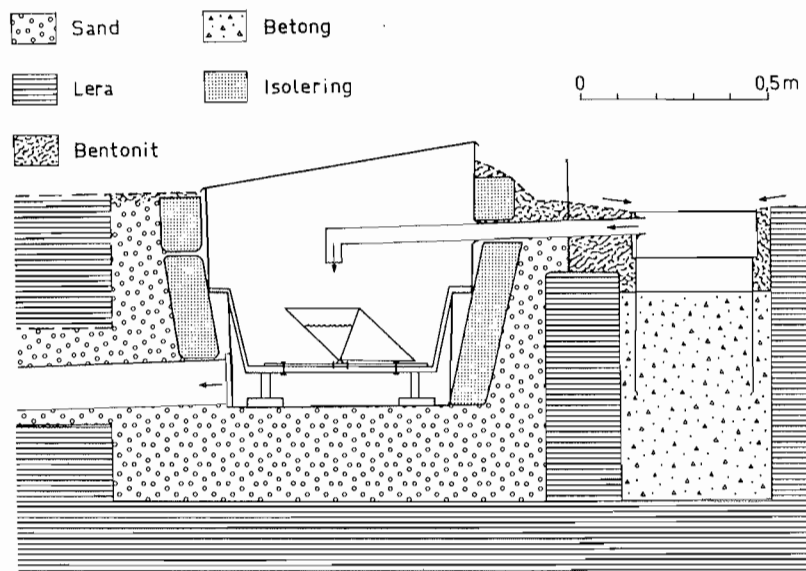


Fig. 3. Mätstation.
Measuring station.

Tabell 1. Kemisk och fysikalisk sammansättning av avfallet vid försökets start och slut. *Chemical and physical composition of the waste at the start and end of the experiment. (Values in g/ton dry matter.)*

Analys	Med slam ^a	Utan slam ^b	Prov ^c	Analys	Med slam ^a	Utan ^b slam	Prov ^c
Start. <i>Start.</i>							
Aska ^d	230 000	220 000	14	Fe	52 000	12 000	7
Tot-C	400 000	420 000	3	Zn	900	800	7
Tot-N	12 300	9 200	3	Mn	750	850	7
Tot-P	5 300	1 300	3	Cu	600	850	7
TS (%) ^e	41	65	16	Pb	380	130	7
pH	6,6	6,2	15	Cr	55	50	7
Vol.vikt ^f	205	189		Ni	10	25	7
				Cd	3	3	7
Slut. <i>End.</i>							
Aska ^d	480 000	400 000	12	Fe	52 000	51 000	6
Tot-C	280 000	330 000	2	Zn	2 400	2 800	6
Tot-N	12 300	12 500	2	Mn	1 100	1 200	6
Tot-P	5 800	2 400	2	Cu	1 100	1 400	6
TS (%) ^e	33	41	40	Pb	550	650	6
pH	7,2	7,4	5	Cr	70	80	6
				Ni	100	50	6
				Cd	17	26	6

^aWith sludge. ^bWithout sludge. ^cNumber of analyses. ^dAsh. ^eDry matter.
^fDry volume weight, kg/m³.

Proven för kemisk analys samlades i tre olika polyetenflaskor, nämligen en för analys av nitrat, totalkväve, totalfosfor och permanganattal, en för nitrit, ammonium, fosfat, pH och konduktivitet och en för tungmetallbestämning. Det första provet konserverades med 1,25 M H₂SO₄ (4 ml/l) och det andra med kloroform (1 ml/l). Provet för tungmetallbestämning centrifugerades vid 10 000 rpm i 15 min. varefter det konserverades med suprapur konc. HNO₃ (1 droppe/10 ml). Ocentrifugerat lakvattenprov syra-behandlades dessutom för totalhaltsbestämning. Proven förvarades vid 2-4° C och analyserades inom 7 dygn.

Prov för bakteriologisk analys samlades i en steriliserad halvliters glasflaska och inlämnades för analys inom fyra timmar.

Prov på de olika avfallstyperna uttogs en gång varannan vecka under fyllnadstiden och infrystes. Prov för pH- och torrsubstansbestämning (TS) uttogs separat. Det samlade materialet torkades, finmalades och blandades för vidare analys. Vid försökets slut togs prov på tre olika djup från tretton lokaler i varje upplag. Efter att material för pH- och torrsubstansbestämning uttagits torkades, finmalades och blandades proven för vidare analys.

Markprov från olika djup uttogs före och efter försöket under och utanför de båda upplagen. Provtagning skedde med spadborr och ultunaborr (Lindén 1977).

Analysmetoder

Avfall och jord. Provberedning av avfall och jord gjordes på eget laboratorium. Kol, kväve och fosfor bestämdes av Statens lantbrukskemiska laboratorium. Övriga analyser gjordes på eget laboratorium. Använda analysmetoder beskrivs av Hovsenius (1979) och av Andersson (1976).

Jordproven behandlades enligt följande. 1) Proven torkades vid 105° C i ca ett dygn. 2) 2x3 g inaskades vid 650° C i två timmar. 3) pH mättes på prov-vattenblandning som stått ca tolv timmar. 4) Tungmetallinnehållet analyserades på 10 g jord som kokades med 2 M HNO₃ på vattenbad ca två timmar.

I övrigt skall noteras att avfallets torrsubstanshalt bestämdes genom torkning vid 75° C under tre dygn.

Vatten. De kemiska analyserna på vatten gjordes på eget laboratorium och de bakteriologiska på Statens lantbrukskemiska laboratorium. Under försökets första år analyserades Zn, Cu, Pb, Cd, Ni och Cr av avdelningen för marklära vid lantbruksuniversitetet. Från december 1979 gjordes alla tungmetallanalyser på eget laboratorium.

De vattenkemiska analyserna har beskrivits av Brink, Gustafson & Persson (1978) och tungmetallbestämningen skedde med atomadsorptionsteknik. Tungmetaller i löst form bestämdes på centrifugerat prov och i löst + partikulär form (totalhalt) på syrauppslutet prov. Vid uppslutningen kokades 50 ml prov med 15 ml konc. HNO₃ på vattenbad i två timmar.

Följande ändringar i analysgången har gjorts vid analys på avrinnande vatten från upplagen och på kraftigt förorenat grundvatten. 1) Proven späddes före oxidation i autoklav vid bestämning av totalkväve och totalfosfor. 2) Permanganattalet bestämdes i ocentrifugerat prov.

RESULTAT

Nederbörd och avrinning

Nederbörden över försöksfältet framgår av följande sammanställning och redovisas dessutom i avsnittet om grundvattentryck (fig. 9).

Period	Nederbörd		Avrinning (m ³)	
	(mm)	(m ³)	Med slam	Utan slam
Sep 78 - nov 78	143	230	0	0
Dec 78 - nov 79	520	830	25 ^a	0
Dec 79 - nov 80	574	920	12 ^b	0,2

^a Under snösmältningen 15 m³. ^b Under snösmältningen 0,5 m³.

Samstämmigheten mellan SMHI:s nederbördsräkningar i Svartsjö och våra egna var nöjaktig.

Av sammanställningen framgår vidare att avrinningen från upplaget med slam utgjorde endast ca 2 % av nederbörden och att den från upplaget utan slam var helt försumbar. Tydligt har ett läckage av lakvatten ner i markmaterialet ägt rum. Detta bekräftas också av grundvattenundersökningen och av markanalyser vid försökets slut.

Avfall

Allmänt. På grund av avfallets ojämna struktur och svårigheten att erhålla ett homogent provmaterial har spridningen av analysresultaten varit stor. I stället för aritmetiska medelvärden har därför i några fall medianvärden använts (glödgningsrest, pH och tungmetaller).

Oorganiskt material. Frekvensdiagram över glödgningsrest i prov från upplagen vid försökets start och slut redovisas i fig. 4.

Under försökets två år ökade glödgningsresten i upplaget med slam från 23 till 48 % av torrsubstansinnehållet (tabell 1). Detta kan jämföras med resultaten från komposteringsförsöken i Laxå (Hovsenius 1979) där glödgningsresten ökade från 23 till 49 % under fyra månaders kompostering. Selmer-Olsen & Goffeng (1977) uppger en höjning av glödgningsresten från 23 till 64 % under fem månaders kompostering av slaminblandat hushållsavfall.

I upplaget utan slam ökade glödgningsresten från 22 till 40 % av torrsubstansinnehållet.

Tabell 2. Avfallets innehåll av torrsbstans, organiskt och syntetiskt material, kol och kväve vid försökets start och slut. *The content in the waste of dry matter, organic and synthetic material, carbon and nitrogen at the beginning and end of the experiment.*

Typ	Torriv. ^a	Organ. ^b	Kol (Tot-C)			Kväve (Tot-N)		C:N
	(ton)	(ton)	(ton)	(%) ^c	(%) ^d	(ton)	(%) ^c	
Med slam. <i>With sludge.</i>								
Sep 78 <i>Start</i>	246	189	98	40	52	3,0	1,2	32
Nov 80 <i>End</i>	118	61	33	28	54	1,4	1,2	23
Förlust <i>Loss</i>	128	128	65			1,6		
Utan slam. <i>Without sludge.</i>								
Sep 78 <i>Start</i>	254	198	107	42	54	2,3	0,9	46
Nov 80 <i>End</i>	140	84	46	33	55	1,7	1,2	26
Förlust <i>Loss</i>	114	114	61			0,6		

^aDry weight. ^bOrganic and synthetic material. ^cOf dry matter. ^dOf organic and synthetic material.

Organiskt material och kol. Glödningsresten är i absolut mängd densamma under hela försöksperioden förutsatt att korrosionsprodukter inte bildar oxider vid glödningen. Glödningsresten har därför kunnat användas till att beräkna den totala omsättningen av organiskt material. Som framgår av massbalansen i tabell 2 var massförlusten 52 % från upplaget med slam och 45 % från upplaget utan slam räknat på totala torrsbstansinnehållet.

Av det ursprungliga innehållet av organiskt och syntetiskt material omsattes 68 respektive 58 % under försöksperioden. Inte oväntat var omsättningen högre i upplaget med slam än i upplaget utan slam. Hovsenius (1979) uppger att 71 % av det organiska materialet brutits ned under fyra månaders kompostering.

De i tabell 2 angivna kolvärdena är ett mått på det totala innehållet av kol dvs även sådant kol som är biologiskt inert. Exempel på det senare är kol i syntetiskt material och karbonater. I laxåundersökningen framkom dock att skillnaden mellan organiskt kol och totalkol i färskt hushålls-avfall utgör endast några procent av torrsbstansinnehållet. I omsatt

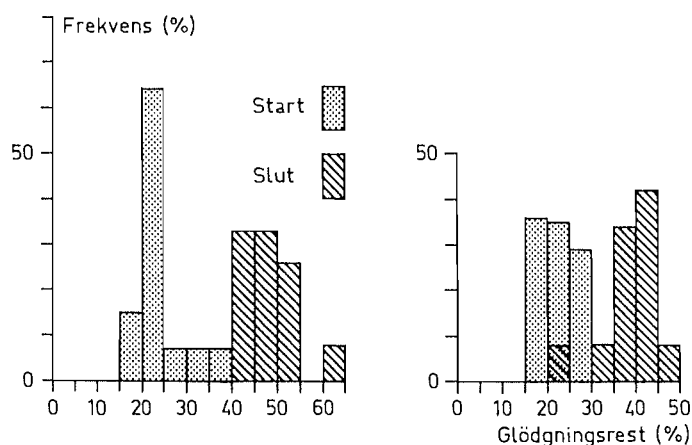


Fig. 4. Frekvensdiagram över glödningsresten i prov av avfall med slam (vänster) och utan slam (höger) vid försökets start och slut. *Frequency diagram of the non volatiles in samples of waste with (left) and without (right) sludge at the beginning and end of the experiment.*

material tycks skillnaden däremot vara större. Heinemo & Brink (1978) uppger en sänkning av kolhalten från 44 till 24 % vid siktning av komposterat hushållsavfall.

Av tabell 2 framgår vidare att kolförlusten var 66 % från upplaget med slam och 57 % från upplaget utan slam räknat på ursprungligt kol-innehåll. Kolinnehållet i det undersökta avfallet var alltså relativt lättillgängligt.

Halten kol i det organiska och syntetiska materialet ökade något under försökets gång. Detta beror troligen på att andelen svärnedbrytbart syntetiskt material ökat. Kolinnehållet i denna fraktion är enligt Hovsenius (1979) så högt som 80 %.

Kväve. Upplagens innehåll av kväve och C:N-kvot vid försökets start och slut framgår av tabell 2. Slaminblandningen medförde en höjning av kvävehalten med omkring 30 %. Härigenom sjönk C:N-kvoten från 46 till 32 vilket förbättrade förutsättningarna för nedbrytning.

Kväveförlusten var betydligt högre i det slaminblandade avfallet och uppgick till 52 % av ursprungsinnehållet. I avfallet utan slam var förlusten 25 %. Detta kan tolkas så att det med slammet tillförda kvävet var mycket lättillgängligt för mikroorganismerna och till stor del omsattes under försöksperioden.

pH-värde. pH i avfallet ökade naturligt nog under försökets gång som följd av nedbrytningen av det organiska materialet (cf. Hovsenius 1979). Störst var ökningen i upplaget utan slam och uppgick till drygt en pH-enhet (tabell 1).

Tungmetaller. Tungmetallinnehållet i de båda avfallstyperna vid försökets start och slut framgår av tabell 1.

Huvudkällan till de flesta metaller är metallföremål som i mycket varierande mängd ingick i det analyserade materialet. Detta medförde stora variationer i uppmätta metallhalter. Ett undantag utgjorde manganhalten. Troligen har provberedningskvaren och i viss mån hammarkvaren kontaminerat proven vilket medfört en utjämning av manganhalten.

Inblandningen av avloppsslam påverkade inte tungmetallhalterna i avfallet nämnvärt (tabell 1). Järnhalten i det slaminblandade avfallet varierade så kraftigt att den angivna medianhalten är mycket osäker. Man kan anta att skillnaden i järnhalt mellan de båda avfallstyperna är liten. Hovsenius (1979) uppger att 90 % eller mer av tungmetallinnehållet i slaminblandat avfall har sitt ursprung i hushållsavfallet.

Tungmetallhalterna i båda upplagen ökade under försökets gång. Anled-

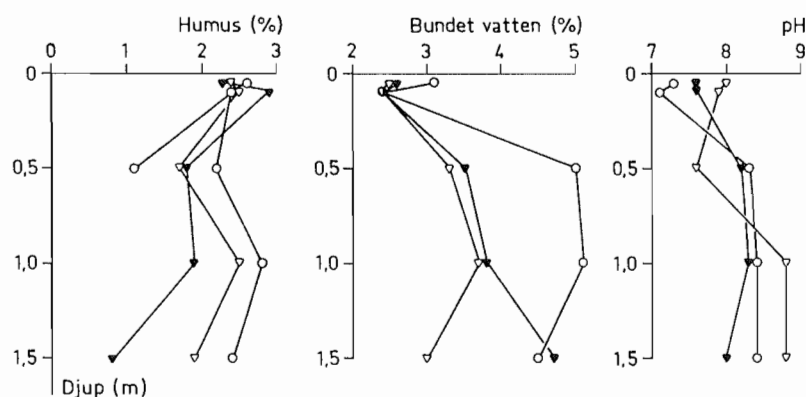


Fig. 5. Humus, bundet vatten och pH i några djupprofiler inom försöksområdet. Humus, bound water and pH in some depth profiles inside the experimental area. o Background, ● with sludge, ▽ without sludge.

ningen är nedbrytning av det organiska materialet varför ökningen borde vara densamma som för glödgningsresten, dvs. omkring två gånger. På grund av korrosion kan komponenter utlösas ur sådana metallfragment som inte kommit med i analysen av ursprungsmaterialet. Detta i kombination med små provserier och stora haltvariationer inom provserierna medför att en uppskattning av metallhaltsökningen är svår att göra.

Noteras kan att kadmiumhalten ökade betydligt mer än två gånger i båda avfallsupplagen. Orsaken kan vara att andelen plast, som är en stor kadmiumkälla, ökat genom nedbrytning av det organiska materialet. Denna andelsökning märks inte i ökningen av glödgningsresten.

Skillnaden i manganhalt mellan de fyra olika provserierna var onormalt liten. Detta bekräftar påståendet om kontamination vid provberedningen.

Jord

Allmänt. Analys utfördes på jord från olika djup (0-1,5 m) under centrum på upplagen vid försökets slut och på jord från opåverkat område (0-0,5 m och 0-1,5 m). För kväveanalys uttogs dessutom ytterligare fyra jordprofiler från varje upplagsplats.

Centrumprofilen under upplaget utan slam är troligen representativ för hela upplaget medan centrumprofilen under upplaget med slam representerar en kraftigt förorenad lokal.

Organiskt material (humus). Genom att anta att kolhalten i humus är omkring 58 % (Johansson 1977) har humushalten beräknats ur totalkolanalyserna (fig. 5).

Något förhöjda humushalter iaktogs på 10 cm djup under upplaget med slam. I övrigt överensstämmer haltvariationen tämligen väl i profilerna. Skillnaden i halten på samma nivå beror sannolikt på lokala variationer i lerans humushalt inom försöksområdet. Detta illustreras också av den stora skillnaden i de två bakgrundsvärdena på 0,5 m djup.

Kväve. Ammonium upplagrades i marken under båda upplagen under försökets gång (fig. 6). En viss upplagring av organiskt kväve noterades också. Nitrat återfanns däremot inte i jordprofilerna vilket tyder på anaeroba förhållanden under båda upplagen vid försökets slut (se vidare grundvattenundersökningen).

Som framgår av fig. 6 varierade ammoniumhalten på samma nivå i olika

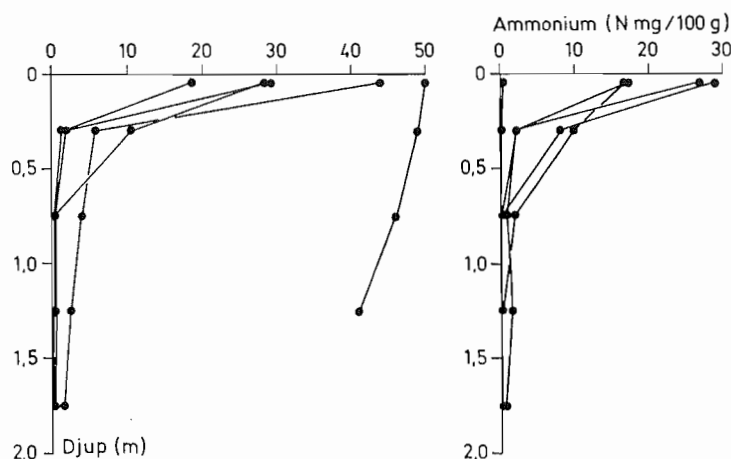


Fig. 6. Ammonium i jorden under upplagen. Med slam (vänster) och utan slam (höger). Ammonium in the soil under the pile. With sludge (left) and without sludge (right).

profiler kraftigt, framför allt under upplaget med slam. Huvuddelen av lakvattenläckaget från detta upplag skedde tydligen inom mycket begränsade områden. Mycket kraftig påverkan noterades exempelvis under centrum av upplaget. En total bild av hur ammonium upplagrats och i vilka mängder är därför svår att få. Antas lerans torrvolymvikt till 1,5 ton/m³ erhålls med hjälp av halterna i fig. 6 en ammoniumupplagring av omkring 550 kg under upplaget med slam till ett djup av två meter. Motsvarande mängd under upplaget utan slam var ungefär 100 kg.

Någon nämnvärd omvandling av fastlagd ammonium och organiskt kväve skedde troligen inte eftersom C:N-kvoten i både mark och lakvatten var tämligen låg.

pH-värde. pH-variationerna i marken framgår av fig. 5. Den kraftiga pH-ökningen i den opåverkade profilen mellan 10 och 50 cm är typisk för en glacial lera och beror på att innehållet av CaCO₃ ökar kraftigt mellan 30 och 50 cm (cf. Andersson 1977). Under båda upplagen ökade pH i markens ytskikt vilket är naturligt vid infiltration av lakvatten med pH mellan 7 och 8. Ökningen var störst under upplaget utan slam och uppgick till ungefär en pH-enhet.

Tungmetaller. Resultaten från tungmetallanalyserna är redovisade i fig. 7 där även spridningen inom några prov lagts in i diagrammen. Spridningen var som regel störst i proven från jorden under upplaget med slam.

Fastläggning av tungmetaller i en varvig lera är bl.a. beroende av lerans pH, lerinnehåll och i viss mån humusinnehåll (Andersson 1977, Fuller & Korte 1976). Variationer av dessa parametrar i de aktuella profilerna framgår av fig. 5. Markens pH och innehåll av organiskt material har tidigare diskuterats. Bundet vatten är skillnaden mellan glödningsförlusten och halten organiskt material och är proportionellt

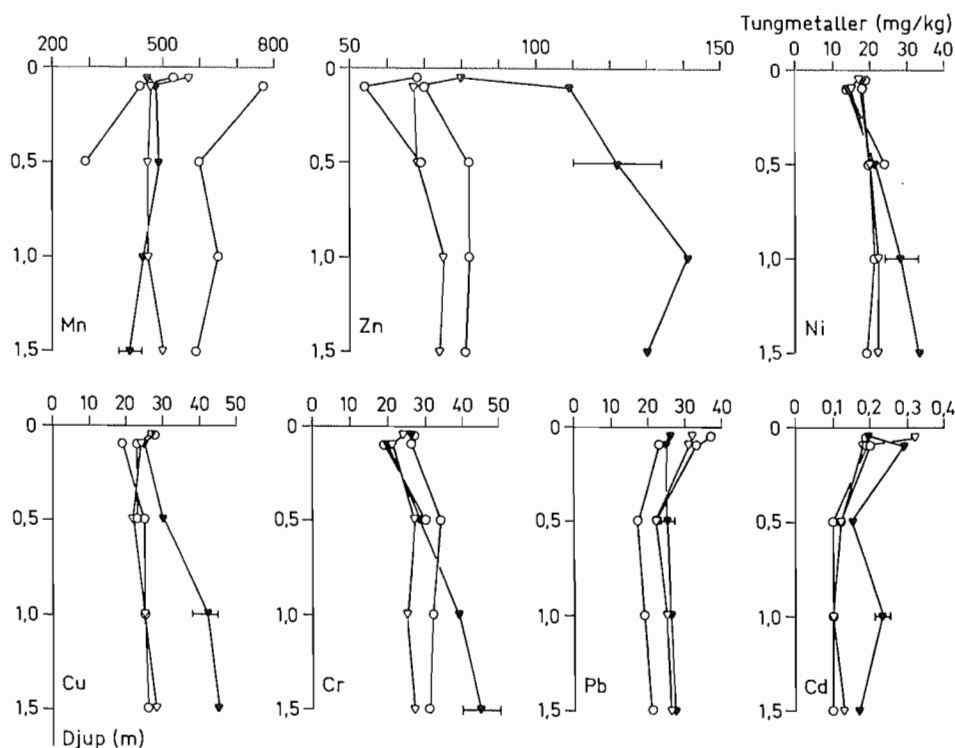


Fig. 7. Tungmetaller i några djupprofiler inom försöksområdet. *Heavy metals in some depth profiles inside the experimental area. o Back-ground, ▼ with sludge, ▽ without sludge.*

Tabell 3. Det avrinnande vattnets sammansättning. *The composition of the runoff water. Mean values weighed against runoff. (Values in mg/l, cond. in $\mu\text{S}/\text{cm}$.)*

Ämne	79 ^a	80 ^b	Variations- bredd ^c	Ämne	79 ^a	80 ^b	Variations- bredd ^c
Tot-N	200	120	20-400	Tot-P	2,2	1,1	0,3-4
NO ₃ -N	40	100	0,1-160	PO ₄ -P	0,6	0,5	0-0,9
NO ₂ -N	0,5	2,0	0-3	KMnO ₄	1 400	320	250-3 200
NH ₄ -N	100	0,5	0,3-290	Kond.	5 200	2 600	500-9 200
Org. N	60	18	7-110	pH	7,1-7,8	7,2-8,1	7,1-8,1

^aDec 78 - Nov 79. ^bDec 79 - Nov 80. ^cVariation range.

mot lerhalten. Lerinnehållet i marken påverkas naturligtvis inte av infiltrerande lakvatten, varför haltskillnaden i de olika profilerna illustrerar naturliga variationer inom försöksområdet.

I den opåverkade jorden uppvisade Cr, Ni och Zn en relativ haltökning med djupet medan Cd, Pb och Cu hade maximum i markens ytskikt. Detta stämmer väl överens med vad Andersson (1977) rapporterar om tungmetallfördelningen i en varvig lera. Vid jämförelse mellan halterna i de två bakgrundsprofilerna framgår att framför allt Mn- och Zn-halterna varierade betydligt på olika platser inom försöksområdet.

Under upplaget utan slam iaktogs en viss höjning av Cd-halten i markens ytskikt. I övrigt var både uppmätta halter och fördelningen av tungmetaller i marken samstämmiga med bakgrundsvärdena.

Under upplaget med slam registrerades däremot en kraftigare påverkan. Vid jämförelse med bakgrundsvärdena framgår att Cu-, Cr- och Ni-halterna ökade i jorden under 0,5 m djup. Halterna ökade med djupet och följde därmed mycket väl lerhaltens variation i denna profil. Andersson (1977) uppger en relativt god korrelation mellan lerinnehåll och tungmetaller, framför allt Cr och Ni, i en varvig lera. Korrelationen med pH var också god för dessa metaller i den undersökta profilen.

Även Zn-halten uppvisade ett likartat mönster men avvek i markens ytskikt (5 - 10 cm) och i skiktet mellan 1 och 1,5 m där haltvariationen mera överensstämde med variationen i markens humusinhåll. Zn uppvisade dessutom ett starkare samband med pH än övriga metaller.

Cd-halten uppvisade en mycket god överensstämmelse med humushalten men var negativt korrelerad till pH.

Pb-halten minskade något i ytskiktet jämfört med bakgrundsvärdena. Detta medförde att hela profilen fick en tämligen konstant blyhalt på omkring 25 mg/kg TS. Organiskt material kan fasthålla tungmetaller, framför allt bly, genom att bilda svårlösliga komplex men kan även öka dess rörlighet genom att bilda mycket lösliga organo-metalljonkomplex (Fuller & Korte 1976). Det senare kan förklara den "uttvättning" av bly från markens ytskikt som iakttagits i profilen under upplaget med slam.

Även Mn-halten minskade något i markytan under upplaget med slam. Orsaken har i detta fall sannolikt varit reducerande förhållanden med en utlösning av Mn ur marken som följd.

Vägda medeltal av tungmetallhalterna i de olika profilerna från 0 till 1,5 m framgår av följande sammanställning. Värden i mg/kg TS.

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Cd
Bakgrund	77	25	22	21	30	0,13
Med slam	127	36	26	25	33	0,20
Utan slam	72	25	26	20	25	0,13

Tabell 4. Tungmetaller i avrinnande vatten. *Heavy metals in the runoff water. Mean values weighed against runoff.*

Ämne	Totalhalt ^a (mg/l)		Variationsbredd ^e	Löst ^b (%)	
	79 ^c	80 ^d		79 ^c	80 ^d
Fe	13	0,7	0,5-38	20	45
Mn	2,6	0,08	0-13	90	95
Zn	0,6	0,3	0,2-1,5	40	65
Cu	0,3	0,2	0,1-0,5	35	65
Pb	0,09	0,01	0,01-0,12	10	60
Ni	0,10	0,09	0,02-0,21	90	50
Cr	0,020	0,010	0,005-0,046	50	60
Cd	0,0013	0,0003	0,0002-0,0030	20	100

^aDissolved + particulate. ^bDissolved. ^cDec 78 - Nov 79. ^dDec 79 - Nov 80.

^eVariation range.

Lakvatten

Allmänt. Som tidigare nämnts var avrinningen från båda upplagen mycket liten och från upplaget utan slam endast ett hundratal liter. Uppmätta halter i detta vatten var dessutom mycket låga vilket tyder på kraftig utspädning i uppsamlingskärlet. Följande redovisning kommer därför endast att gälla avrinnande vatten från upplaget med slam.

Av avrinningsredovisningen framgår att mängden smältvatten varierade kraftigt mellan första och andra försöksåret. För att bättre kunna jämföra lakvattnets sammansättning under de båda åren har det lätt smutsade smältvattnet inte räknats in i de vägda medeltal som redovisas i tabell 3 och 4.

Kväve. Ammonium- och nitrathalterna varierade enligt fig. 8. Den förhållandevis höga ammoniumhalten under sommaren 1979 tyder på en kraftig mikrobiell aktivitet under anaeroba förhållanden. Genom minskad omsättning under hösten 1979 ändrades upplagets syrestatus mot en mera aerob miljö. Detta medförde ökad nitratproduktion och kraftigt minskade ammoniumhalter under 1980. Även järn- och manganhalterna minskade mycket kraftigt från 1979 till 1980 beroende på växlingen från reducerande till oxiderande förhållanden (tabell 4).

Av tabell 3 framgår att ca 30 % av totalkväveinnehållet under 1979 utgjordes av organiskt kväve. Under 1980, då ammoniuminnehållet var lågt, var andelen organiskt kväve ca 15 %. Denna skillnad mellan första och andra året kan bl.a. bero på att ammonium fastlagts i markytan under transport till mätkärl. Dessutom kan övergången från anaerob till aerob nedbrytning haft betydelse.

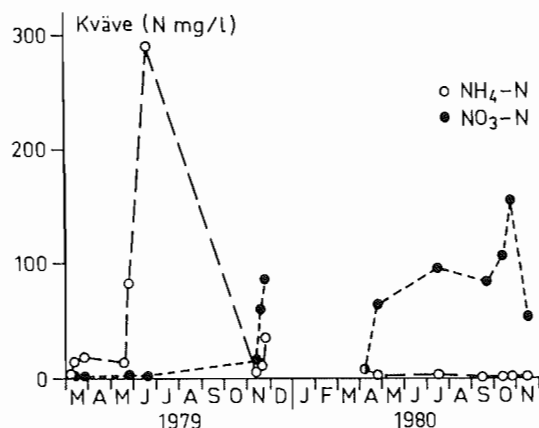


Fig. 8. Kväve i lakvatten från upplaget med slam. *Nitrogen in leachate from the pile with sludge.*

I litteraturen rapporteras halten organiskt kväve ligga mellan 5 och 10 % i lakvatten från slaminblandat hushållsavfall, både från färskt och omsatt material.

Dessutom har som tidigare antytts troligen en utspädning skett i uppsamlingskärlet. De angivna värdena i tabell 3 och 4 är därför antagligen mycket för låga. Persson & Rylander (1977) anger exempelvis en ammoniumhalt på ca 1000 mg/l i lakvatten från slaminblandat avfall under en tvåårsperiod.

Övrigt. Vid jämförelse av lakvattnets sammansättning under 1979 och 1980 framgår att halterna av de flesta undersökta ämnena, med undantag av nitrat, nitrit och pH, minskade från första till andra året. Andelen lösta metaller i lakvattnet ökade dock. Det ovan sagda är naturligt eftersom omsättningen minskat och en växling från anaeroba till aeroba förhållanden skett.

Minskningen i totalhalterna av Cd och Pb följde mycket väl minskningen av lakvattnets permanganattal. Sambandet mellan Pb, Cd och organiskt material diskuteras mera ingående i samband med redovisningen av grundvattenundersökningen.

Vattenbalans

För att få en uppfattning om de båda avfallstypernas vattenhållande förmåga (fältkapacitet) vid försökets slut gjordes kolonnstudier där dränering skedde mot en fri vattenyta. Resultaten framgår av följande sammanställning. Som jämförelse har några litteraturvärden medtagits.

	Fältkapacitet (vikts-%)		Volymvikt (TS kg/m ³)	
	Med slam	Utan slam	Med slam	Utan slam
Eget försök 1 ^a	53	57	186	185
Eget försök 2 ^a	51	56	304	298
Persson & Rylander (1977) ^b	66	57	325	350

^aStabiliserat material. ^bFärskt material.

Tydligt påverkas inte fältkapaciteten för avfallet utan slam nämnvärt av nedbrytningsprocesser och olika packningsgrad på avfallet. För avfallet med slam tycks däremot fältkapaciteten sjunka betydligt då materialet omsätts.

Vattenhalten i upplagen vid försökets start, mitt och slut varierade enligt följande (värden i vikts-%).

	Sep 1978	Nov 1979	Nov 1980
Med slam	59	72	67
Utan slam	35	59	59

Vid en jämförelse mellan de uppmätta fältkapacitetsvärdena och vattenhalterna ovan framgår att båda upplagen, åtminstone under de regnrika höstarna, bör ha lämnat ifrån sig lakvatten.

På grund av nedtransport av lakvatten i marken kan inte några exakta beräkningar göras av storleken på lakvattenproduktion och avdunstning. Läckageets storlek kan dock grovt uppskattas genom att utgå från mängden upplagrad ammonium i marken under upplagen och från medelhalten ammonium i motsvarande lakvatten under försöksperioden.

Enligt markanalyserna har 550 kg NH₄ upplagrats under upplaget med slam och 100 kg upplagrats under upplaget utan slam.

Av lakvattenredovisningen framgår att ammoniumhalten i lakvattnet från upplaget med slam troligen varit betydligt högre än vad som anges i tabell 3. Det är dock inte troligt att halten varit så hög som 1000 mg/l under båda försöksåren (Persson & Rylander 1977). Antas därför ett medelvärde under första året på 1000 mg/l och under andra året på 200 mg/l blir läckaget ungefär 920 m³.

Något värde på ammoniumhalten i lakvattnet från upplaget utan slam har som tidigare framgått inte erhållits. I litteraturen rapporteras en ammoniumhalt på omkring 250 mg/l i lakvatten från denna avfallstyp under en tvåårsperiod (Ham & Karnauskas 1976). Antas denna ammoniumhalt i lakvattnet blir läckaget ungefär 400 m³.

I en vattenbalans över ett avfallsupplag ingår förutom avrinning och avdunstning även magasinering av vatten i materialet. Med hjälp av resultaten från massförlustberäkningarna och vattenhaltsbestämningarna kan följande sammanställning göras över vatteninnehållet i upplagen (värden i m³).

	Sep 1978	Nov 1980	Diff.
Med slam	354	240	-114
Utan slam	136	201	65

En mycket grovt uppskattad vattenbalans skulle få följande utseende (m³ och % av nederbörden).

	Med slam		Utan slam	
	(m ³)	(%)	(m ³)	(%)
Nederbörd	1980	100	1980	100
Magasinering	114	6	-65	-3
Avrinning, på markytan	-37	-2	0	0
Avrinning, till grundvattnet	-920	-46	-400	-20
Avdunstning	-1137	-58	-1515	-77

Som jämförelse kan nämnas att Persson & Rylander (1977) uppger en avdunstning på 54 % och en avrinning på 42 % av nederbörden från malt avfall med slam. Pierau & Müller (1970) uppger lakvattenmängder på 10-44 % vid kompostering av malt avfall och slam. Ham (1976) uppger 77 % avdunstning från malt avfall utan slam.

Avdunstningen från våra upplag bör ha gynnats av att båda försöksåren var relativt torra och vintern 79/80 mycket snöfattig. Vidare bör den lösa packningen ökat förutsättningarna för god luftväxling och dessutom var påväxten under sommarmånaderna mycket kraftig på båda upplagen.

Skillnaden i avdunstning mellan upplagen kan till del förklaras av att syreförhållandena troligen varit olika i upplagen under försökstiden. Aerob nedbrytning ger högre värmeutveckling och därmed bättre förutsättningar för avdunstning. En teoretisk beräkning av avdunstningspotentialen (Caffrey & Ham 1974) visar att upp till 100 % av nederbörden kan avdunsta vid aerob nedbrytning av malt avfall.

Grundvatten

Allmänt. I några grundvattenrör erhöles inget fritt vatten under försöksperioden. Detta gällde bl.a. rören i marken under upplaget utan slam. Tydligt dränerades leran effektivt av underliggande moränlager.

Följande redovisning kommer därför endast att gälla grundvattensituationen under och utanför upplaget med slam.

Grundvattentryck. Tryckytan varierade kraftigt under försöksperioden beroende på nederbörden (fig. 9). Responsen var förvånansvärt snabb. Exempelvis gav det kraftiga regnet i november 1979 (85 mm) en höjning av grundvattenytan samma månad med ungefär två meter i rören utanför upplagen. Detta tyder på hög vertikal transport av vattnet i marken och anmärkningsvärt genomsläpplig lera inom försöksområdet. Tryckytan på olika djup inom lokalerna uppvisade inga större skillnader vilket är naturligt, eftersom den höga genomsläppligheten medför att jämvikt snabbt inställer sig i marken. Normalt är genomsläppligheten i styv glaciallera mycket låg och vattnets rörlighet mindre än 1 cm/år.

Grundvattnets tryckgradient i marken utanför upplaget följde markytans lutning. Den horisontella vattentransporten var dock troligen helt för-

10/24/2014

Under april och maj minskade kvävehalten troligen beroende på låg aktivitet i upplaget under vintern och våren. Grundvattnets innehåll av kväve ökade därefter markant under sommaren i samband med riklig nederbörd och förhöjd grundvattennivå. Omsättningen i avfallet var tydligen hög och skedde företrädesvis under anaeroba förhållanden. Samtidigt noterades också höga halter ammonium och organiskt bundet kväve i avrinnande vatten från upplaget. Genomgående har halterna naturligt nog varit något lägre i grundvattnet på 3,2 m än på 2,0 m djup (tabell 5).

Från och med september minskade kvävehalten markant i grundvattnet. Som tidigare nämnts ökade samtidigt nitrathalten i avrinnande yt- och lakvatten kraftigt. Omsättningen i avfallet hade tydligen övergått till mera aerob karaktär och dessutom troligen minskat.

Några förhöjda nitrathalter i grundvattnet iaktogs dock inte. Reducerande förhållanden dominerade alltså fortfarande i marken under upplaget och lakvattnets nitratinnehåll reducerades genom denitrifikation. Kraftigt sänkta halter av järn och mangan i grundvattnet på 2,0 m djup i november 1979 (fig. 12) antyder att även kemisk reduktion av nitraten kan ha ägt rum. Nitrat som bildats i upplagets ytskikt kan dessutom ha denitrifierats i anaeroba zoner längre in i upplaget.

Under januari, februari och mars 1980 var kvävehalterna i grundvattnet tämligen konstanta. Grundvattenytan sjönk då beroende på att tjäle bildades i upplagets ytskikt och lakvattenproduktionen avstannade. I samband med snösmältningen steg halten organiskt bundet kväve något på båda djupen för att sedan sakta avta under resten av försöksperioden. Vid försökets slut i november var halten organiskt kväve istort sett lika på båda djupen och ungefär 10 mg/l.

Någon ökning av ammoniumhalten i samband med snösmältningen noterades inte. Däremot medförde det kraftiga regnet under juni månad en liten ökning på 2,0 m djup. Ammoniumhalten sjönk sedan, liksom det organiskt bundna kvävet, långsamt under resten av försöksperioden oberoende av nederbörden. Någon förändring av ammoniumhalten på 3,2 m djup noterades inte under försökets elva sista månader. Vid försökets slut var ammoniumhalten ungefär lika på båda djupen och ca 7 mg/l. Upplaget hade alltså ur omsättningssynpunkt stabiliserats under andra året efter utläggningen.

I juni 1980 noterades något förhöjda nitrathalter i grundvattnet på båda djupen samtidigt som järnhalten sjönk kraftigt. Under resten av försöksperioden, med undantag av sista månaden, uppvisade järn- och nitrathalterna i grundvattnet på båda djupen ett negativt samband. Detta samband diskuteras mera ingående under tungmetallredovisningen.

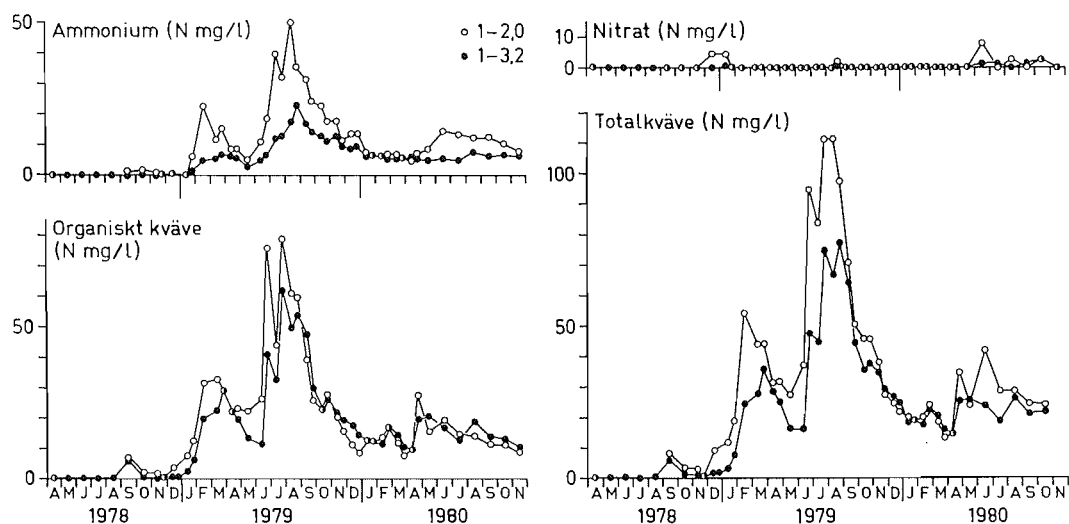


Fig. 10. Kväve i grundvattnet. *Nitrogen in the ground water.*

Tabell 5. Kväve i grundvattnet. *Nitrogen in the ground water. (Values in mg/l.)*

Läge ^a	Period	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Org. N	Tot-N	Prov ^b
<i>Rör i upplaget. Pipes in the pile.</i>							
1-2,0	Sep 77-aug 78	0,05	0,001	0,1	0,3	0,4	4
	Dec 78-nov 79	0,57	0,082	18,4	32,4	51,5	21
	Dec 79-nov 80	0,77	0,050	9,2	13,4	23,4	17
1-3,2	Sep 77-aug 78	0,07	0,008	0,1	0,3	0,4	12
	Dec 78-nov 79	0,10	0,063	8,4	21,7	33,7	22
	Dec 79-nov 80	0,37	0,059	6,1	14,5	21,0	17
9-2,5	Okt 79-nov 79	0,01	0,009	1,0	3,4	4,4	4
	Dec 79-nov 80	0,01	0,080	1,5	8,3	9,9	17
<i>Rör i kanten av upplaget. Pipes at the edge of the pile.</i>							
8-3,0	Maj 79-nov 79	4,5	0,091	0,4	4,1	9,1	12
	Dec 79-nov 80	6,4	0,052	0,1	3,4	9,9	17
<i>Rör utanför upplaget. Pipes outside the pile.</i>							
7-2,8 ^c	Dec 78-nov 79	5,6	0,012	0,05	0,6	6,2	25
	Dec 79-nov 80	3,1	0,013	0,07	1,1	4,2	34
5-3,4	Jun 78-aug 78	4,9	0,047	0,03	0,6	5,6	3
	Dec 78-nov 79	3,6	0,003	0,02	0,3	3,9	22
	Dec 79-nov 80	2,0	0,010	0,02	0,2	2,2	17

^aSite. ^bNumber of analyses. ^cMean values of 7-2.8 and 7-3.4.

Av tabell 5 framgår att det organiskt bundna kvävet i medeltal utgjorde mellan 60 och 85 % av totalkvävet i grundvattnet under upplaget. I lakvattnet var som tidigare nämnts andelen organiskt kväve betydligt lägre. Skillnaden beror sannolikt på att lakvattnets innehåll av ammonium och nitrat kraftigt reducerats genom fastläggning och denitrifikation.

Kvävehalten i grundvattnet under upplaget har liksom i lakvattnet minskat från första till andra året med ungefär 40 %.

I det opåverkade grundvattnet utgjordes kväveinnehållet till ca 90 % av nitrat. Grundvattenröret i kanten av upplaget intog naturligt nog en mellanställning med ungefär hälften av kvävet bundet i organisk form och hälften i form av nitrat. Under de sista månaderna av försöket noterades kraftigt förhöjda nitrathalter i detta rör (ca 25 mg/l) i samband med mycket riklig nederbörd. Någon motsvarande höjning av halten organiskt kväve iaktogs inte vilket tyder på att nitrat var den dominerande kväveföreningen i lakvattnet vid försökets slut. Detta har också tidigare konstaterats i samband med redovisningen av det avrinnande vattnets kväveinnehåll (fig. 8).

Skillnaden i kvävehalter mellan de två lokalerna under upplaget illustrerar tydligt hur kraftigt avfallets påverkan på grundvattnet har varierat (tabell 5). Både mark- och grundvattenundersökningarna tyder på en mycket kraftig påverkan under centrum av upplaget.

Några förhöjda kvävehalter i grundvattenrören utanför upplaget iaktogs inte. Detta bekräftar det tidigare antagandet att den horisontella vattenrörelsen var obetydlig.

Permanganattal. Permanganattalets variation i grundvattnet under upplaget framgår av fig. 11. Samvariationerna mellan permanganattalet och det organiskt bundna kvävet (fig. 10) var naturligt nog mycket god.

Maximala halter uppmättes i grundvattnet under sommaren 1979 i samband med hög aktivitet i upplaget och riklig nederbörd. Under hösten

minskade permanganattalet kraftigt och medelhalten under 1980 var betydligt lägre än under 1979 (tabell 6). Någon ökning av permanganattalet noterades dessutom inte under de för nedbrytningen gynsamma sommar-månaderna detta år.

Omsättningen i upplaget var tydligen låg och skedde företrädesvis under aeroba förhållanden under försökets senare del vilket också tidigare antytts. Aerob nedbrytning med CO_2 och H_2O som huvudprodukter ger nämligen betydligt lägre halter organiskt material i lakvattnet jämfört med anaerob nedbrytning (Krogstad 1975).

Av tabell 3 och 6 framgår att medelhalterna på både 2,0 och 3,2 m djup och i avrinnande lakvatten var i stort sett lika under 1980. Någon nämnvärd reduktion av det organiska materialet skedde tydligen inte i marken under denna tid. Detta skedde däremot under försökets första år vilket tyder på att endast en begränsad mängd organiskt material kan fastläggas i marken.

Lakvatten och grundvatten analyserades vid några tillfällen med avseende på COD och BOD. BOD utgjorde då endast omkring 10 % av COD. Tydligen var lakvattnets kolinnehåll mycket svårtillgängligt för mikroorganismerna varför någon nämnvärd nedbrytning troligen inte sker av fastlagt organiskt material i marken. Detta har också iakttagits vid studier av lakvattenrening på sand och mo i Laxå (Fryk & Heinemo 1979).

Fosfor. Grundvattnets fosforinnehåll varierade i stort sett på samma sätt som permanganattalet och konduktiviteten (fig. 11 och tabell 6).

Fosfathalten uppvisade i medeltal ingen större skillnad mellan första och andra året. Totalfosforhalten minskade däremot kraftigt och uppvisade under hela försöket god korrelation med permanganattalet.

Andelen fosfat i både grundvattnet och avrinnande vatten ökade med omkring 20 %-enheter från första till andra året (tabell 3 och 6). Detta beror som tidigare nämnts på övergången till mera aerob nedbrytning under 1980.

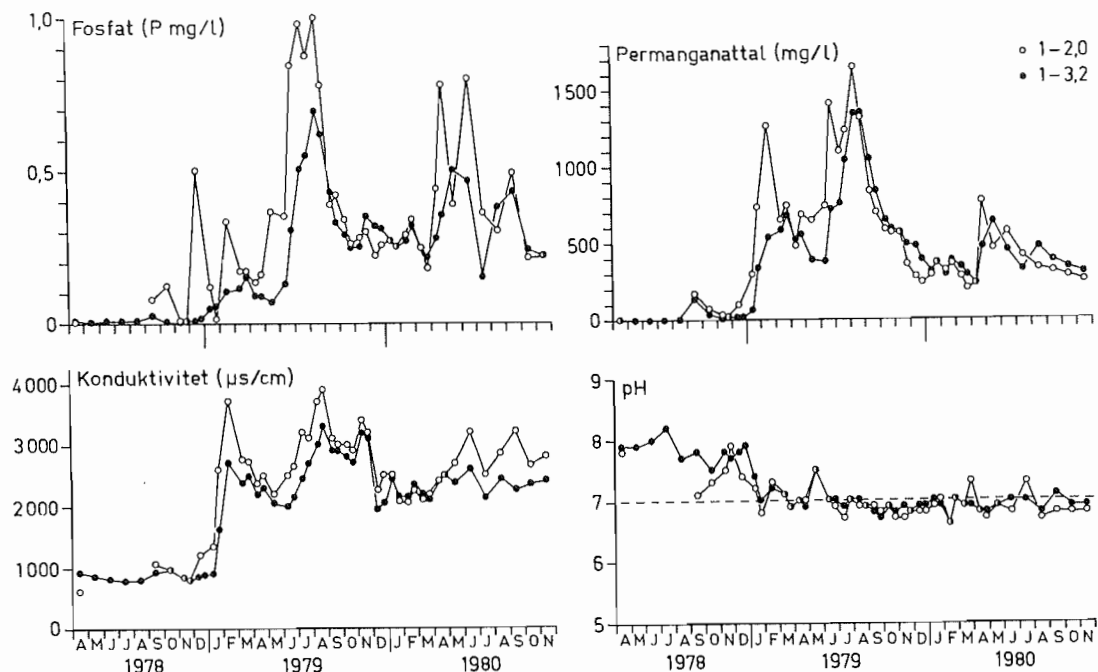


Fig. 11. Fosfat, permanganattal, konduktivitet och pH i grundvattnet. Phosphate, permanganate value, conductivity, and pH in the ground water.

Tabell 6. Fosfor, permanganattal, pH och konduktivitet i grundvattnet.
Phosphorus, permanganate value, pH, and conductivity in the ground water.
(Values in mg/l, cond. in $\mu\text{S}/\text{cm}$.)

Läge ^a	Period	PO ₄ -P	Tot-P	KMnO ₄	pH	Kond.	Prov ^b
Rör i upplaget. <i>Pipes in the pile.</i>							
1-2,0	Sep 77-aug 78	0,04	-	6	7,6-7,8	700	4
	Dec 78-nov 79	0,42	3,2	800	6,7-7,5	2 810	21
	Dec 79-nov 80	0,36	1,1	350	6,7-7,3	2 510	17
1-3,2	Sep 77-aug 78	0,04	-	6	6,4-8,2	800	12
	Dec 78-nov 79	0,25	3,2	620	6,7-7,9	2 350	22
	Dec 79-nov 80	0,31	1,2	380	6,8-7,1	2 290	17
9-2,5	Okt 79-nov 79	0,05	0,3	80	6,8-7,3	1 230	4
	Dec 79-nov 80	0,15	0,7	210	6,8-7,4	1 080	17
Rör i kanten av upplaget. <i>Pipes at the edge of the pile.</i>							
8-3,0	Maj 79-nov 79	0,07	0,4	100	7,3-7,7	740	12
	Dec 79-nov 80	0,12	0,3	90	7,3-7,8	730	17
Rör utanför upplaget. <i>Pipes outside the pile.</i>							
7-2,8 ^c	Dec 78-nov 79	0,02	-	9	7,3-8,0	600	25
	Dec 79-nov 80	0,04	-	20	7,2-7,8	550	34
5-3,4	Jun 78-aug 78	0,01	-	3	7,6-8,1	720	3
	Dec 78-nov 79	0,01	-	2	7,5-7,9	710	22
	Dec 79-nov 80	0,02	-	2	7,3-7,9	680	17

^aSite. ^bNumber of analyses. ^cMean values of 7-2.8 and 7-3.4.

Andelen fosfat i grundvattnet minskade med djupet under båda försöks-åren. Orsaken är adsorption och utfällning av fosfat i marken. Utfällning skedde troligen i huvudsak i form av olika sorters kalciumfosfat eftersom pH låg på den alkaliska sidan.

Orsaken till de förhöjda fosfathalterna i grundvattnet är troligen den tidigare omtalade höga vertikaltransporten av vattnet genom marken vilket kraftigt försämrar sorptionen av fosfat. Andra undersökningar visar att fosfat normalt binds upp mycket effektivt i marken och endast i små mängder återfinns i grundvattnet (Fryk & Heinemo 1979, Fryk & Olsson, opublikerat, och Heinemo & Brink 1978).

Förhöjda fosfathalter konstaterades även i grundvattenröret i kanten av upplaget. Någon påverkan på grundvattnet utanför upplaget iaktogs däremot inte.

Konduktivitet. Konduktiviteten i grundvattnet under upplaget varierade liksom övriga ämnen beroende på omsättning och lakvattenproduktion. En något annorlunda tidsvariation noterades dock jämfört med exempelvis permanganattal och kväveinnehåll (fig. 11). Nedgången under september och oktober 1979 var inte så markant. I samband med det kraftiga regnet i november registrerades t.o.m. en ökning av konduktiviteten. Tydligt medförde övergången från anaerob till aerob nedbrytning inte någon betydande minskning i utlakningen av ämnen som påverkar konduktiviteten. Detta är inte oväntat eftersom aerob nedbrytning är fullständigare och därför borde ge större andel oorganiska nedbrytningsprodukter jämfört med anaerob nedbrytning. Detta förklarar också att medelhalterna inte förändrats särskilt mycket mellan de båda försöksåren trots att omsättningen minskat (tabell 6).

Av tabellen framgår också att medelhalterna varit i stort sett lika på båda djupen under hela försöksperioden. Detta torde ha att göra med hur kloridjonen uppträder i marken. Vid perkulationsförsök med material från

försöksområdet framkom nämligen att korrelationen mellan Cl och konduktiviteten var god i avrinnande vatten (Fryk & Olsson, opublicerat). Vidare noterades en mycket snabb transport av Cl genom jordpelaren och redan efter ungefär en månad var Cl-halten i avrinnande vatten densamma som i påfört lakvatten. Någon fastläggning av Cl skedde alltså inte. Detta är naturligt eftersom kloridjonen har mycket svag bindningsstyrka till de laddade jordpartiklarna.

pH-värdet. Efter utläggningen av avfallet sjönk pH från 7,8 till 6,8 i grundvattnet på både 2,0 och 3,2 m djup (fig 11). Huvudsakligen skedde detta under januari 1979 i samband med att grundvattenytan steg och att upplagrade nedbrytningsprodukter utlakades ur avfallet.

pH-sänkningen kan bl.a. ha berott på att marken vattenmättades vilket bör ha påverkat karbonatsystemet och redoxförhållandena. Ponnanperuma (1972) uppger att pH sänks vid vattenmättnad av kalkrika jordar framför allt beroende på förändring i det partiella koldioxidtrycket i marken.

Dessutom kan pH ha påverkats av att sura nedbrytningsprodukter transporterats ner i marken. I viss mån kan även förändringar i den mikrobiella aktiviteten ha haft betydelse.

Jonbytesprocesser torde dock inte ha påverkat pH nämnvärt eftersom leran inom försöksområdet har mycket hög basmättnadsgrad.

Någon nämnvärd påverkan på pH i övriga grundvattenrör noterades inte (tabell 6).

Tungmetaller. Efter utläggningen av avfallet noterades en kraftig påverkan på innehållet av tungmetaller i löst form i grundvattnet direkt under upplaget (fig. 12). Någon spridning i horisontell riktning iaktogs dock inte (tabell 7).

Samvariationen mellan Cd och Pb i grundvattnet var mycket god. Av lakvattenredovisningen framgår att dessa metaller till mellan 10 och 20 % förelåg i löst form under 1979 varför halterna naturligt nog var låga i grundvattnet under denna period. Anmärkningsvärt är dock de mycket höga halterna på 3,2 m djup i slutet av januari 1979 - 250 Pb µg/l och 11 Cd µg/l. En förklaring till detta kan vara att Pb och i viss mån även Cd kan bilda mycket lättlösliga metall-organiska komplex som snabbt förflyttar sig i marken, vilket redan tidigare antytts. Under 1980 ökade medelhalten löst Pb och Cd i grundvattnet betydligt trots att en totalhaltsminskning av dessa metaller noterades i lakvattnet. Andelen löst Pb och Cd ökade dock betydligt i lakvattnet från första till andra året. Bidragande orsaker till haltökningen i grundvattnet kan ha varit att marken i viss mån mättats och att ändrade redoxförhållanden i avfallet mot slutet av försöksperioden kan ha medfört en upplösning av tidigare bildade sulfider (Morel, Westall, O'Melia & Morgan 1975).

Även Zn och Cu samvarierade relativt väl under försöksperioden och uppvisade i stort sett samma mönster som permanganattal och kväve. Mot slutet av försöksperioden sjönk halterna av dessa metaller betydligt. Detta kan ha berott på att Zn och Cu adsorberats på järn(II)oxid som troligen uppträtt i marken under försökets senare del. Huang, Elliot & Ashmead (1977) uppger nämligen att Zn och Cu lättare absorberas på järnoxid än Pb och Cd.

Halten löst Ni uppvisade mycket god överensstämmelse med permanganattalet i grundvattnet under 1979. Andelen löst Ni i lakvattnet var under denna period så hög som 90 %. Detta är inte oväntat eftersom Ni under anaeroba förhållanden i huvudsak föreligger i form av lösliga organiska komplex (Lu & Chen 1977). Ni i löst form påverkas därför betydligt mindre av reducerande miljö än övriga metaller.

Cr intog en mellanställning och samvarierade med Ni under 1979 och med Pb och Cd under 1980 (fig. 12).

Som tidigare framgått sjönk Fe- och Mn-halterna kraftigt i lakvattnet från 1979 till 1980 beroende på ändrade redoxförhållanden i avfallet (tabell 4). Någon motsvarande minskning iaktogs dock inte i grundvatt-

net under upplaget (fig. 12). Tydligt var utlösning av dessa metaller ur marken helt avgörande för halterna i grundvattnet.

Mn-halten var förvånansvärt jämn efter den första kraftiga toppen i januari och februari 1979 och i stort sett lika på båda djupen. En jäm-

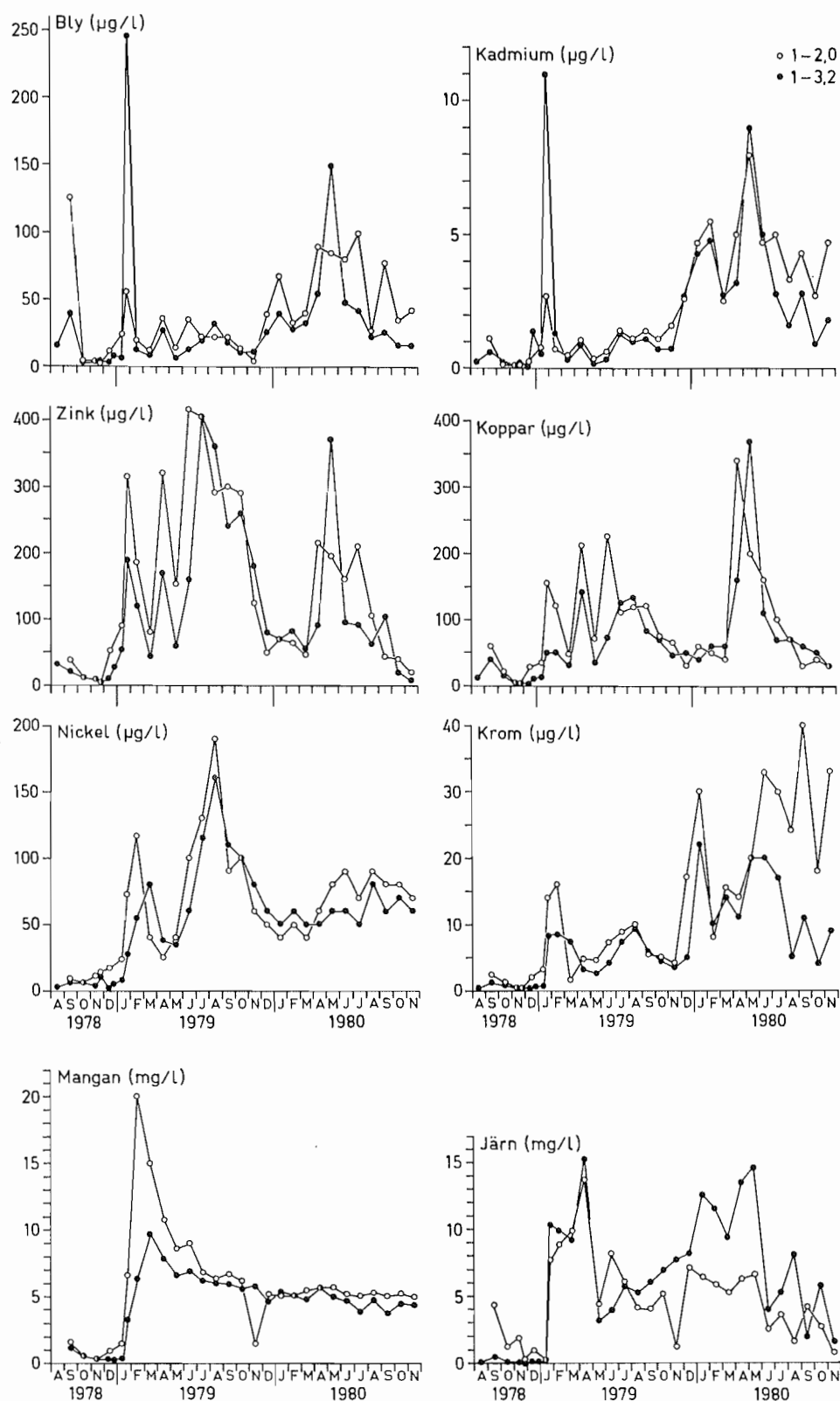


Fig. 12. Tungmetaller i löst form i grundvattnet. Heavy metals in solvent form in the ground water.

Tabell 7. Tungmetaller i löst form i grundvattnet. *Heavy metals in solvent form in the ground water. (Values in µg/l.)*

Läge ^a	Period	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Cd	Prov ^b
Rör i upplaget. <i>Pipes in the pile.</i>										
1-2,0	Sep 77-aug 78	300	300	4	3	2	6	<0,5	0,10	1
	Dec 78-nov 79	5 700	7 700	230	110	22	80	6,6	1,04	13
	Dec 79-nov 80	4 400	5 300	100	100	60	70	24	4,42	12
1-3,2	Sep 77-aug 78	50	50	30	10	16	3	<0,5	0,22	1
	Dec 78-nov 79	6 000	5 100	160	60	30	65	4,7	1,48	14
	Dec 79-nov 80	8 000	4 700	100	90	42	60	12	3,47	12
9-2,5	Okt 79-nov 79	200	80	70	120	12	10	1,9	2,90	2
	Dec 79-nov 80	500	140	110	90	37	12	2,5	2,89	12
Rör i kanten av upplaget. <i>Pipes at the edge of the pile.</i>										
8-3,0	Maj 79-nov 79	50	100	50	50	27	9	1,0	0,28	7
	Dec 79-nov 80	100	<50	30	30	10	<3	<0,5	0,19	12
Rör utanför upplaget. <i>Pipes outside the pile.</i>										
7-2,8 ^c	Dec 78-nov 79	<50	<50	30	20	11	3	0,7	0,18	15
	Dec 79-nov 80	<50	<50	20	20	6	<3	<0,5	0,26	24
5-3,4	Jun 78-aug 78	130	<50	20	10	43	5	<0,5	0,20	3
	Dec 78-nov 79	<50	<50	50	20	18	3	<0,5	0,47	14
	Dec 79-nov 80	130	<50	30	<10	21	<3	<0,5	0,08	12

^aSite. ^bNumber of analyses. ^cMean values of 7-2.8 and 7-3.4.

vikt mellan utlöst och fastlagd Mn hade tydligen inställt sig. En sådan jämvikt påverkas av redoxförhållande, jonbyte, utfällning (MnCO_3) och bildning och upplösning av olika komplex (Ponnamperuma 1972).

Fe-halten i grundvattnet varierade däremot kraftigt under försöksperioden. Den var företrädesvis högre i grundvattnet på 3,2 m än på 2,0 m djup. Det kan förklaras med att Fe i löst form bl.a. kan fällas ut som sulfider och komplexbindas med humussyror.

I juni 1980 då nitrat började uppträda i grundvattnet minskade järnhalten markant och uppvisade därefter ett negativt samband med nitrat. Tydligt oxiderades järn i samband med att nitrat reducerades. Någon samtidig förändring av manganhalten noterades däremot inte. Detta är inte oväntat eftersom järn under svagt oxiderande förhållanden i allmänhet oxideras lättare än mangan.

En mängd faktorer kan alltså inverka på förekomsten av lösta metaller i grundvattnet. Av stor betydelse är naturligtvis mängd och förekomstform i perkolerande lakvatten men även markens tungmetallinnehåll inverkar. Vidare måste hänsyn tas till bl.a. följande. a) Utfällning av svårlösliga föreningar under aeroba förhållanden och av sulfider under anaeroba. b) Adsorption vid järn(II)sulfid, järn(III)- och mangan(IV)-oxider, lera och organiskt material. c) Karbonat-, sulfat-, fosfat-, klorid- och redoxjämvikter. d) Bildning av lösliga komplex, exempelvis lösliga organiska komplex och lösliga sulfidkomplex.

Koliforma bakterier. Antalet koliforma bakterier i grundvattnet på 3,2 m djup under upplaget var mycket stort. Det framgår av följande sammanställning. Värden i antal per 100 ml.

	35 °C	44 °C	Prov
Dec 78 - nov 79	3 500-2 000 000	3 500-300 000	3
Dec 79 - nov 80	24 000- 350 000	24 000-170 000	3

Kombinationen hög grundvattenyta och snabb vertikaltransport av lakvatten genom marken har tydligen starkt försämrat möjligheterna till reduktion av antalet koliforma bakterier. Normalt sett borde reduktionen nämligen vara god vid passage genom leran som resultat av filtrations- och adsorptionsprocesser.

Denna situation är naturligtvis mycket ogynnsam eftersom de koliforma bakteriernas överlevnadsförmåga i grundvattnet är god. *Escherichia coli* har exempelvis visat sig kunna överleva mellan två och tre år i grundvattenzonen (Gerba, Wallis & Melnick 1975).

SAMMANFATTNING

Målet med undersökningen var att i fältstor skala och på tätt underlag bestämma art och mängd av lakvatten från två olika upplag av malda sopor, nämligen med och utan inblandning av avloppsslam. Dessutom skulle lakvattnets inverkan på grundvattnet undersökas.

Båda upplagen gjordes 40x40 m samt ungefär 1 m höga.

Avfallet i upplagen var vid försökets slut väl omsatt. Av ursprungligt innehåll av organiskt och syntetiskt material hade 68 resp. 58 % nedbrutits under försökstiden i upplagen med och utan slam.

Kväveförlusten från upplaget med slam uppgick till 52 % av ursprungs-innehållet och från upplaget utan slam till 25 %.

Det totala innehållet av tungmetaller påverkades inte nämnvärt av omsättningen. Däremot ökade halterna i båda upplagen i takt med nedbrytningen av det organiska materialet.

Den uppmätta avrinningen från upplagen var mycket låg beroende på nedtransport av lakvatten i marken. Mycket grovt uppskattat var avrinningen till grundvattnet omkring 45 % av nederbörden från upplaget med slam och 20 % från upplaget utan slam.

I lakvattnet från upplaget med slam noterades höga halter av ammonium och organiskt bundet kväve under försökets första år. Under det andra året dominerade nitrat. Halterna av de flesta undersökta ämnena minskade under försökets gång.

På grund av extremt låg avrinning från upplaget utan slam var utspädningen i mätkärl kraftig. Det var därför inte meningsfullt att utreda detta lakvattens sammansättning vidare.

I marken under upplaget med slam noterades kraftigt förhöjda ammonium- och tungmetallhalter. Även under upplaget utan slam noterades något förhöjda ammoniumhalter men påverkan på markens tungmetallinnehåll var obetydlig.

Något grundvatten under upplaget utan slam erhöles inte under försöksperioden. Tydligen dränerades leran under detta upplag effektivt av underliggande moränlager.

Grundvattnet under centrum av upplaget med slam kontaminerades mycket kraftigt av perkolerande lakvatten. I samband med hög aktivitet i upplaget under försökets första år noterades kraftigt förhöjda halter av de flesta undersökta ämnena i grundvattnet.

Av kväveföreningarna dominerade det organiskt bundna kvävet. Nitrat började uppträda i grundvattnet först under försökets sista månader och då i relativt låga halter.

Innehållet av kväve och organiskt material minskade kraftigt från första till andra året i samband med att omsättningen i upplaget stabiliserades.

Medelhalterna av fosfat, tungmetaller i löst form och konduktivitet förändrades däremot inte särskilt mycket från första till andra året. För medelhalterna av Cd, Pb och Cr noterades t.o.m. en ökning från första till andra året.

Mycket höga halter av coliforma bakterier konstaterades i grundvatt-
net framför allt under det första försöksåret.

Någon horisontell transport av föroreningar i leran iaktogs inte.

EFTERSKRIFT

Mot bakgrund av vunna erfarenheter under försökets gång framlades för-
slag till naturvårdsverket om att komplettera undersökningen med två
mindre upplag på gummitäckt mark för vattenbalans- och lakvattenstudier.
Dessutom föreslogs åtgärder för kontroll av föroreningsgraden i morän-
akviferen under leran.

Förslagen avvisades med hänvisning till att deponering av malt avfall
är ett överspelat kapitel i Sverige och att tillräcklig kunskap om denna
typ av upplag redan finns.

LITTERATUR

- Andersson, A. 1976. On the Determination of some Heavy Metals in
Organic Material. *Swed. J. Agric. Res.*, 6, 145-150.
- Andersson, A. 1977. Heavy Metals in Swedish Soils: On their Retention,
Distribution and Amounts. *Swed. J. Agric. Res.*, 7, 7-20.
- Brink, N., Gustavsson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring
från åker. *Ekohydrologi nr 1*, 1-60.
- Caffrey, R.T. & Ham, R.K. 1974. The role of evaporation in determining
leachate production from milled refuse landfills. *Compost Sci.*, 15,
11-15.
- Fryk, G. & Heinemo, S.Å. 1979. Självrening av lakvatten från kompost
på sand och mo. *SNV PM 1098*.
- Fryk, G. & Ohlsson, T. Kolonnförsök med lakvatten från avfallsdeponi,
underhandsresultat, opublicerat.
- Fuller, W.H. & Korte, N. 1976. Attenuation mechanisms of pollutants
through soils. Proc. Res. Symp. Rutgers Univ., New Brunswick.
EPA-600/9-76-004, 111-122.
- Gerba, C.P., Wallis, C. & Melnick, J.L. 1975. Fate of wastewater
bacteria and viruses in soil. *J. Irrig. Drain. Div. Am. Soc. civ. Engrs*, Proc. of the ASCE 101.
- Griffin, R.A., Frost, R.R., Au, A.K., Robinson, G.D. & Shimp, N.F.
1977. Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by
clay minerals: Part 2 - Heavy-metal adsorption. *Environ. Geol.*
Notes No. 79, 1-47.
- Ham, R.K. 1976. Solid waste degradation due to shredding and sludge
addition. Proc. Res. Symp., Rutgers Univ., New Brunswick.
EPA-600/9-76-004, 168-176.
- Ham, R.K. & Andersson, C.R. 1975. Pollutant production by refuse
degradation in test lysimeters. *Waste Age*, dec. 1974-feb. 1975.
- Ham, R.K. & Karnauskas, R. 1974. Leachate Production from Milled and
Unprocessed Refuse. *ISWA Inf. Bull. No. 14/15*, 3-15.
- Heinemo, S.Å. & Brink, N. 1978. Utlakning ur kompost av sopor och
slam. *SNV PM 1095*.
- Hovsenius, G. 1979. Kemiska egenskaper hos hushållsavfall, slam och
kompost. *SNV PM 1096*.
- Huang, C.P., Elliott, H.A. & Ashmead, R.M. 1977. Interfacial reactions
and the fate of heavy metals in soil-water systems. *J. Wat. Pollut.*
Control Fed., 49, 745-756.

- Johansson, P.O. 1977. Organiskt kol (humus) enligt Walkley & Black. *Övningskomp. i marklära*. Avd. för marklära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Krogstad, O. 1975. Mikrobiologiske forhold ved kompostering av avfall og slam. *Melding nr 3*.
- Lindén, B. 1977. Utrustning för jordprovtagning i åkermark. *Rapport nr 112*, 1-29. Avd. för växtnäringslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lu, J.C.S. & Chen, K.T. 1977. Migration of trace metals in interfaces of seawater and polluted surficial sediments. *Environ. Sci. & Technol.*, 11, 174-182.
- Morel, F.M.M., Westall, J.C., O'Melia, C.R. & Morgan, J.J. 1975. Fate of trace metals in Los Angeles County wastewater discharge. *Environ. Sci. & Technol.*, 9, 756-761.
- Persson, B.L. & Rylander, H. 1974. Deponering av fast avfall - lakvattenproblematiken. *Vatten*, 30, 109-123.
- Persson, B.L. & Rylander, H. 1977. Recirkulation av lakvatten vid avfallsdeponering. *Bulletin Serie VA nr 15*. Lunds Tekniska Högskola.
- Pierau, H. & Müller, G. 1970. Die Bedeutung der "Rotte-Deponie" für eine hygienisch einwandfreie Beseitigung von Klärschlamm zusammen mit festen häuslichen Abfallstoffen. *Städtehygiene*, 21, 82-87.
- Pohland, F.G. 1976. Landfill management with leachate recycle and treatment: an overview. Proc. Res. Symp. Rutgers Univ., New Brunswick. EPA-600/9-76-004, 159-167.
- Ponnamperuma, F.N. 1972. The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.*, 24, 29-96.
- Reinhardt, J.J. & Ham, R.K. 1973. Final Report on a Demonstration Project at Madison, Wisconsin, to investigate Milling of Solid Wastes. Vol. 1, U.S. E.P.A., Office of Solid Waste Management Programs.
- Selmer-Olsen, A.R. & Goffeng, G. 1977. Fysisk og kjemisk avfallssammensetning. *Melding nr 9*.

- | Nr | År | Författare och titel. <i>Author and title.</i> |
|----|------|---|
| 6 | 1980 | Arne Gustafson och Mats Hansson. Växtnäringsförluster i Skåne och Halland. <i>Losses of Nutrients in Skåne and Halland.</i>
Nils Brink, Sven L. Jansson och Staffan Steineck. Utlakning efter spridning av potatisfruktsaft. <i>Leaching after Spreading of Potato Juice.</i>
Nils Brink och Arne Gustafson. Att spå om gödselkväve. <i>Forecasting the Need of Fertilizer Nitrogen.</i>
Arne Gustafson och Börje Lindén. Lantbruksuniversitetet satsar på exakta-
re kvävegödsling. |
| 7 | 1980 | Nils Brink och Börje Lindén. Vart tar handelsgödselkvävet vägen. <i>Where Does the Commercial Fertilizer Go.</i>
Barbro Ulén och Nils Brink. Omgivningens betydelse för primärproduktionen i Vadsbrosjön. <i>The Importance of the Environment for the Primary Production in Lake Vadsbrosjön.</i>
Arne Gustafson. Jordbruket och grundvattnet.
Nils Brink. Utlakningen av växtnäring från åkermark.
Nils Brink. Vart tar gödseln vägen. |
| 8 | 1981 | Nils Brink. Förurning av grundvatten på åker. <i>Acidification of Ground-water on Arable Land.</i>
Rikard Jernlås och Per Klingspor. TCA-utlakning från åker. <i>Leaching of TCA from Arable Land.</i>
Arne Joelsson. Ytavspolning av fosfor från åkermark. <i>Storm Washing of Phosphorus from Arable Land.</i>
Arne Gustafson, Sven-Olof Ryding och Barbro Ulén. Kontroll av växtnäringsläckage från åker och skog. <i>Control of Losses of Nutrients from Arable Land and Forest.</i> |

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

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

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

DISTRIBUTION:

Pris: 15:-

Sveriges lantbruksuniversitet
Avdelningen för vattenvård
750 07 UPPSALA, Sweden

tel 018-10 20 00 ankn 2460