

**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

Sven-Åke Heinemo och Nils Brink

UTLAKNING UR KOMPOST AV SOPOR OCH SLAM

Leachate from Compost of Refuse and Sludge

Nils Brink

SELF-PURIFICATION STUDIES OF SILAGE JUICE

Arne Gustafson och Mats Hansson

VÄXTNÄRINGSLÄCKAGE PÅ KRISTIANSTADSSLÄTTEN

Loss of Nutrients on the Kristianstad Plain

Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink

EN GÖDSELSTAD FÖRORENAR DRICKSVATTEN

Pollution of the Groundwater by a Dung Yard

Ekohydrologi 3

Uppsala 1979

Avdelningen för vattenvård

**Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Water Management**

ISBN 91-576-0130-5

ISSN 0347-9307

FÖRORD

I detta nummer av Ekohydrologi har samlats fyra uppsatser varav två gäller läckage från upplag av kompost och stallgödsel, en läckage av växtnäring från åker och en självrening av ensilagepressaft. Två av uppsatserna har förut publicerats.

Forskningsnämnden vid statens naturvårdsverk, Statens råd för Skogs- och jordbruksforskning och Stiftelsen Oscar och Lili Lamms minne har stått för kostnaderna.

1979-01-31

INNEHÅLL

- Heinemo, S.Å. & Brink, N. 1978. Utlakning ur kompost av sopor och slam. *SNV PM 1095*, 1-28.
- Brink, N. 1978. Self-purification Studies of Silage Juice in Flumes. *Swedish J. agric. Res.*, 8, 139-153.
- Gustafson, A. & Hansson, M. 1979. Växtnäringsläckage på Kristianstadsslätten. *Ekohydrologi Nr 3*, 1-12.
- Sundqvist, P.-G. & Brink, N. 1979. En gödselstad förorenar dricksvatten. *Ekohydrologi Nr 3*, 13-19.

SNV PM 1095

Forskningsnämnden
Kontraktsnr 7-155/74--77

UTLAKNING UR KOMPOST AV SOPOR OCH SLAM

Leachate from Compost of Refuse and Sludge

Sven-Åke Heinemo och Nils Brink

Avdelningen för vattenvård
Sveriges lantbruksuniversitet
750 07 UPPSALA

Telefon
018/10 20 00

Leachate from Compost of Refuse and Sludge

Sven-Åke Heinemo och Nils Brink

Abstract

The nature and quantity of leachate was determined in connection with a larger project (the Laxå project) concerned with the composting of household refuse and sewage sludge. The investigation was carried out on a sectioned concrete slab, on sand, and on fine sand. Two types of compost, screened and unscreened, were studied on the concrete slab, and unscreened compost on the two soils. The compost heap was about 1 m high.

The quantity of leachate amounted to 57% of the precipitation for unscreened, and 38% for screened compost. The proportion of pollutants was considerable, being highest on the screened compost, where the metabolic processes were most rapid. The nitrogen was by far the most prominent, with an annual leaching rate of 1-15% of the content in the compost mass. Most of the nitrogen was in the form of nitrate.

The ground water in sand and fine sand was very heavily contaminated by nitrate. Contents of 300 NO₃-N mg/l were measured. Distinctly increased contents of cadmium were observed in sand in association with low pH. A release from the sand may have occurred concomitantly with leakage from the pile.

The leakage of material is heavily dependent on the precipitation. Nevertheless, as a rule, no more than a fraction of 1% is leached from the compost each year. Consequently it is all a question of a very long term process, and in this respect these heapes resemble ordinary refuse dumps.

UTLAKNING UR KOMPOST AV SOPOR OCH SLAM

Sven-Åke Heinemo och Nils Brink

INLEDNING

Vid framställning av kompost ur kommande avfall läggs komposten i upplag. Antingen detta sker i tillfälliga eller slutliga upplag finns en uppenbar risk för störningar på ytvatten och grundvatten genom läckage av lakvatten.

Läckage från upplag av avfall och inverkan på ytvatten och grundvatten har uppmärksammats i ett flertal undersökningar (Andersen & Dornbush 1967; Farkasdi, Golwer, Knoll, Matthess & Schneider 1969; Golwer, Matthess & Schneider 1970; Brink, Gustafson & Wiklund 1971; Exler 1972; Meijer 1973). Upplagen har till övervägande del bestått av hushållsavfall. I en del fall har upplag av malda sopor studerats (Caffrey & Ham 1974; Persson & Rylander 1974, 1977).

Produktion och sammansättning av lakvatten belyses i ett flertal publikationer (Pierau 1968; Brink *et al.* 1971; Meijer 1973; Caffrey & Ham 1974; Persson & Rylander 1974, 1977; Dilaj & Lenard 1975).

Mycket få studier har gjorts på utlakning från upplag av kompost av hushållssopor och avloppsslam. Här kan nämnas en jämförande extraktionsstudie mellan förbränningsaska och kompost av Wolfskehl & Boye (1966).

MÅL OCH METOD

Denna undersökning skall ge svar på frågan om mängd och sammansättning av lakvatten från upplag av slam-sopkompost och om lakvattnets inverkan på ytvatten och grundvatten.

För att nå målet har sådan kompost lagts på tre olika underlag, nämligen dränerad betongplatta, sandjord och mojord. På plattan har två slags kompost studerats, nämligen osiktad och siktad. Avrinnande vatten från plattan mättes och analyserades. Grundvattenkvaliteten på både sandområdet och moområdet där osiktad kompost i båda fallen användes som studiematerial, kontrollerades på två djup. Detta skedde uppströms, nedströms och under deponierna. Nederbörd, snödjup och tjäldjup registrerades.

Försöken pågick från april 1975 till maj 1978.

FÖRSÖKSPLATSERNA

Undersökningen utfördes i anknötning till samkomposteringsprojektet i Laxå (Hovsenius 1974) på en dränerad betongplatta och på sandjord och mojord. Försöksplatserna är inprickade på kartan i fig. 1 och specificeras nedan.

Betongplattan

En sektionerad betongplatta göts i omedelbar anslutning till komposteringsverket (fig.2). Plattan var klädd med plast för att hindra kontakt mellan lakvattnet och betongen. Från sektionerna, som var fyllda med tvättad makadam, gick uppsamlings slangar till ett mätrum under jord. I juni 1976 fylldes plattan till en höjd av 0,8 m med två slags kompost, nämligen 270 m^3 (115 ton TS) osiktad och 70 m^3 (13,9 ton TS) siktad kompost.

Sandjorden

Området ligger intill Brostugani Laxå kommun. Det bestod av ett hygge med nyplantering av tall (fig. 3). Öster om området finns ett grustag. I väster och norr begränsas det av en mosse. Området sluttar mot nord-

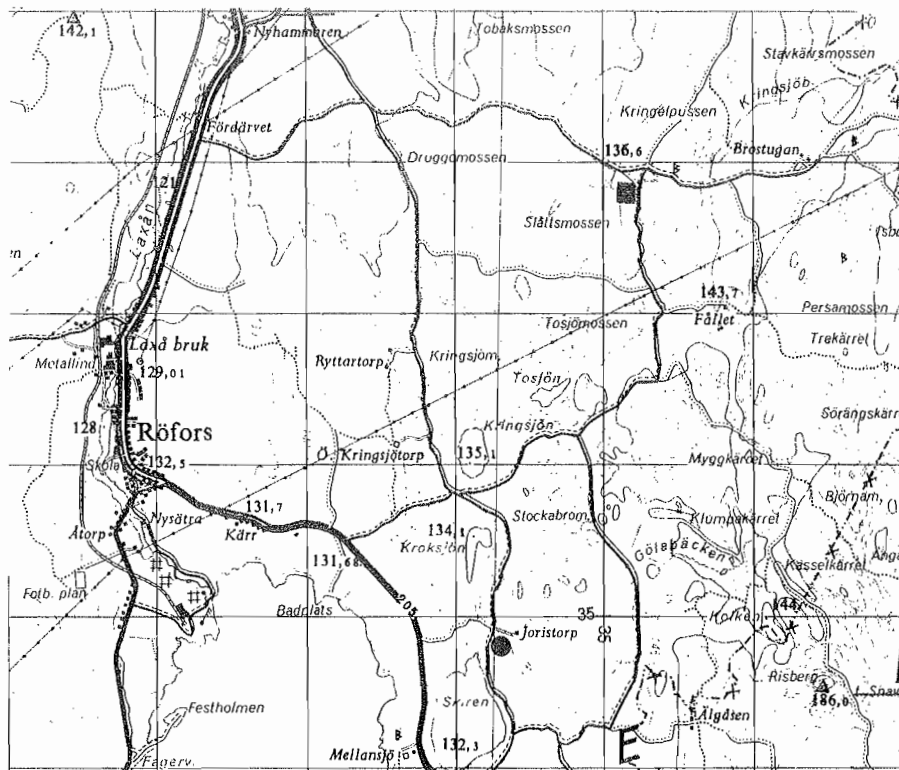


Fig. 1. Försöksplatser med omgivning. *Compost disposal sites.* ■, sandjord, sand; ●, mojord, fine sand.

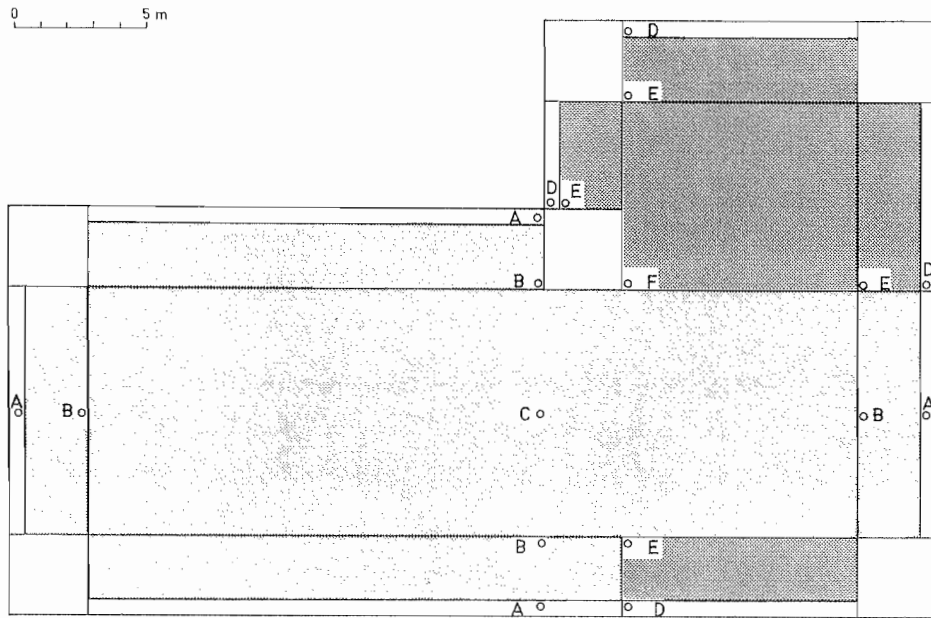


Fig. 2. Sektionerad betongplatta. *Sectioned concret slab*. ABC, osiktad kompost, *unscreened compost*; DEF, siktad kompost, *screened compost*; A & D, ytvatten, *surface water*; BC & EF, lakvatten, *leachate*.

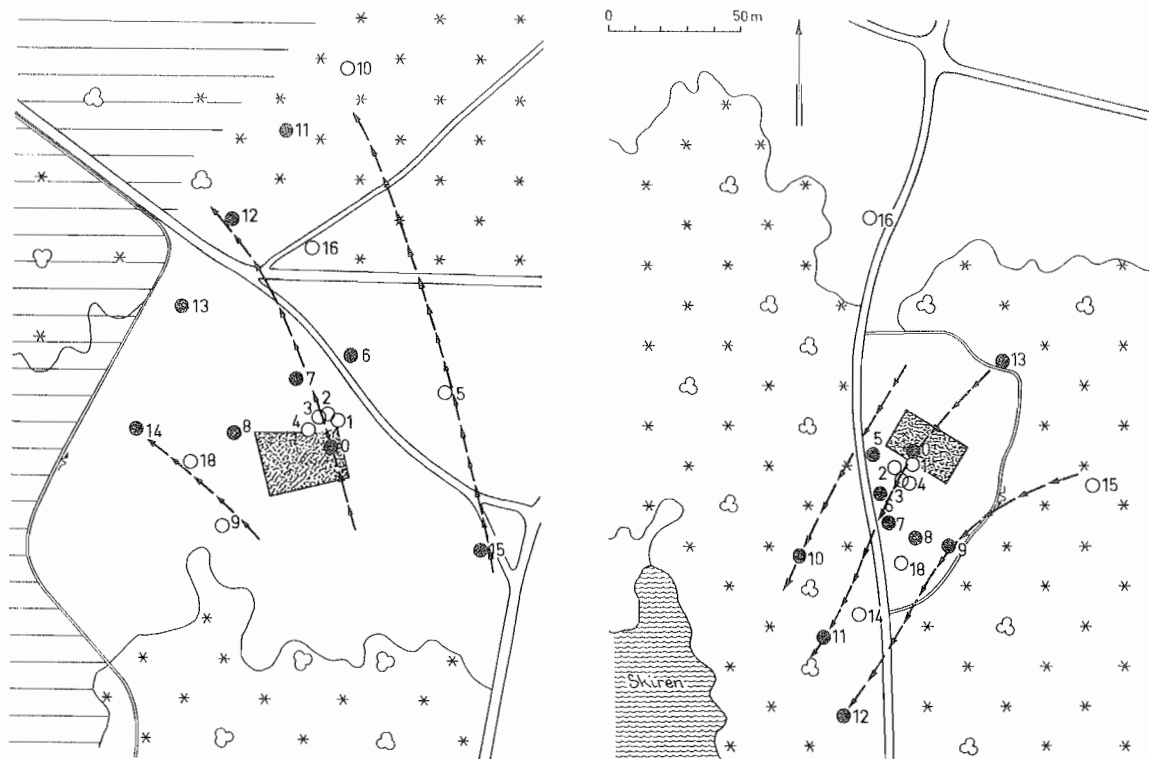


Fig. 3. Upplagsplats på sandjord (Brostugan) och mojord (Joristorp). *Compost heap on sand (left) and fine sand (right)*. →, grundvattenströmmens riktning, *direction of flow of ground water*. Grundvattenrör, *ground water pipes*: ●, prov och lodning, *sampling and sounding*; ○, endast lodning, *sounding only*.

väst. Den kvartära avlagringen består av sandigt åsmaterial (fig. 4). Linser av finare och grövre material förekommer, likaså järn- och manghorisonter. Området försågs med 30 grundvattenrör på 19 lokaler för provtagning och lodning. Innan kompost lades på platsen avlägsnades matjord, stubbar och vedrester. I november 1975 lades 370 m³ (160 ton TS) osiktad sopkompost med ca 1 m höjd.

Mojorden

Området ligger vid Joristorp i Laxå kommun. Det bestod av en äng (fig. 3). I nordost ligger en skogsplantering och i sydväst sjön Skiren. Området sluttar mot sydväst. Den kvartära avlagringen består av moigt åsmaterial (fig. 4). Grövre material förekommer. Området försågs med 30 grundvattenrör på 18 lokaler. Före utläggningen av kompost skrapades matjordslagret bort. I november 1975 utlades 320 m³ (140 ton TS) osiktad kompost med ca 1 m höjd.

MATERIAL OCH METODER

Kompost

Komposten har producerats under 1975 i en komposteringsreaktor och därefter slutmognats i strängar. Två kompostslag användes, nämligen osiktad och siktad. Båda kompostslagen var framställda ur hushållsavfall som malts i en hammarkvarn med rosteravstånd 60 mm och som därefter blandats med slam. Den siktade komposten framställdes efter kompostering genom siktning i en skaksikt med maskvidden 18 mm.

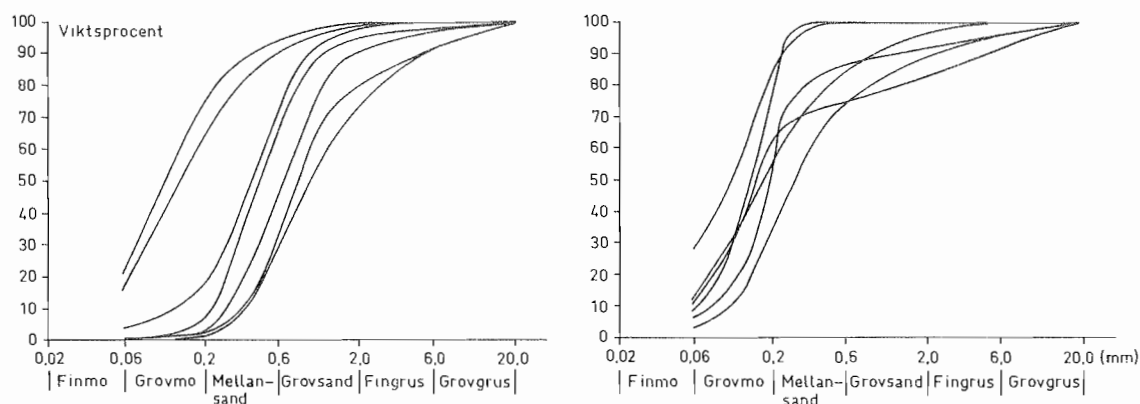


Fig. 4. Siktkurvor för sandjorden (vänster) och mojorden (höger).
Grain size distribution of the sand (left) and the fine sand (right).

Kompostmassans sammansättning framgår av följande sammanställning (värden i TS g/ton).

| Analys | Osiktad | Siktad | Prov | Analys | Osiktad | Siktad | Prov |
|--------|---------|---------|------|--------|---------|--------|------|
| Aska | 495 000 | 438 000 | 3 | Fe | 71 600 | 25 300 | 6 |
| Tot-C | 440 000 | 240 000 | 3 | Zn | 2 700 | 2 700 | 6 |
| Tot-N | 16 000 | 12 000 | 3 | Cu | 2 300 | 1 100 | 6 |
| Tot-P | 5 000 | 6 000 | 3 | Pb | 1 100 | 1 900 | 6 |
| TS (%) | 71 | 64 | 3 | Cd | 11 | 5 | 6 |
| pH | 7,2 | 8,2 | 3 | Hg | 3 | 3 | 6 |

Genom siktningen avlägsnades större plaststycken och metallbitar. Härigenom minskades innehållet väsentligt av totalkol, järn och koppar. Förklaringen till att blyhalterna var högre i den siktade komposten än i den osiktade är enligt Hovsenius (1978) att huvudkällan till bly är metallburkar, vilka korroderar under komposteringen. Den avsiktning som gjorts har medfört att relativt blyfria komponenter avskiljts och att huvuddelen av blyet fördelats i en mindre total kompostmängd. Härutöver kan provtagningsfel ha spelat viss roll.

Siktningen medfördes också att C:N-kvoten minskade från 27 till 20 mest beroende på att svårnedbrytbar plast avlägsnades. De biologiska omsättningarna i kompostmassan kan härigenom väntas ske snabbare i den siktade än i den osiktade. Eljest är C:N-kvoterna optimala för nedbrytning.

Nederbördsrätmätare

Nederbörden vid plattan mättes på sommarhalvåret med en pluviograf och på vinterhalvåret med en SMHI:s standardrätmätare. Den senare påfylldes med glykol för smältning av snön. De avlästes varje månad. SMHI:s nederbördsrätmätningar vid Törntorp i Närke har också utnyttjats.

Avrinningsrätmätare

Avrinnande vatten från plattan togs emot i mätkärl i ett mätrum under jord. De var av plast och hade nivåvakter för en övre och en nedre nivå. Nivåvakterna bestod av elektroder som genom brytning och slutning av höghomiga strömkretsar styrde magnetventiler (fig. 5). Tömningarna registrerades med händelseskivare. Mätkärlens volym var ca 10 liter och tömningstiden ca 30 sekunder.

På grund av den relativt långa tömningstiden uppstår ett mätfel på grund av tillströmning under själva tömningen. Felet är approximativt $q_i/(q_0 - q_i)$ som ger

$$n = N \cdot q_i / (q_0 - q_i), \quad (1)$$

där n är tillägget till N tömningar per dygn, q_i är tillrinningen och q_0

utrinningen i l/s utan tillrinning. Mättillägget bestäms av värdeparen på en kurva

$$N = 86\,400 q_i (q_0 - q_i) / V \cdot q_0, \quad n = 86\,400 q_i^2 / V \cdot q_0, \quad (2)$$

där V är mätkärlets volym.

Tillägget rörde sig för det mesta om högst 10% och var vanligen mycket mindre.

Grundvattenrör

Grundvattenrören på sanden och mon användes för mätning av grundvatten-trycket och för provtagning. Utförandet överensstämmer med beskrivning av "gemensamt rör med förträngning" enligt Brink, Gustafson & Persson (1978). Rören betecknas med lokal jämte djup i meter (ex. 0-1,4 där 0 anger lokal och 1,4 djup till inströmningsfiltrets överkant). Som skydd mot åverkan försågs rören med ett galvaniserat järnrör ovan markytan. Detta var omgärdat av en sandfylld betongring. Mellan betongringen och markytan fanns en plastfilm.

Några få rör var av järn. De användes endast för lodning. Alla andra var av plast.

Provtagningsutrustning och provtagning

Grundvattnets trycknivå bestämdes med ett elljuslod en gång i månaden. Lodet bestod av ett mässingsrör och en mässingsspets som elektriskt var förbundna via en bandkabel till en transistorkrets. Vid vattenkontakt mellan mässingsröret och mässingsspetsen tände transistorn en lysdiod.

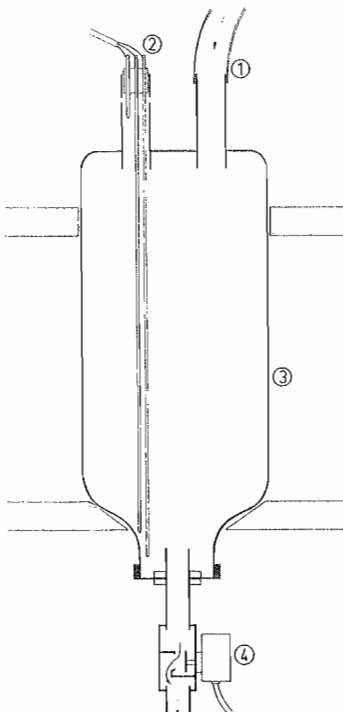


Fig. 5. Mätkärl, *measuring vessel*. 1, inlopp, *inflow*; 2, elektroder, *electrodes*; 3, plastflaska, *plastic bottle*; 4, magnetventil, *magnetic valve*.

Prov på vatten från plattan togs efter mätanordningen under avrinningsperioderna, dock högst en gång per månad. Prov på grundvatten togs månatligen enligt fig. 3. Tre dagar före provtagningen uppmättes trycknivån och läns pumpades rören.

Prov från grundvattenrören sögs upp med en sugflaska av glas som evakuerades med en handdriven vakuumpump. För att undvika kontaminering av prov för tungmetallbestämning användes polyeten och silikongummi i slangar och korkar. Ett glasullsfiler kopplades då till utrustningen vid provtagning. Vattenprov togs på följande lokaler och djup.

Sandjorden:

| | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0-1,4 | 0-2,3 | 6-2,0 | 6-3,0 | 7-2,0 | 7-2,8 | 8-1,4 | 8-3,2 | 11-0,6 |
| 11-2,0 | 12-0,5 | 12-2,1 | 13-0,4 | 13-2,2 | 14-0,8 | 14-1,9 | 15-0,7 | 15-3,2 |

Mojorden:

| | | | | | | | | |
|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0-1,6 | 0-1,7 | 0-3,3 | 5-2,0 | 5-3,0 | 6-1,8 | 6-2,7 | 7-1,5 | 7-2,8 |
| 8-1,1 | 8-2,2 | 9-1,1 | 9-2,4 | 10-1,1 | 10-3,8 | 11-1,2 | 11-3,7 | 12-1,6 |
| 12-3,9 | 13-0,7 | 13-2,7 | | | | | | |

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 H_2SO_4 (4 ml/l), det andra med kloroform (1 ml/l) och det tredje med koncentrerad HNO_3 (125 ml/l). Proven förvarades vid 2-4°C och analyserades inom 14 dagar.

Vid provtagning för bakteriologisk analys användes vid försökets början en slangpump. Detta visade sig vara en osäker provtagningsteknik, varför prov efter april 1976 togs med vanlig sugflaska. Innan provet togs sköljdes flaskan två gånger med provvatten. Proven avlämnades för analys inom fyra timmar.

Analysmetoder

De kemiska analyserna på vatten gjordes på eget laboratorium och de bakteriologiska på hälsovårdsnämndens laboratorium i Örebro. Torrsubstans, aska och pH hos kompostmassan bestämdes på projektets laboratorium i Laxå, medan kol, kväve och fosfor bestämdes på Statens lantbrukskemiska laboratorium. Använda analysmetoder beskrivs av Hovseinius (1978). Tungmetallanalyserna på både vatten och kompost utfördes av avdelningen för marklära vid lantbruksuniversitetet.

De vattenkemiska analyserna har beskrivits av Brink, Gustafson & Persson (1978). Följande ändringar i analysgången har gjorts vid analys på avrinnande vatten från upplaget på betongplattan: (1) Manuell i stället för maskinell bestämning av fosfat efter tillsats av reagens

utan antimon och efter sedimentation i 12 timmar av uppkommen fällning. (2) Permanganattalet bestämdes i ocentrifugerat prov. (3) Korrigering för färg i starkt färgade prov.

Ifråga om andra analyser skall noteras: (1) Torrsubstansen bestämdes genom torkning vid 75°C under tre dygn. (2) Tungmetaller i löst form bestämdes på centrifugera^t prov och i löst + partikulär form på syrauppslutet prov.

RESULTAT

Allmänt

Försökstiden har indelats i följande perioder:

| Symbol | Lakvatten | Grundvatten |
|-----------------|---------------------|---------------------|
| 75 ^a | - | JAN 1975 - NOV 1975 |
| 75/76 | - | DEC 1975 - JUN 1976 |
| 76/77 | AUG 1976 - JUL 1977 | JUL 1976 - JUN 1977 |
| 77/78 | AUG 1977 - MAJ 1978 | JUL 1977 - APR 1978 |

a

Före uppläggnigen.

Nederbörd och avrinning

Nederbörden och därmed också avrinningen från den osiktade och siktade komposten på betongplattan varierade mycket mellan de tre år som försöken pågick. Detta framgår av fig. 6 och av följande sammanställning.

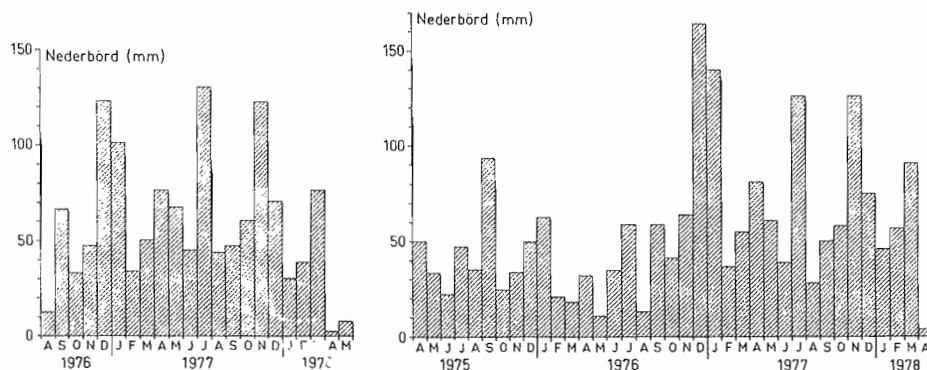


Fig. 6. Nederbörd vid plattan (vänster) och Törntorp (höger). Precipitation at two places on the district.

| Period | Nederbörd (mm) | | Avrinning (mm) | | Maximal ^a (l/(s·ha)) | |
|--------|----------------|----------|----------------|--------|---------------------------------|--------|
| | Plattan | Törntorp | Osiktad | Siktad | Osiktad | Siktad |
| 75/76 | - | 474 | - | - | - | - |
| 76/77 | 787 | 879 | 464 | 346 | 3,2 | 2,8 |
| 77/78 | 501 | 546 | 325 | 225 | 4,9 | 2,5 |

^a Maximal avrinning

Samstämmigheten är nöjaktig mellan SMHI:s nederbördsmätningar i Törntorp och våra egna vid betongplattan.

Året 75/76 var i särklass torrt och 76/77 vått. Detta har satt sin tydliga prägel på avrinning och utlakning av materia ur komposten.

Betydande skillnader i avrinning förelåg mellan osiktad och siktad kompost. Vattenhållande förmågan och därmed också avdunstningen har varit mindre hos den förra än hos den senare. Samma sak visade sig i början genom att avrinningen från den osiktade komposten kom igång tidigare (efter ca 50 mm nederbörd) än från den siktade trots att vattenhalten var lägre hos den osiktade än hos den siktade (värden i vikts%).

| Tidpunkt | Osiktad | Siktad |
|----------|---------|--------|
| Början | 29 | 36 |
| Slutet | 42 | 48 |

Det är tydligt att vatten snabbt sökt sig genom grova porer i den osiktade komposten.

Den maximala avrinningen som uppmätts under vårflod var mycket större än vad man tidigare räknat med. Meijer (1973) anger sålunda 0,3-0,7 l/(s·ha) och Persson & Rylander (1977) 1,6 l/(s·ha).

Ytvatten och lakvatten från upplaget på betongplattan har mätts separat. Med ytvatten menas då sådant som runnit av på ytan och med lakvatten menas sådant som perkolerat genom kompostmassan. Andelar-
na i % av nederbörden blev följande.

| Period | Osiktad kompost | | | Siktad kompost | | |
|--------|-----------------|-----------|--------|----------------|-----------|--------|
| | Ytvatten | Lakvatten | Totalt | Ytvatten | Lakvatten | Totalt |
| 76/77 | 6 | 53 | 59 | 7 | 37 | 44 |
| 77/78 | 1 | 64 | 65 | 5 | 40 | 45 |

Den minskade andelen ytvatten från 76/77 till 77/78 kan sättas i samband med kraftig tillväxt av vegetation på upplaget det andra året.

I motsats härtill ökade andelen lakvatten. Detta beror på att kompostmassan det första året skulle fuktas till fältkapacitet. Räknar man in det vatten som gick åt till uppfuktningen i lakvattnet blir andelen 65 och 43% av nederbörden; dvs ungefär detsamma som året efter. Mängden lakvatten får sålunda betecknas som stor och större från osiktad än från siktad kompost. Som jämförelse kan nämnas tidigare uppgifter på 10-44% av nederbörden (Pierau & Müller 1970; Persson & Rylander 1977).

Skillnaden mellan nederbörd och avrinning ger en ungefärlig uppfattning om avdunstningen. Ett bättre värde får man om hänsyn tas till ökningen av vattenmagasinet i kompostmassan. En vattenbalansberäkning vid försökets slut ger följande resultat i % av nederbörden.

| | Osiktad | Siktad |
|--------------------|---------|--------|
| Avrinning | 61 | 44 |
| Magasinsförändring | 7 | 3 |
| Avdunstning | 32 | 53 |

Avdunstningen var här betydligt lägre än vad andra funnit ifråga om malt avfall. Caffrey & Ham (1974) uppger 68% avdunstning med täckning och 72% utan täckning. Persson & Rylander (1977) anger 54% utan täckning av avfallsupplaget.

Grundvattentryck

Det är vanligen mycket svårt att mäta eller ens uppskatta materialflödet i grunden. Däremot är flödesriktningen lätt att bestämma. Upp-

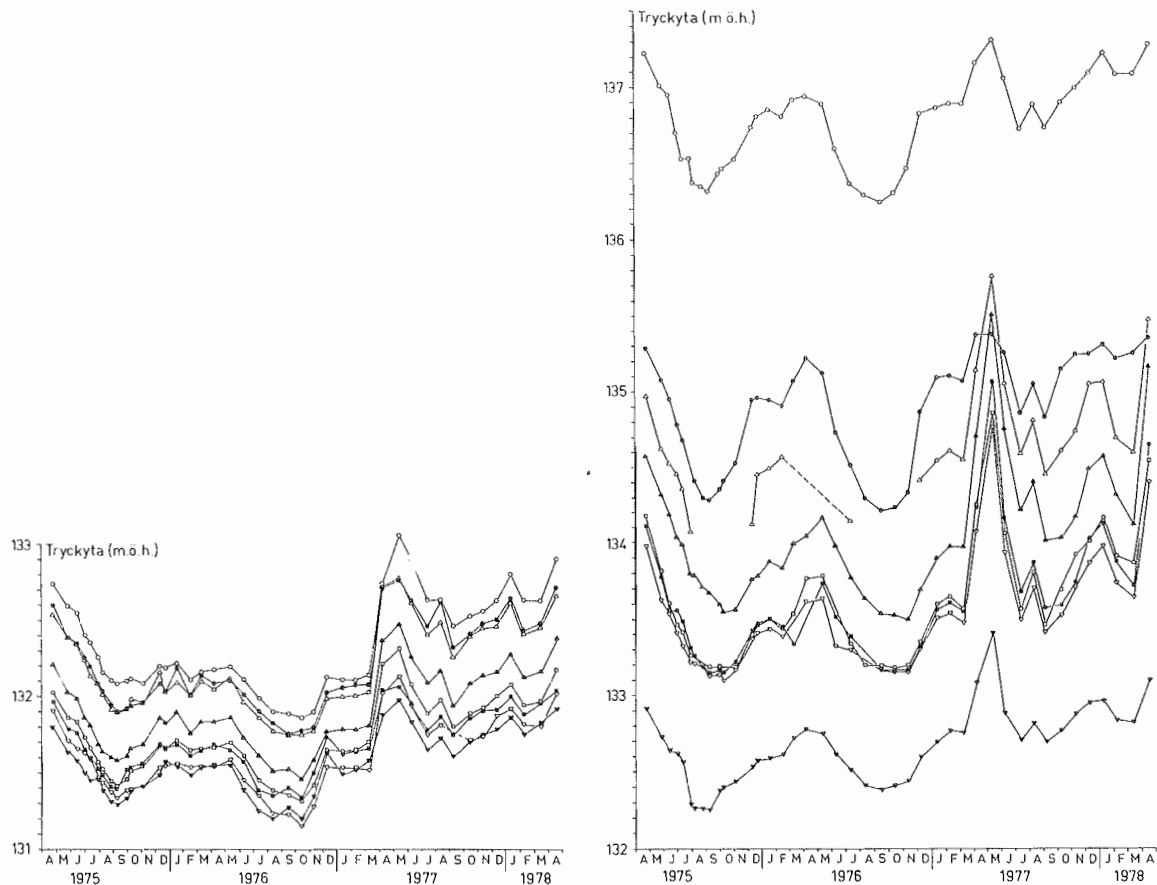


Fig. 7. Tryckytans fluktuationer på olika lokaler. *Fluctuations of the ground water preassure at different places.* Vänster, sandjorden. *Left, sand:* ○ 15, ● 0, △ 8, ▲ 7, □ 6, ■ 13, ▽ 11, ▼ 12. Höger, mojorden. *Right, fine sand:* ○ 13, ● 9, △ 0, ▲ 5, □ 8, ■ 6, ▽ 7, ▼ 11.

Tabell 1. Ytvattnets och lakvattnets sammansättning. *Composition of surface water and leachate from composted refuse. Mean values weighed against run-off.*

| Ämne | År | Osiktad kompost ^a | | | Siktad kompost ^b | | |
|--|-------|------------------------------|------------------------|---------|-----------------------------|------------------------|---------|
| | | Ytvatten ^c | Lakvatten ^d | Medel | Ytvatten ^c | Lakvatten ^d | Medel |
| Tot-N (mg/l) | 76/77 | 13 | 400 | 370 | 23 | 540 | 450 |
| | 77/78 | 10 | 105 | 96 | 6,0 | 230 | 190 |
| NO ₃ -N (mg/l) | 76/77 | 8,4 | 370 | 340 | 17 | 450 | 380 |
| | 77/78 | 6,2 | 100 | 91 | 4,5 | 220 | 170 |
| NO ₂ -N (mg/l) | 76/77 | 0,05 | 1,2 | 1,1 | 0,11 | 17 | 14 |
| | 77/78 | 0,05 | 0,12 | 0,11 | 0,02 | 0,20 | 0,16 |
| NH ₄ -N (mg/l) | 76/77 | 0,09 | 1,2 | 1,1 | 0,64 | 27 | 23 |
| | 77/78 | 0,12 | 0,03 | 0,04 | 0,11 | 0,08 | 0,08 |
| Tot-P (mg/l) | 76/77 | 0,27 | 2,0 | 1,9 | 0,34 | 2,7 | 2,3 |
| | 77/78 | 0,14 | 4,0 | 3,6 | 0,20 | 1,8 | 1,5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | 76/77 | 0,11 | 0,22 | 0,21 | 0,11 | 0,19 | 0,18 |
| | 77/78 | 0,05 | 0,46 | 0,42 | 0,10 | 0,14 | 0,13 |
| KMnO ₄ ^e (mg/l) | 76/77 | 180 | 2000 | 1900 | 270 | 2500 | 2100 |
| | 77/78 | 120 | 3500 | 3200 | 100 | 1400 | 1100 |
| Kondukt. (µS/cm) | 76/77 | 466 | 8770 | 7970 | 576 | 8400 | 7090 |
| | 77/78 | 274 | 2220 | 2030 | 228 | 2680 | 2160 |
| pH | 76/77 | 7,4-8,5 | 7,4-8,4 | 7,4-8,5 | 7,3-9,1 | 6,9-8,2 | 6,9-9,1 |
| | 77/78 | 7,2-8,2 | 6,9-8,4 | 6,9-8,4 | 7,2-8,2 | 7,3-8,2 | 7,2-8,2 |
| Prov | 76/77 | 7 | 14 | 21 | 7 | 14 | 21 |
| | 77/78 | 7 | 14 | 21 | 7 | 14 | 21 |

^a Unscreened compost. ^b Screened compost. ^c Surface water. ^d Leachate
^e Permanganate value.

giften om denna kan underlätta värderingen av eljest svårtolkade observationer av grundvattnets sammansättning och ämnenas omsättning. Grundvattnets trycknivåer ger besked om rörelseriktningen.

Observationer från våra försök i Brostugan och Joristorp visas i fig. 7. Betydande svängningar förekom beroende på nederbörden. En fasförskjutning på 4-5 månader kan noteras på båda platserna.

En granskning av tryckklurvornas inbördes läge ger vid handen att grundvattnet strömmar nästan rakt norrut vid Brostugan och sydvästut från upplaget mot Skiren vid Joristorp (fig. 3). Några omkastningar av betydelse förekom inte. Strömningsriktningarna är sålunda väl definierade. Det största tryckfallet förelåg på mojorden i Joristorp där också marklutningen var störst. Isotoptekniska undersökningar gav samma strömningsriktning. Strömningshastigheterna bestämdes där till någon eller några tiondels meter per dygn (Christell 1977).

Tabell 2. Ytvattnets och lakvattnets sammansättning. *Composition of surface water and leachate from composted refuse. Mean values weighed against run-off.*

| Ämne | År | Osiktad kompost ^a (mg/l) | | | Siktad kompost ^b (mg/l) | | |
|---|-------|-------------------------------------|------------------------|--------|------------------------------------|------------------------|--------|
| | | Ytvatten ^c | Lakvatten ^d | Medel | Ytvatten ^c | Lakvatten ^d | Medel |
| I löst form. <i>Dissolved metals</i> | | | | | | | |
| Fe | 76/77 | 0,21 | 2,5 | 2,2 | 0,19 | 1,7 | 1,4 |
| | 77/78 | 0,31 | 6,8 | 6,1 | 0,33 | 1,7 | 1,4 |
| Zn | 76/77 | 0,07 | 0,66 | 0,61 | 0,07 | 1,4 | 1,1 |
| | 77/78 | 0,08 | 1,04 | 0,94 | 0,03 | 0,52 | 0,42 |
| Cu | 76/77 | 0,08 | 0,87 | 0,80 | 0,10 | 1,1 | 0,93 |
| | 77/78 | 0,05 | 2,6 | 2,4 | 0,06 | 1,4 | 1,1 |
| Pb | 76/77 | 0,005 | 0,032 | 0,030 | 0,005 | 0,020 | 0,017 |
| | 77/78 | 0,005 | 0,14 | 0,13 | 0,003 | 0,032 | 0,026 |
| Cd | 76/77 | 0,0003 | 0,0022 | 0,0020 | 0,0002 | 0,0028 | 0,0024 |
| | 77/78 | 0,0001 | 0,0034 | 0,0031 | 0,0001 | 0,0013 | 0,0011 |
| Prov | 76/77 | 5 | 10 | 15 | 5 | 10 | 15 |
| | 77/78 | 3 | 6 | 9 | 3 | 6 | 9 |
| I löst + partikulär form. <i>Dissolved + particulate metals</i> | | | | | | | |
| Fe | 76/77 | 0,69 | 5,2 | 4,8 | 0,51 | 5,3 | 4,5 |
| | 77/78 | 0,28 | 13,5 | 12,2 | 0,36 | 3,6 | 2,9 |
| Zn | 76/77 | 0,28 | 1,2 | 1,1 | 0,15 | 2,1 | 1,8 |
| | 77/78 | 0,17 | 1,9 | 1,7 | 0,14 | 0,86 | 0,7 |
| Cu | 76/77 | 0,43 | 1,2 | 1,1 | 0,14 | 1,4 | 1,6 |
| | 77/78 | 0,10 | 3,6 | 3,2 | 0,10 | 1,8 | 1,4 |
| Pb | 76/77 | 0,02 | 0,15 | 0,14 | 0,016 | 0,11 | 0,097 |
| | 77/78 | 0,02 | 0,29 | 0,26 | 0,015 | 0,07 | 0,058 |
| Cd | 76/77 | 0,0005 | 0,003 | 0,003 | 0,0003 | 0,0046 | 0,0039 |
| | 77/78 | 0,0004 | 0,006 | 0,005 | 0,0004 | 0,0025 | 0,0021 |
| Prov | 76/77 | 7 | 14 | 21 | 7 | 14 | 21 |
| | 77/78 | 7 | 14 | 21 | 7 | 14 | 21 |

^a *Unscreened compost.* ^b *Screened compost.* ^c *Surface water.* ^d *Leachate.*

Lakvattnets sammansättning

Allmänt. De i tabellerna 1 och 2 redovisade värdena för ytvatten och lakvatten från betongplattan är vägda medeltal (mot avrinningen) för randsektionerna respektive de inre sektionerna av betongplattan. Kvalitetsskillnaderna mellan upprepningarna var nämligen så små att någon uppdelning inte är befogad. Mellansektionerna med sluttande sida har av nämnda anledning vägts ihop med de centrala sektionerna.

Ett allmänt drag är att det ytligt avrinnande vattnet var väsentligt mindre förorenat än lakvattnet. Relationen är av storleksordningen

1:10. Eftersom proportionen mellan avrinnande mängd ytvatten och lakvatten också var av samma storleksordning utgör materialtransporten med ytvattnet bara någon eller några få procent av transporten med lakvattnet. Diskussionen kan därför avgränsas till lakvattnet, som kan betecknas som mycket starkt förorenat.

Kväve. Av kvävefraktionerna dominerade nitraten följt av det organiskt bundna kvävet som utgjorde högst 20 och lägst 5% av totalkvävet (tabell 1). Nitrit- och ammoniumhalterna var försvinnande små utom det första året i lakvattnet från den siktade komposten, där det tydligen tog en avsevärd tid innan oxidationen blev fullständig.

Nitrathalterna varierade kraftigt med toppar i slutet av året i samband med riklig nederbörd (fig. 8). I stora drag avtog emellertid halterna vilket kan tas som ett tecken på att kompostmassan ur omsättningssynpunkt stabiliserades. Ett annat karakteristiskt drag är att den siktade komposten som en följd av en snabbare omsättning gav ett nitratrikare lakvatten än den osiktade.

Fosfor. Av fosforfraktionerna dominerade organisk och partikelbunden fosfor i lakvattnet (tabell 1). Den lösta fosfor utgjorde blott en tiondel. De två kompostlagen skiljer sig genom att totalfosfor ökade från det första till det andra året för den osiktade men minskade för den siktade. Som man ser var förhållandet detsamma för permanganattalet. Detta kan tydas som att organiskt material med fosfor bundet till sig alltmer läckte ut från den osiktade kompostmassan.

Permanganattal. Liksom kvävet låg permanganattalet högt över vad som är vanligt för avloppsvatten från kommunala reningsverk, soptippar och kompost (Wolfskehl & Boye 1966; Brink, Gustafson & Wiklund 1971; Meijer 1973), men når på långt när inte upp till de värden som Persson & Rylander (1977) anger för lakvatten från malda sopor med och utan inblandning av rötslam. De höga talen visar att mycket av organiska

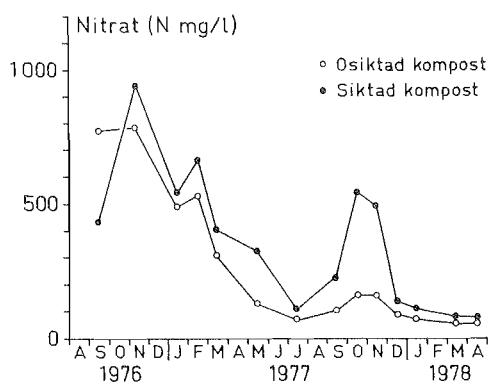


Fig. 8. Nitrat i lakvatten från siktad och osiktad kompost. *Nitrate in the leachate from unscreened and screened compost.*

ämnen följer med lakvattnet. De ökade halterna från det första till det andra året för den osiktade komposten innebär inte bara att organiska ämnen kan ha varit bärsubstans för fosfor utan även för tungmetaller som ju också ökade samtidigt.

Konduktivitet. Lakvattnets konduktivitet avtog markant med tiden och följde därmed nitratet. I själva verket förelåg starka samband mellan de båda storheterna både i lakvattnet och i påverkat grundvatten (fig. 9) naturligt nog eftersom i snitt 40-70% av anjonernas bidrag till konduktiviteten berodde på NO_3^- .

Siktad kompost gav i de höga värdena, som uppträdde i början av försöket, en mer splittrad bild av sambandet än osiktad. Det innebär att andra anjoner än NO_3^- (HCO_3^- och CO_3^{2-}) då kunnat spela en större roll än senare när omsättningarna i kompostmassan stabiliserats.

pH-värdet. Eftersom pH i vattnet liksom i kompostmassan merendels låg på den alkaliska sidan var miljön lämplig för nitrifikation och mest lämplig i den siktade komposten. Läckaget av tungmetaller kan av samma anledning väntas bli litet.

Tungmetaller. Bland tungmetallerna förekom Pb och Fe mest i partikulär form, Cu och Zn mest i löst form och Cd först mest i löst och sedan mest i partikulär form. Avsevärda förskjutningar inträffade mellan de två kompostslagen. Från den osiktade kompostmassan fördubblades halterna i stort sett från det första till det andra året och från den

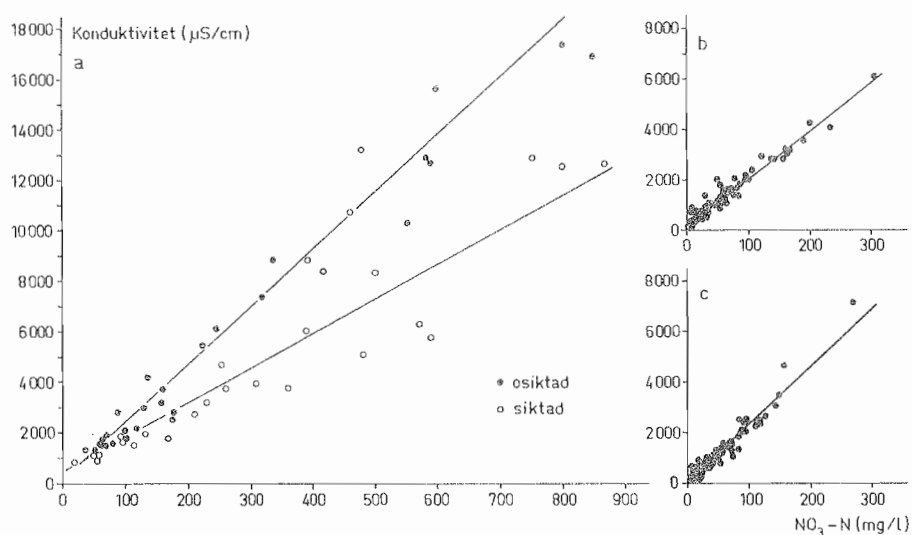


Fig. 9. Samvariation mellan nitrat och konduktivitet i (a) lakvattnet och i grundvattnet på (b) sandjorden och (c) mojorden. *Co-variation between nitrate and conductivity in (a) the leachate and in the ground water on (b) sand and (c) fine sand.*

Tabell 3. Utlakning från osiktad (*unscreened*) och siktad (*screened*) kompost på betongplatta. *Leakage from composted refuse.*

| Ämne | Osiktad (g/t) ^a | | Siktad (g/t) ^a | | Osiktad (%) ^b | | Siktad (%) ^b | |
|--------------------------------|----------------------------|--------|---------------------------|--------|--------------------------|-------|-------------------------|-------|
| | 76/77 | 77/78 | 76/77 | 77/78 | 76/77 | 77/78 | 76/77 | 77/78 |
| Tot-N | 644 | 117 | 1740 | 457 | 4 | 0,8 | 15 | 5 |
| NO ₃ -N | 594 | 111 | 1450 | 430 | - | - | - | - |
| NO ₂ -N | 1,9 | 0,1 | 55 | 0,4 | - | - | - | - |
| NH ₄ -N | 1,9 | 0,04 | 87 | 0,2 | - | - | - | - |
| Tot-P | 3,3 | 4,4 | 8,8 | 3,7 | 0,07 | 0,09 | 0,15 | 0,06 |
| PO ₄ -P | 0,4 | 0,5 | 0,7 | 0,3 | - | - | - | - |
| KMnO ₄ ^c | 3300 | 3900 | 8200 | 2800 | - | - | - | - |
| Fe | 8,4 | 14,6 | 17,3 | 7,1 | 0,01 | 0,02 | 0,07 | 0,03 |
| Zn | 1,9 | 2,1 | 6,8 | 1,7 | 0,07 | 0,08 | 0,25 | 0,06 |
| Cu | 2,0 | 3,9 | 4,5 | 3,5 | 0,09 | 0,17 | 0,42 | 0,33 |
| Pb | 0,25 | 0,32 | 0,37 | 0,14 | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,01 |
| Cd | 0,0055 | 0,0062 | 0,015 | 0,0050 | 0,05 | 0,06 | 0,30 | 0,10 |

^a In g per tons of dry matter. ^b In % of the content of the compost.

^c Permanganate value.

siktade minskade de i stället. Ökningen i det förra fallet måste bero på tilltagande korrosion från sådana metallfragment som inte fanns kvar i det senare fallet. Därtill kommer som redan antytts samspelet med humusämnen till vilka tungmetallerna kan komplexbindas.

Materialtransport

Kväve och fosfor. Betydande mängder av främst nitrat lakades ut ur kompostmassan (tabell 3). Värdena för den siktade komposten var i särklass höga där redan första året 15% av det tillgängliga kvävet rann bort. Detta visar att de mikrobiella omsättningarna varit betydligt effektivare i den siktade kompostmassan än i den osiktade. Tydligt har det att göra med kolkällan som blev lättillgängligare när stora plaststycken siktades bort.

De utlakade mängderna ligger i fråga om kväve i nivå med vad Persson & Rylander (1977) fann för malda sopor med slaminblandning men ifråga om fosfor bara tiondelen av deras värden. Räknat per arealenhet blir läckaget 330-1840 N och 4-13 P kg/(ha·år), vilket är mångfalt mer än utlakningen från åkermark som uppgår till 20-30 N och 0,1-2,2 P kg/(ha·år) (Brink, Gustafson & Persson 1978). Lokalt är sålunda föroreningspotentialen mycket stor hos upplag av ifrågavarande slag.

Permanganattal. Utlakningen av permanganatförbrukande substans varierade mellan 3 och 8 kg per ton och år. Läckaget var följdriktigt störst från den siktade komposten där omsättningen av organisk substans var snabbast.

Tungmetaller. Av ursprungsinnehållet i kompostmassan utlakades blott tiondelar och hundradelar (tabell 3). Deras rörlighet kan därigenom jämföras med fosfors. Ordningen mellan tungmetallerna var vad det gäller rörlighet och löslighet

Rörlighet

| | |
|---------|------------------------|
| Osiktad | Cu > Zn > Cd > Pb > Fe |
| Siktad | Cu > Cd > Zn > Fe > Pb |

Löslighet

| | | |
|---------|-------|------------------------|
| Osiktad | 76/77 | Cu > Cd > Zn > Fe > Pb |
| Osiktad | 77/78 | Cu > Zn > Fe > Cd > Pb |
| Siktad | 76/77 | Cu > Zn > Cd > Fe > Pb |
| Siktad | 77/78 | Cu > Zn > Fe > Pb > Cd |

Om man bortser från Cd var sekvenserna nästan identiska, nämligen Cu > Zn > Fe > Pb. Detta är i och för sig inte oväntat. Märkligt nog avviker järn och bly, vars rörlighet ändrades från Pb > Fe till Fe > Pb genom siktningen trots att proportionerna växlade åt motsatt håll i kompostmassan. Fe-humuskomplex kan här ha spelat en betydelsefull roll.

Kadmium förbryllar något vid första påseendet. Sannolikt har dess varierande plats i sekvenserna mest att göra med osäkerhet i bestämningarna. Det är ju här fråga om mycket små halter.

Tidsfaktorn. I förhållande till mängderna i komposten var de utlakade mängderna vanligen mycket små. Läckaget kan därför bedömas pågå mycket lång tid. Detta gäller också nitraten även om upp till 20% rann bort på två år. Ty utlakningen därav tycks snabbt avta med tiden.

Grundvattenförorening

Kväve. Bland kväveföreningarna har nitraten påverkat grundvattnet mest (tabell 4). Förhöjda värden av nitrit och ammonium har förekommit under och nedströms upplagen och liksom nitrat gjort vattnet hygieniskt anmärkningsvärt. Gränserna är 6,7 NO₃-N mg/l, 0,007 NO₂-N mg/l och 0,44 NH₄-N mg/l. Också organiskt kväve förekom samtidigt i förhöjda halter.

Efter bakgrundsåret som har beteckningen 75 hände ingenting med grundvattnet förrän 76/77 dvs det andra året efter uppläggnings. Första

Tabell 4. Kväve i grundvattnet. *Nitrogen in the ground water.*

| Läge | År | Tot-N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | NO ₂ -N (mg/l) | NH ₄ -N (mg/l) | Org.N (mg/l) | Prov ^a |
|----------------------------|-----------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------|-------------------|
| <i>Sandjorden, Sand</i> | | | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 1,56 | 0,77 | 0,003 | 0,18 | 0,61 | 21 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 2,64 | 1,92 | 0,004 | 0,29 | 0,43 | 14 |
| | 76/77 | 1,35 | 0,57 | 0,003 | 0,33 | 0,45 | 24 |
| | 77/78 | 0,97 | 0,09 | 0,008 | 0,21 | 0,67 | 20 |
| Centrum | 75 ^b | 0,75 | 0,41 | 0,003 | 0,02 | 0,32 | 13 |
| <i>Centre</i> | 75/76 | 1,04 | 0,39 | 0,004 | 0,09 | 0,56 | 14 |
| | 76/77 | 69,0 | 58,8 | 0,011 | 2,71 | 7,49 | 24 |
| | 77/78 | 39,3 | 33,7 | 0,014 | 2,40 | 3,20 | 20 |
| Nedströms ^c | 75 ^b | 0,46 | 0,19 | 0,002 | 0,07 | 0,20 | 31 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,50 | 0,19 | 0,003 | 0,07 | 0,24 | 42 |
| | 76/77 | 1,15 | 0,69 | 0,013 | 0,15 | 0,31 | 72 |
| | 77/78 | 35,2 | 31,8 | 0,009 | 1,25 | 2,15 | 60 |
| Nedströms ^d | 75 ^b | 0,41 | 0,23 | 0,002 | 0,04 | 0,14 | 26 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,25 | 0,06 | 0,002 | 0,05 | 0,14 | 33 |
| | 76/77 | 1,21 | 0,91 | 0,002 | 0,08 | 0,22 | 86 |
| | 77/78 | 8,41 | 7,65 | 0,033 | 0,10 | 0,66 | 80 |
| <i>Mojorden, Fine sand</i> | | | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 0,53 | 0,19 | 0,004 | 0,03 | 0,31 | 28 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 1,00 | 0,64 | 0,002 | 0,04 | 0,32 | 28 |
| | 76/77 | 0,60 | 0,24 | 0,001 | 0,05 | 0,31 | 48 |
| | 77/78 | 0,43 | 0,12 | 0,002 | 0,02 | 0,29 | 40 |
| Centrum | 75 ^b | 1,04 | 0,36 | 0,002 | 0,03 | 0,65 | 18 |
| <i>Centre</i> | 75/76 | 1,10 | 0,62 | 0,003 | 0,02 | 0,46 | 14 |
| | 76/77 | 47,6 | 42,2 | 0,022 | 1,09 | 4,31 | 24 |
| | 77/78 | 39,7 | 36,2 | 0,023 | 0,06 | 3,44 | 20 |
| Nedströms ^c | 75 ^b | 0,26 | 0,03 | 0,001 | 0,01 | 0,22 | 21 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 1,78 | 1,43 | 0,001 | 0,02 | 0,33 | 45 |
| | 76/77 | 10,9 | 10,1 | 0,011 | 0,07 | 0,73 | 71 |
| | 77/78 | 36,3 | 34,1 | 0,010 | 0,08 | 2,12 | 76 |
| Nedströms ^d | 75 ^b | 0,44 | 0,18 | 0,001 | 0,01 | 0,25 | 18 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,83 | 0,45 | 0,001 | 0,02 | 0,36 | 14 |
| | 76/77 | 1,34 | 0,84 | 0,002 | 0,05 | 0,45 | 32 |
| | 77/78 | 5,16 | 4,75 | 0,004 | 0,02 | 0,39 | 60 |

^a Antal analyser. *Number of analyses.* ^b Före uppläggnigen. *Before storing of the compost.* ^c^d Medelvärden för ^c första och ^d andra galleriets rör. *Mean values for the ^c first and ^d second gallery of ground water tubes.*

året (75/76) hade nämligen så stort nederbördsunderskott att avrinnin-
gen och därmed utläkningen blev ingen alls eller mycket liten. Det and-
ra året (76/77) efter uppläggnigen var nitratläckaget stort under upp-
lagen. Föroreningarna fortplantade sig sedermera både till de första och
de andra gallerierna av grundvattenrör. Allt detta framgår tydligt av

fig. 10. Strömningshastigheterna uppgick till 0,4-0,7 m/d på sandjorden och 0,3-0,5 m/d på mojorden vilket stämmer väl med de värden som Christell (1977) fann med isotopteknik.

Föroreningarna vandrade i tydliga stråk både på sandjorden och mo- jorden och trängde ned på djupet åtminstone till 3,7 m i det senare fallet. Det kan synas något egendomligt att de båda nedströmsgallerier- na nåddes ungefär samtidigt eller till och med något tidigare längre bort. Förklaringen ligger i att inströmningsområdet övergår till ut- strömningsområde före andra nedströmsgalleriet, samt i viss mån även i att det förekommer vertikala skiktningar.

Fosfor. Några antydningar till förhöjda fosfatvärden i grundvattnet fanns inte (tabell 5). Fosfatet i lakvattnet har sålunda fastlagts effektivt i marken.

Permanganattal. På sandjorden finns inga tydliga spår av påverkan från upplaget. Värdena var högst uppströms och avtog därefter. Här tycks en utspädning ägt rum med i detta sammanhang renare vatten från annat håll. På mojorden kan däremot spåras en påverkan som på- minner om kvävet. Bilden är allmän sett oklar. Någon allvarlig för- orening har det i vart fall inte varit fråga om. (Tabell 5.)

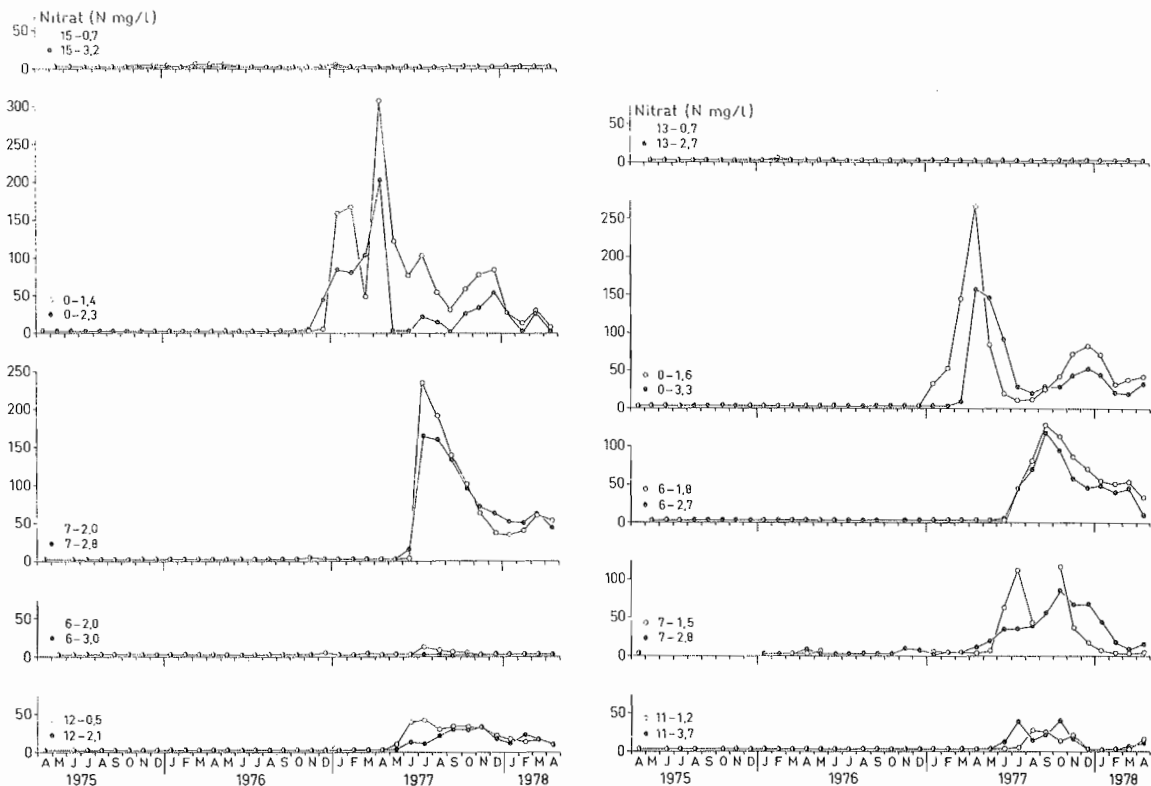


Fig. 10. Nitrat i grundvattnet på sandjorden (vänster) och mojorden (höger). Nitrate in the ground water in sand (left) and fine sand (right).

Tabell 5. Fosfat, permanganattal, konduktivitet och pH i grundvattnet.
Phosphorus, permanganate value, conductivity and pH of the ground water.

| Läge | År | PO ₄ -P (mg/l) | KMnO ₄ (mg/l) | Konduktivitet (µS/cm) | pH | Prov ^a |
|-------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------|---------|-------------------|
| <i>Sandjorden, Sand</i> | | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 0,021 | 72 | 53 | 5,0-6,2 | 21 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 0,006 | 92 | 68 | 4,7-6,8 | 14 |
| | 76/77 | 0,008 | 71 | 58 | 4,7-6,7 | 24 |
| | 77/78 | 0,015 | 160 | 55 | 5,1-6,2 | 20 |
| | Centrum | 75 ^b | 0,019 | 45 | 54 | 5,3-6,6 |
| <i>Centre</i> | 75/76 | 0,010 | 32 | 59 | 5,4-6,9 | 14 |
| | 76/77 | 0,004 | 37 | 1307 | 3,6-6,7 | 24 |
| | 77/78 | 0,004 | 27 | 905 | 4,6-6,6 | 20 |
| | Nedströms ^c | 75 ^b | 0,015 | 13 | 51 | 5,6-6,4 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,006 | 20 | 49 | 5,8-7,4 | 42 |
| | 76/77 | 0,005 | 17 | 63 | 4,9-7,6 | 72 |
| | 77/78 | 0,005 | 16 | 709 | 4,9-6,6 | 60 |
| | Nedströms ^d | 75 ^b | 0,012 | 5 | 43 | 5,1-6,4 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,005 | 7 | 44 | 6,1-7,1 | 33 |
| | 76/77 | 0,004 | 8 | 61 | 5,4-7,4 | 86 |
| | 77/78 | 0,004 | 9 | 223 | 5,2-6,5 | 80 |
| | <i>Mojorden, Fine sand</i> | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 0,007 | 14 | 75 | 5,8-7,1 | 28 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 0,004 | 13 | 81 | 6,2-7,6 | 28 |
| | 76/77 | 0,003 | 13 | 79 | 6,2-7,7 | 48 |
| | 77/78 | 0,005 | 15 | 80 | 6,0-7,3 | 40 |
| | Centrum | 75 ^b | 0,004 | 17 | 84 | 6,2-7,0 |
| <i>Centre</i> | 75/76 | 0,010 | 10 | 122 | 6,8-7,8 | 14 |
| | 76/77 | 0,004 | 33 | 1211 | 6,0-7,9 | 24 |
| | 77/78 | 0,006 | 34 | 723 | 5,8-6,7 | 20 |
| | Nedströms ^c | 75 ^b | 0,014 | 7 | 41 | 6,1-6,9 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,004 | 5 | 68 | 6,5-7,6 | 45 |
| | 76/77 | 0,003 | 7 | 305 | 6,1-8,0 | 71 |
| | 77/78 | 0,004 | 19 | 828 | 5,4-7,1 | 76 |
| | Nedströms ^d | 75 ^b | 0,017 | 11 | 64 | 5,3-6,8 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 0,004 | 9 | 63 | 6,2-7,2 | 14 |
| | 76/77 | 0,007 | 9 | 69 | 6,4-7,4 | 32 |
| | 77/78 | 0,006 | 25 | 182 | 5,0-7,0 | 60 |

^a Antal analyser. *Number of analyses.* ^b Före upplaggningsen. *Before storing of the compost.* ^{c,d} Medelvärden för ^c första och ^d andra galleriets rör. *Mean values for the ^c first and ^d second gallery of ground water tubes.*

Konduktivitet. Konduktiviteten uppvisar genomgående samma bild som nitratet (tabell 5). Sambanden mellan de båda storheterna var ju också mycket starka (fig. 9). En viss inte alldeles obetydlig skillnad förefanns i sambanden i det att nitratet spelade en något större roll för konduktivitet på sandjorden än på mojorden. Detta kan möjli-

gen tolkas som att CO_3^{2-} lämnade vattnet snabbare i det förra än i det senare fallet.

pH-värdet. På sandjorden har en tydlig sänkning skett främst under upplaget i samband med vinternederbörden 76/77 (tabell 5 och fig 11). Om detta beror på jonbyte eller på bakteriella processer kan inte avgöras. Förändringarna är i vart fall mycket stora eftersom lakvattnet bör ha haft pH 7. På mojorden finns likartade tendenser men icke lika uttalat.

Tungmetaller. Bland tungmetaller är det egentligen bara kadmium som med säkerhet påverkat grundvattnet. Övriga metaller låg efter uppläggningsen av komposthögarna i paritet med eller en bra bit under bakgrundsvärdena (tabell 6).

Kadmiumutlakningen var tydligast under kompostupplaget på sandjorden och inträffade där samtidigt med pH-sänkningen (fig. 11). En utlösning ur sanden kan inte uteslutas men är knappast trolig. I vart fall kan den primära orsaken hänföras till upplaget. Förklaringen till rörligheten hos Cd ligger troligen på molekylär nivå. Kadmiumtransport i grundvatten på sandjord har tidigare observerats av Lieber & Welsch (1954).

Koliforma bakterier. Bakteriologiskt sett har ingen påverkan på grundvattnet skett vare sig på sandjorden eller mojorden (tabell 7). Självreningen var således god i detta avseende.

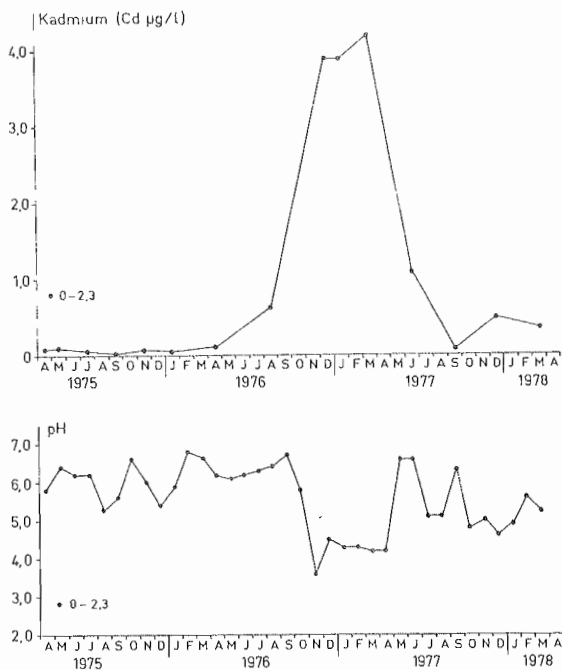


Fig. 11. Kadmium och pH i grundvattnet på sandjorden. *Cadmium and pH in the ground water in sand.*

Tabell 6. Tungmetaller i grundvatten. *Heavy metals in the ground water.*

| Läge | År | Zn (µg/l) | Cu (µg/l) | Pb (µg/l) | Cd (µg/l) | Prov ^a |
|------------------------------|------------------------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|
| <i>Sandjorden, Sand</i> | | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 28,7 | 4,2 | 6,7 | 0,10 | 7 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 26,5 | 9,5 | 2,5 | 0,18 | 2 |
| | 76/77 | 8,0 | 6,6 | 0,5 | 0,20 | 4 |
| | 77/78 | 10,3 | 6,1 | 2,7 | 0,14 | 3 |
| | 75 ^b | 14,8 | 6,5 | 1,7 | 0,07 | 5 |
| <i>Centrum</i> | 75/76 | 3,5 | 5,5 | 0,4 | 0,08 | 2 |
| | 76/77 | 9,3 | 5,4 | 0,5 | 2,45 | 4 |
| | 77/78 | 19,8 | 8,1 | 1,2 | 0,30 | 3 |
| | <i>Nedströms^c</i> | 75 ^b | 14,8 | 4,3 | 3,7 | 0,17 |
| 75/76 | | 9,2 | 5,3 | 1,0 | 0,06 | 6 |
| 76/77 | | 8,1 | 5,2 | 0,9 | 0,07 | 12 |
| 77/78 | | 14,7 | 5,7 | 2,1 | 0,17 | 9 |
| <i>Nedströms^d</i> | 75 ^b | 15,2 | 8,4 | 10,2 | 0,12 | 7 |
| | 75/76 | 3,7 | 5,1 | 0,4 | 0,06 | 4 |
| | 76/77 | 7,6 | 6,2 | 1,0 | 0,15 | 14 |
| | 77/78 | 6,8 | 2,6 | 0,8 | 0,10 | 12 |
| <i>Mojorden, Fine Sand</i> | | | | | | |
| Uppströms | 75 ^b | 14,7 | 12,2 | 3,9 | 0,09 | 8 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | 1,7 | 6,8 | 0,8 | 0,03 | 4 |
| | 76/77 | 5,0 | 3,6 | 0,6 | 0,22 | 8 |
| | 77/78 | 6,6 | 3,9 | 1,6 | 0,08 | 6 |
| | <i>Centrum</i> | 75 ^b | 21,4 | 41,5 | 3,4 | 0,27 |
| 75/76 | | 2,9 | 10,5 | 0,8 | 0,12 | 2 |
| 76/77 | | 9,5 | 4,7 | 0,4 | 0,27 | 4 |
| 77/78 | | 13,0 | 6,6 | 0,9 | 0,23 | 3 |
| <i>Nedströms^c</i> | 75 ^b | 10,6 | 9,5 | 4,0 | 0,04 | 7 |
| | 75/76 | 4,8 | 6,1 | 0,5 | 0,07 | 8 |
| | 76/77 | 5,1 | 3,0 | 0,4 | 0,12 | 16 |
| | 77/78 | 9,5 | 5,0 | 1,4 | 0,19 | 12 |
| <i>Nedströms^d</i> | 75 ^b | 19,1 | 8,8 | 3,5 | 0,11 | 6 |
| | 75/76 | 8,0 | 8,9 | 1,2 | 0,05 | 2 |
| | 76/77 | 8,4 | 3,5 | 0,5 | 0,05 | 4 |
| | 77/78 | 10,8 | 6,7 | 1,8 | 0,17 | 9 |

^a Antal analyser. *Number of analyses.* ^b Före uppläggningsen. *Before storing of the compost.* ^{c,d} Medelvärden för ^c första och ^d andra galleriets rör. *Mean values for the ^c first and ^d second gallery of ground water tubes.*

DISKUSSION

Utlakningen av olika ämnen från soptippar och andra upplag brukar vara mycket stor och kan pågå i decennier. Omsättningen av organisk substans är mycket långsam på grund av ett ogynnsamt kol-kväveförhållande och anaerob miljö. Nedbrytningen kan väsentligt påskyndas genom inbland-

Tabell 7. Koliforma bakterier (35°C, 48 h) i grundvattnet. *Coliform bacteria in the ground water. (Geometrical means in numbers per 100 ml.)*

| Läge | År | Sandjorden, <i>Sand</i> | | Mojorden, <i>Fine sand</i> | |
|------------------------|-----------------|-------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|
| | | Koli | Prov ^a | Koli | Prov ^a |
| Uppströms | 75 ^b | <1 | 7 | 16 | 7 |
| <i>Upstream</i> | 75/76 | <1 | 2 | 3 | 4 |
| | 76/77 | <1 | 3 | 1 | 5 |
| | 77/78 | <1 | 2 | 2 | 2 |
| Centrum | 75 ^b | 4 | 4 | 48 | 4 |
| <i>Centre</i> | 75/76 | <1 | 2 | 2 | 2 |
| | 76/77 | 2 | 3 | 2 | 3 |
| | 77/78 | <1 | 2 | 2 | 2 |
| Nedströms ^c | 75 ^b | 1 | 8 | 6 | 7 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | <1 | 6 | 1 | 6 |
| | 76/77 | <1 | 9 | 1 | 12 |
| | 77/78 | <1 | 6 | <1 | 8 |
| Nedströms ^d | 75 ^b | 12 | 8 | <1 | 4 |
| <i>Downstream</i> | 75/76 | 1 | 4 | <1 | 2 |
| | 76/77 | <1 | 11 | <1 | 4 |
| | 77/78 | <1 | 8 | <1 | 5 |

^a Antal analyser. *Number of analyses.* ^b Före uppläggnigen. *Before storing of the compost.* ^{cd} Medelvärden för ^c första och ^d andra galleriets rör. *Mean values for the ^c first and ^d second gallery of ground water tubes.*

ning av kväverikt rötslam i hushållssoporna och åtföljande luftning till en slam-sopkompost. Den sistnämnda förutsättningen gäller i denna undersökning.

Också slam-sopkomposten ger ett starkt förorenat lakvatten där nitrat i stället för ammonium i tippvatten spelar en stor roll. Detta är viktigt ty nitraten transporteras ju lätt till grundvattnet, vilket undersökningen bekräftar. Bland övriga grundvattenföroreningar är kadmium intressantast genom att det rört sig mycket lättare i marken än andra tungmetaller.

Den siktade komposten lämnade betydligt mer materia ifrån sig än den osiktade räknat per viktsenhet. Frånsiktningen av grova fragment av metall och plast gjorde nämligen att perkolationsvattnet fick närmare kontakt med kompostmassan och att omsättningarna gick snabbare utan den svårtillgängliga plasten som kolkälla.

Läckaget av materia beror starkt av nederbörden. Likväl lakades varje år i allmänhet inte mer än bråkdelar av procent ur komposten. Kväve är ett undantag med 1-15%. Det hela är alltså fråga om en mycket lång-

siktig process och ur den synpunkten skiljer sig inte dessa upplag från vanliga soptippar.

Grundvattenundersökningarna ger klart besked om att betydande olägenheter kan uppkomma om upplagen läggs på sandjord eller mojord där i vart fall nitrat och kadmium lätt sprids. Verkningarna härav är svårare att bedöma på grund av spädning och spridning i sid- och djupled. På kort sikt torde inverkan ha blivit större från siktad kompost på grund av de snabbare omsättningarna där än vad den blev från den osiktade. På lång sikt torde en utjämning ske.

SAMMANFATTNING

I anslutning till ett större projekt (Laxåprojektet) om kompostering av hushållssopor och avloppsslam har bestämts art och mängd av lakvatten. Undersökningen har utförts i fältstor skala på en sektionerad betongplatta, på en sandjord och en mojord. På betongplattan har studerats två slags kompost, nämligen osiktad och siktad, och på de båda jordarna osiktad kompost. Upplagens höjd var ca 1 m.

Lakvattenmängden uppgick till 57% av nederbörden för osiktad och 38% för siktad kompost. Föroreningsmängderna var betydande och störst från den siktade komposten där omsättningarna gick snabbast. I särklass högst låg kvävet, med en årlig utlakning på 1-15% av innehållet i kompostmassan. Det mesta av kvävet var nitrat.

Grundvattnet på sandjorden och mojorden kontaminerades mycket kraftigt av nitrat. Halter på 300 NO₃-N mg/l uppmättes. Tydligt förhöjda kadmiumhalter noterades på sandjorden i samband med lågt pH. Vid sidan av läckage från upplaget kan en utlösning från sanden möjligen ha ägt rum.

Läckaget av materia beror starkt av nederbörden. Likväl lakades varje år i allmänhet inte mer än bråkdelar av procent ur komposten. Det hela är alltså fråga om mycket långsiktig process och ur den synpunkten skiljer sig inte dessa upplag från vanliga soptippar.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Andersen, J.R. & Dornbush, J.N. 1967. Influence of Sanitary Landfill on ground water quality. *Am. Wat. Works Ass. J.* 59, 457-470.
- Brink, N., Gustavsson, A. & Wiklund, U. 1971. Rapport från en soptipp. *Vattenvård nr 8*, 1-12 Lantbrukshögskolan.
- 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 Sc.* 15, 11-15.
- Christell, R. 1977. An investigation of ground-water flow in Laxå by means of radio-active and activable tracers. *Striae* 4, 51-53.
- Dilaj, M. & Lenard, J.F. 1975. Stop leachate problems. *Wat. Wast. Eng.* 12, 27-30,40
- Exler, J.J. 1972. Ausbreitung und Reichwerte von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom einer Mülldeponie. *Gas- und Wasserfach* 113, 101-148.
- Farkasdi, G., Golwer, A., Knoll, K.H., Matthess, G. & Schneider, W. 1969. Mikrobiologische und Hygienische Untersuchungen von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von Abfallplätzer. *Städtehygiene* 20, 25-31.
- Golwer, A., Matthess, G. & Schneider, W. 1970. Selbstreinigungsvorgänge im Aeroben und Anaeroben Grundwasserbereich. *Vom Wasser* 36, 64-92.
- Lieber, M. & Welsch, W.F. 1954. Contamination of groundwater by cadmium. *Am. Wat. Works Ass. Jo.* 46, 541-547.
- Hovsenius, G. 1974. Vad är hushållsavfall, avloppsslam och kompost? Naturvårdsverkets forskningsplaner för samkomposteringsprojektet i Laxå. *Hygien & miljö nr 7*, 1-8.
- Hovsenius, G. 1978, Kemiska egenskaper hos hushållsavfall, slam och kompost. *Rapport från Statens naturvårdsverk SNV PM 1096*.
- Meijer, J.E. 1973. Minskning av vattenförorening från avfallsdeponeringsanläggningar. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Persson, B.L. & Rylander, H. 1974. Deponering av fast avfall - lakvattenproblematiken. *Vatten* 30, 109-123.
- Pierau, H. 1968. Ergebnisse der Untersuchungen an Versuchsdeponien und bestehenden Ablagerungsplätzen. *Stuttgarter Ber. Siedlungswasserwirtschaft* 41, 27-51.
- Pierau, H. & Müller, G. 1970. Die Bedeutung der "Rotte-Deponie" für eine hygienische einwantsfreie Beseitigung von Klärschlamm zusammen mit festen häuslichen Abfallsstoffen. *Städtehyg.* 21, 82-87.
- Rylander, H. & Persson, B.L. 1977. Recirkulation av lakvatten vid avfallsdeponering. *Bulletin Serie VA nr 15*. Lunds Tekniska Högskola.
- Wolfsskehl, O. & Boye, E. 1966. Einwirkung abgelagter Müllasche und Müllkompostes auf das Grundwasser. *Schweiz. Bauz.* 84, 61-63, 358-359.

Self-purification Studies of Silage Juice in Flumes

NILS BRINK

Department of Soil Sciences

Abstract. A flume of 400 m length was made for experiments in light and darkness. Silage juice and tap water was dosed intermittently or continuously in a constant proportion (1 : 1000). The flow was laminar.

Soon after the start *Zoogloea*, *Sphaerotilus* and later on *Beggiatoa* grew near the inlet. After a few days a thin coat of bacteria and algae covered the water surface and algae grew on walls and bottom. In one long-term experiment mosses were found in abundance.

Typical oxygen sag curves occurred. The Streeter & Phelps mathematical formula was suitable for describing the oxygen sag. Gaseous analyses of O₂, CO₂ and NH₄ showed that the most effective decomposition of organic matter took place soon after the pollution and so did the reduction of the permanganate value and the BOD. The self-purification increased with light and decreased with flume depth.

Sixteen amino acids were identified in the silage juice. Alanine was most frequent (in mol/l) followed by glycine, valine and leucine in varying order. It is likely that transamination was inhibited in concentrated silage juice. When diluted in flume experiments in aerobic conditions the breakdown of proteins proceeded rapidly and at first more rapidly in light than in darkness.

A very effective denitrification was followed by an effective nitrification at small depth. About 34% of the input of nitrogen passed the flume, about 39% was assimilated and about 27% went to the air (denitrification). Nitrogen, sometimes as ammonium, was a limiting factor. About 75% of the input of phosphorus passed the flume and about 25% was assimilated. A self-regulation of pH from lower to higher pH took place. The highest pH of about 8.8 was reached when the nitrification was most effective and when the loss of CO₂ was as highest.

INTRODUCTION

The question of self-purification in watercourses has been studied by many scientists. Some references are listed in three earlier papers (Brink, 1967, 1968, 1971).

The experimental equipment used for my own investigation was built in 1965, and is housed at the Institute of Limnology of the University of Uppsala. The equipment has also been used by Karlsson (1968) for studies on sulphur metabolism, and by Wilander (1974) for studies of the metabolism of organic matter, sulphur and nitrogen.

MATERIAL AND METHODS

Experimental equipment

The equipment consisted of a flume, an apparatus for the dosage of water, and light fittings.

The flume consisted of four batteries of ten small flumes connected in series (Fig. 1). Each battery was 10 m long. The profile of the flume was rectangular. The breadth was 30 mm and the height 100 mm.

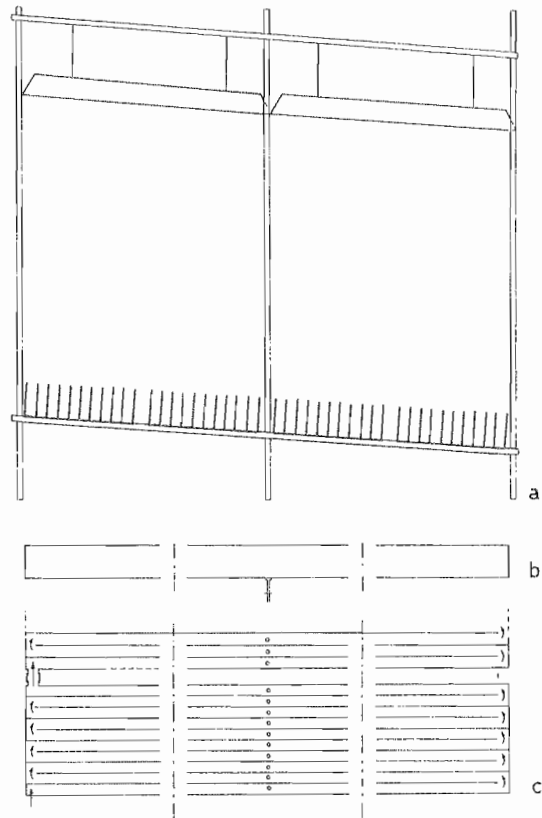


Fig. 1. Equipment of flumes. (a) Cross-section. Light fittings on the top. (b) Longitudinal section. Sampling tube in the bottom. (c) Plane drawing. Arrows show direction of flow.

Table 1. *Experimental conditions. Intermittent dosage. Dilution of silage juice 1:1000*

| Experiment ... | Ra02 | Ra05 | Ra06 | Ra07 |
|-----------------------------------|-------|-------|-------|------|
| Flume length (m) | 200 | 200 | 200 | 200 |
| Room temperature (°C) | 20 | 18.6 | 19.8 | 19.8 |
| Water depth (mm) | 80 | 80 | 20 | 20 |
| Water flow (l/h) | 4 | 2 | 4 | 4 |
| Water velocity (m/h) | 1.67 | 0.83 | 6.7 | 6.7 |
| Detention time (h) | 120 | 240 | 30 | 30 |
| Luminous flux (lx) | 2 000 | 2 000 | 2 000 | 0 |
| Illumination (h/day) ^a | 12 | 12 | 12 | 0 |

^a From 6 a.m. to 18 p.m.

The water and silage juice were introduced separately, either intermittently or continuously. In the first case the automatic dosing equipment described by Brink (1967) was used, while in the second a diaphragm pump was used for the water and a tube pump for the juice which was first diluted in a special device. The water was first aerated.

The lighting was arranged with fluorescent tubes and controlled by a timer. The tubes were suspended one metre above the flume. The luminous flux was varied by using one tube or more in all fittings. Darkness was obtained by stretching black plastic sheeting above the flume.

Silage juice

The experiments were made with silage juice diluted with tap water. Juice from silage of grass and clover was used. The following table gives some characteristic values of the juice (values in mg/l):

| | | | |
|--------------------------------------|------|--------------------|--------|
| Amino acids N | 1900 | NH ₄ -N | 700 |
| Organic N | 3700 | Permanganate value | 80 000 |
| NO ₂ -+NO ₃ -N | 0 | BOI) | 75 000 |

Experimental conditions

The experiments were carried out as shown in Tables 1 and 2. The retention time was calculated as the quotient between water volume and flow. Some controls were made by dosing a salt solution at the inlet and measuring the conductivity at different places in the flume. The correspondence was good between calculated and measured values.

Sampling

Samples were taken at different distances, usually at 0, 1, 5, 15, 35, ... metres from the inlet. The

duration of the experiments and the number of water analyses at each sampling site was as follows:

| Experiment ... | Ra02 | Ra05 | Ra06 | Ra07 | Ra 12-15 | Ra 17-20 |
|----------------|------|------|------|------|----------|----------|
| Days | 412 | 212 | 35 | 35 | 7 | 28 |
| Analyses | 13 | 16 | 7 | 7 | 3 | 4 |

The samples were taken at all places at the same time with a siphon and later on with tubes at the bottom of the flume.

Water analyses

Most of the methods were described in an earlier paper (Brink, 1968, p. 486). The amino acids were determined by the Institute of biochemistry at the University of Uppsala.

RESULTS

Growth

Soon after the start *Zoogloea* and *Sphaerotilus*, began to grow near the inlet and usually up to 10 m. Later on *Beggiatoa* also appeared near the inlet. After some days a thin coat of bacteria and algae covered the whole water surface. At the same time algae grew on the sides and the bottom of the flumes.

Mosses

After 412 days the experiment Ra02 was stopped and the flume harvested. An intensive growth had taken place. Mosses especially were found in abundance, and elsewhere the flume was largely filled up with them. Most of the harvested matter consisted of mosses apart from the first 30 m of the flume where they did not flourish (Fig. 2). Other organisms, such as *Zoogloea* and *Sphaerotilus*, dominated there. Nitrogen and phosphorus in the dry matter had the same distribution as the dry matter itself.

In order to arrive at a more detailed ecological view, Dr Olle Mårtensson, who is an expert on mosses, was asked to investigate the mosses. The investigation was made some weeks before harvesting.

Most of the species identified are cosmopolitan and ubiquitous. In all probability diaspores of such species as are vigorous and ubiquitous started their growth on the thin coat of bacteria and/or algae which first covered the water surface. This growth

Table 2. Experimental condition. Continuous dosage. Dilution of silage juice 1 : 1000

| Experiment ... | Ra12 | Ra13 | Ra14 | Ra15 | Ra17 | Ra18 | Ra19 | Ra20 |
|-----------------------------------|-------|------|------|----------------|-------|-------|-------|-------|
| Flume length (m) | 200 | 200 | 200 | 200 | 400 | 400 | 400 | 400 |
| Room temperature (°C) | 20 | 20 | 20 | 20 | 20.2 | 18.0 | 18.0 | 16.0 |
| Water depth (mm) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 20 | 40 | 80 |
| Water flow (l/h) | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 8 | 16 | 32 |
| Water velocity (m/h) | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 |
| Detention time (h) | 15 | 15 | 15 | 15 | 30 | 30 | 30 | 30 |
| Luminous flux (lx) | 2 000 | 900 | 0 | 0 ^b | 1 000 | 1 000 | 1 000 | 1 000 |
| Illumination (h/day) ^a | 12 | 12 | 0 | 0 | 12 | 12 | 12 | 12 |

^a From 6 a.m. to 18 p.m.

^b Ventilation with a blower.

continued rapidly, so that in many cases the flume was covered from side to side.

Among all species (genera) *Funaria hygrometrica*, *Ceratodon purpureus*, *Brya* and *Brachythecium rutabulum* predominated in terms of quantity. Fragments of other mosses, representing genera such as *Mnium* and *Campylium*, probably also oc-

cur in the samples, but the material was too poor and sparse for identification with any certainty.

The spread of the mosses in the flume is illustrated in Fig. 3. Obviously the spread was random. Further examination shows that these were centres for spreading with larger patches of the most common mosses, viz. *Ceratodon*, *Funaria*, *Bryum* and

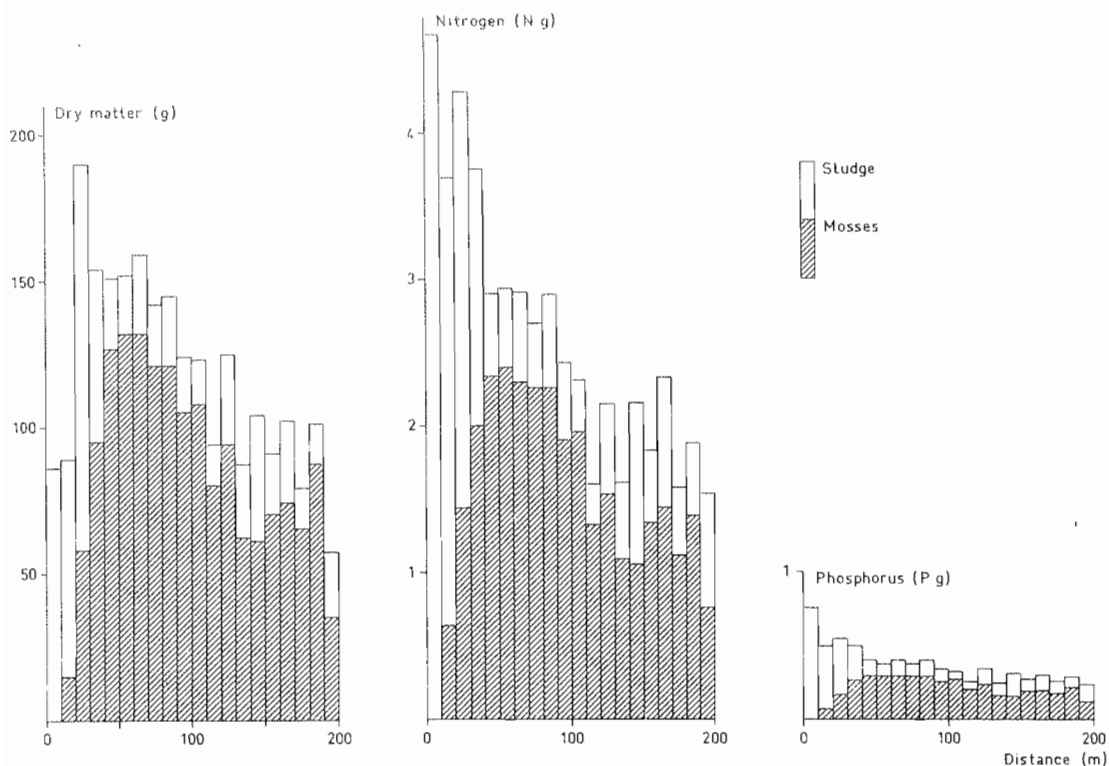


Fig. 2. Dry matter, nitrogen and phosphorus of dry matter in sludge and mosses when harvesting the experiment Ra02 after 412 days.

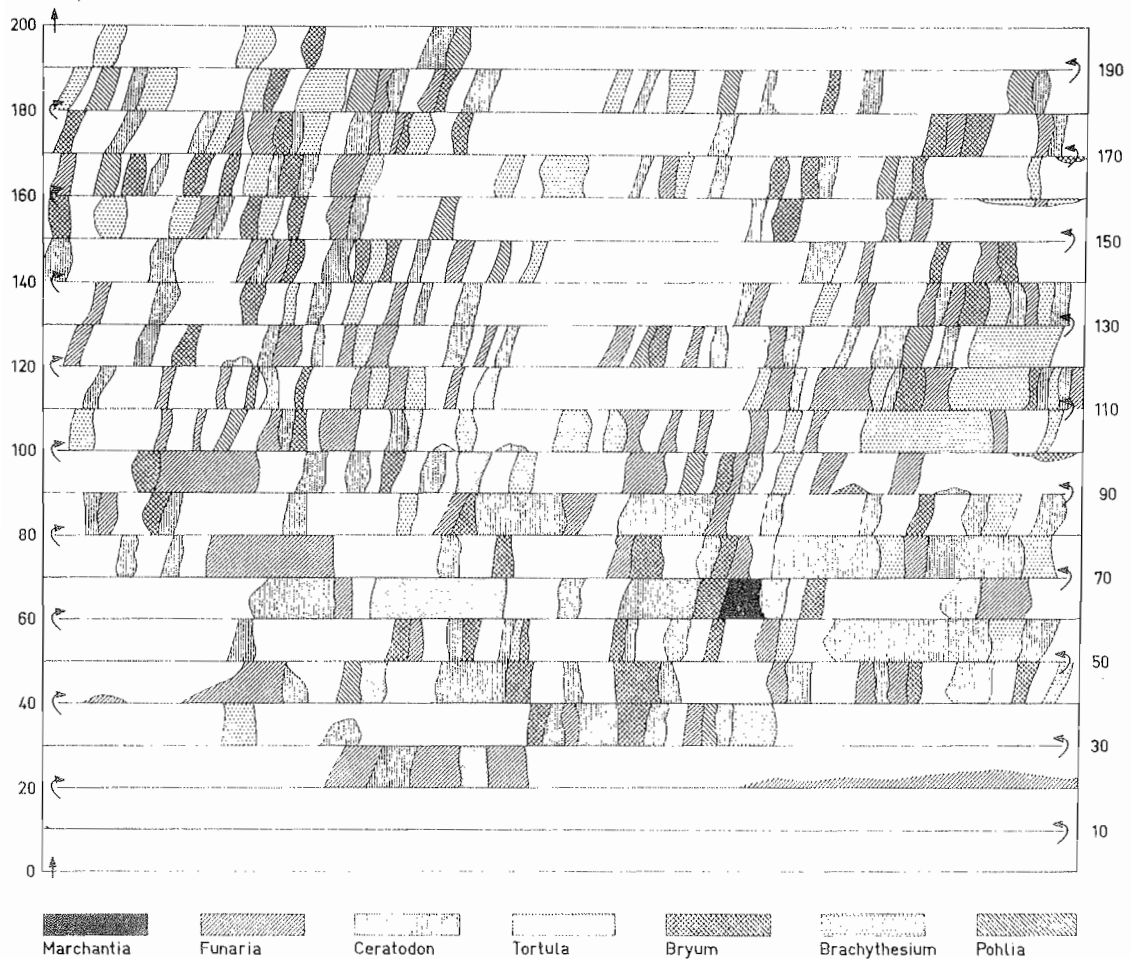


Fig. 3. Distribution of mosses in experiment Ra02 after 412 days. Length of flume was 200 m.

Brachythecium. The largest continuous stretches were found between 50 and 130 m where the mosses grew at first.

Oxygen

The sag (Fig. 4) is a typical feature of the oxygen metabolism. Depending on light, water depth and water velocity the oxygen sag was more or less significant.

The shape of the *oxygen-sag curves* prompts a testing of the mathematical formulae given by Streeter & Phelps (1925) in their classical studies. The oxygen deficit *D* is a function of time *t*. With symbols according to Fair, Geyer & Okun (1971, p. 653) the deficit is

$$D + D_0 = \frac{k L_a}{r - k} [\exp(-kt) - \exp(-rt)] + (D_a + D_0) \exp(-rt) \tag{1}$$

and the critical deficit

$$D_c + D_0 = L_a \exp(-kt_c) / f, \tag{2}$$

where *D*₀ is an asymptotic value, arising from supersaturation and added to the original formula, *k* the rate constant of breakdown of organic matter (deoxygenation), *r* the rate of reoxygenation of the body of water, *L*_a the initial or first-stage BOD, *D*_a the deficit at the point of pollution (*t*=0), *D*_c the point of maximum deficit, the critical point, at time *t*_c, and *f*=*r*/*k* the oxygen recovery or self-purification ratio.

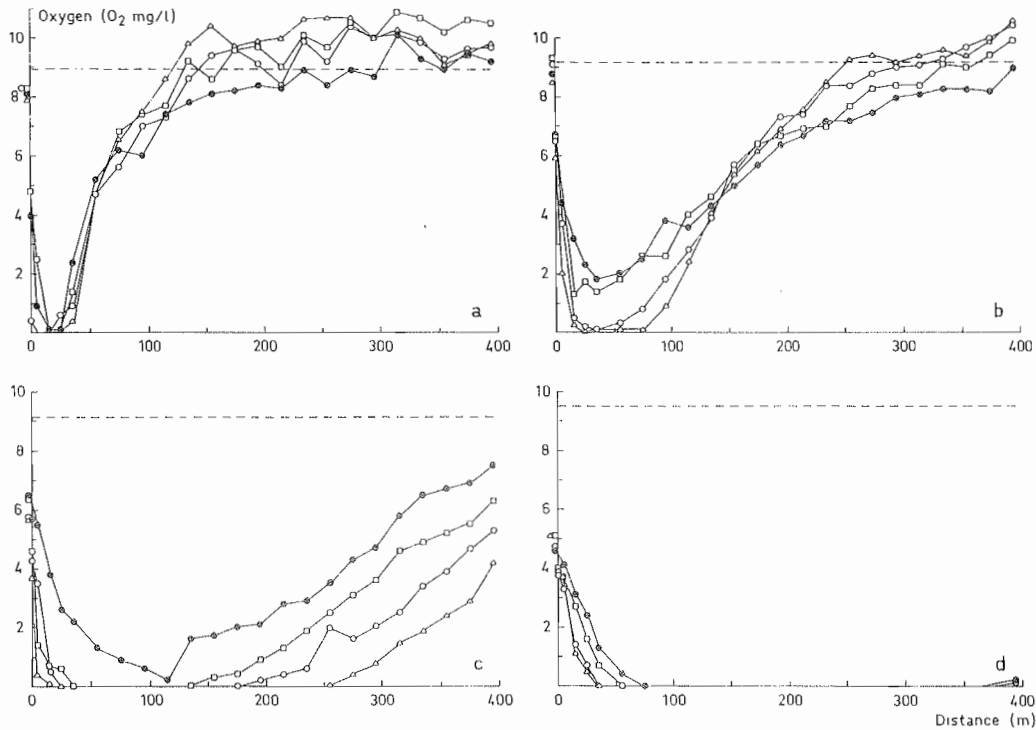


Fig. 4. Oxygen-sag curves on different occasions after start: ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. Luminous flux 1000 lx. (a) Ra17; water depth 10 mm. (b) Ra18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

The formulae were tested in the experiments Ra17–Ra20. With one exception equation (1) was valid for the experimental curves (cf. Figs. 4 and 5). The exception is Ra19 at 7 days, where two curves were used (Fig. 5).

Fig. 6a, b shows that *k* and *r* decreased with depth. As an average we have

$$k = 2.7 d^{-1.00} \text{ and } r = 25.7 d^{-1.20} \quad (3)$$

where *d* is the water depth in mm. The equations hold good in the interval $20 \leq d \leq 80$. Extrapolation to deeper water means, however, that the metabolism would gradually decelerate.

Fair et al. (p. 655) use the self-purification ratio $f=r/k$ to classify different bodies of water. In their list the self-purification in the flumes would be placed on a level with that of swift streams and waterfalls rather than sluggish streams. The question is whether the discrepancy is due to different pollutants only, or whether the physical conditions are decisive.

The variation of *k* and *r* with time is unclear. On

the other hand the variation of *f* is distinct. This value decreased with time against 3.7 (Fig. 6c). After 28 days there were no significant differences.

The influence of the illumination can be seen when comparing the figures listed in the following table, which also includes essential parameters.

| Experiment ... | Ra12 | Ra17 | Ra13 | Ra14 |
|-------------------------------|-------|-------|------|------|
| Illumination (lx) | 2 000 | 1 000 | 900 | 0 |
| Velocity (m/h) | 13.3 | 13.3 | 13.3 | 13.3 |
| Depth (mm) | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Slope (O ₂ mg/l·m) | 0.27 | 0.17 | 0.19 | 0.09 |
| Fig. | 7a | 4a | 7b | 7c |

The maximum slope at the point of inflection on the rising part of the curves decreased with decreasing light. That means that the reoxygenation increased with the illumination.

The stronger the illumination the more rapid the deoxygenation and reoxygenation (Fig. 7). The critical deficit was often reached before 35 m and was shifted toward the inlet as time went on. At the same time the deficit deepened and within a fortnight total deficit was reached. This is evi-

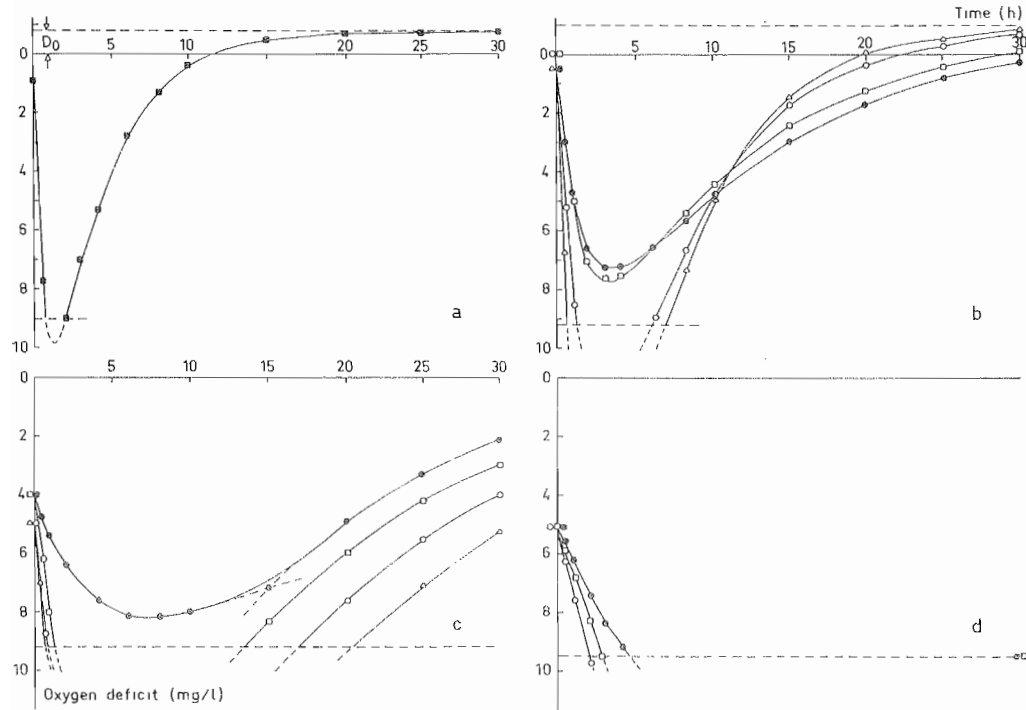


Fig. 5. Oxygen-sag curves on different occasions after start: ■, 7, 14, 21 and 28 days; ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. (a) Ra17. (b) Ra18. (c) Ra19. (d) Ra20.

denced by the increasing mass of *Zoogloea* at the beginning of the flume (up to 10 m), and incipient vegetation on the sides and bottom.

Supersaturation took place in several experiments and was greatest at 2 000 lx (Ra06, Ra12). In these cases the supersaturation tended to diminish at the end of the flume, depending either on a breakdown of newlyformed organic matter (a second sag) or simply and most probably on disappearance of oxygen.

The influence of *water depth* can be studied further in Fig. 4. In these experiments the illumination was chosen so that supersaturation should not be too disturbing. All parameters except the temperature were constant (Table 1). The variation of the temperature was unintentional and had little influence on the results, which can be summarised as follows:

| Experiment ... | Ra17 | Ra18 | Ra19 | Ra20 |
|-------------------------------|------|------|--------|------|
| Depth (mm) | 10 | 20 | 40 | 80 |
| Slope (O ₂ mg/l·m) | 0.17 | 0.05 | ~0.025 | 0 |
| Fig. | 4a | 4b | 4c | 4d |

The maximum slope at the point of inflection, and

thus the effectiveness of the re-aeration, decreased with increasing depth and became practically zero at 80 mm. Thus very shallow depths are most favourable for the re-aeration.

Information on the influence of *water velocity* on the re-aeration can be obtained from the following experiments with equal illumination (2 000 lx) and equal depth (80 mm).

| Experiment ... | Ra05 | Ra02 |
|-------------------------------|------|------|
| Velocity (m/h) | 0.83 | 1.67 |
| Slope (O ₂ mg/l·m) | 0.28 | 0.04 |

The doubling of the velocity resulted in a decrease in the mean of maximum slope to one-seventh. The velocity therefore is very important for the oxygen metabolism in laminar flow, as could be expected.

It should be noted that the chief character of experiment Ra05 was aerobic, while Ra02 was anaerobic.

The effects of *ventilation* were studied in two experiments in the dark, Ra14 and Ra15. Ra14 had only spontaneous ventilation and Ra15 a blower under the plastic cover. In the first the oxygen sag was deeper than in the second case (Fig. 7c, d).

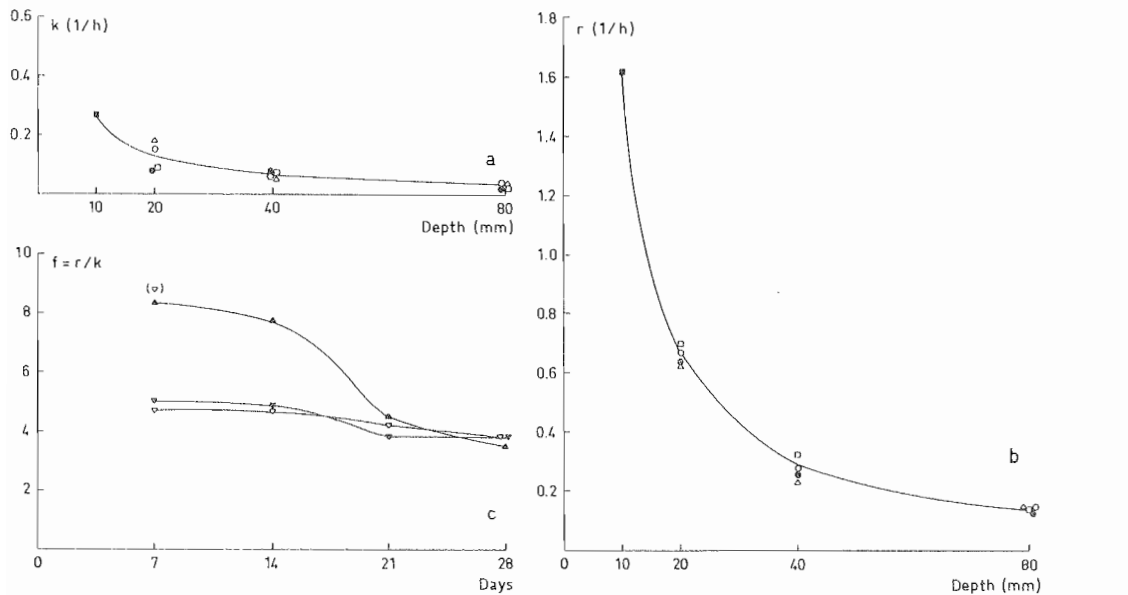


Fig. 6. Connections between different parameters of equations (1) and (2) and water depth and time. The data concern Ra17-Ra20. (ab) \blacksquare , all; \bullet , 7 days; \square , 14 days; \circ , 21 days; \triangle , 28 days. (c) \blacktriangle , depth 20 mm; ∇ , depth 40 mm; ∇ , depth 80 mm.

This illustrates the importance of wind action in stimulation gas diffusion across the water surface.

Organic matter

The "total" organic matter was usually determined as the permanganate value (KMnO_4). In experiment Ra02 the biochemical oxygen demand (BOD) was measured too. The connection between them is

seen in Fig. 8. Two regression lines are found, one for the distance 0-10 m and another for 15-195 m. The lines are quite different.

This demonstrates clearly the selective microbial attack on the easily degradable substances during the comparatively short self-purification phase. The following degradation step has still to cope with significant amounts of organic substances the bio-

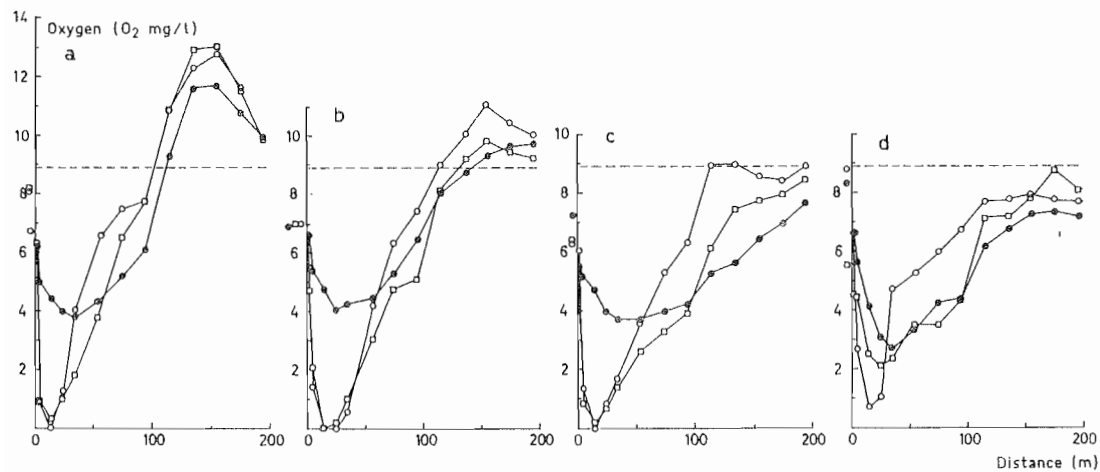


Fig. 7. Oxygen-sag curves on different occasions after start: Water depth 10 mm. \bullet , 1 day; \square , 4 days; \circ , 7 days. (a) Ra12; luminous flux 2000 lx. (b) Ra13; flux 900 lx. (c) Ra14; flux 0. (d) Ra15; flux 0; ventilation with a blower.

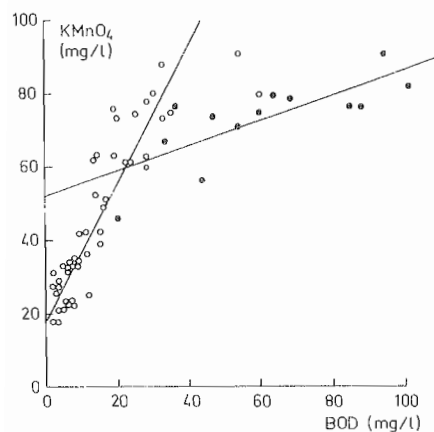


Fig. 8. Regression of KMnO_4 -value on BOD. Experiment Ra02. O, 0–10 m; ●, 15–195 m.

logical availability of which is much more restricted. In fact a totally inert organic fraction, corresponding to 10–30 KMnO_4 mg/l, was left as a residue after the entire self-purification procedure in the flumes (y-increment in Fig. 8 or asymptotes in Fig. 9).

The degradation of organic matter is a function of time, i.e. of the distance from the pollution point. This is illustrated in Fig. 9, where it is seen that the permanganate value decreased with the distance. Concerning the inert substance, much more was left as a residue in the flume with the greatest water depth than in the others. This can hardly depend on an earlier selection but must be caused by an active alteration of the metabolism, resulting in production of significantly more "slag" in this flume.

Nitrogen

It is clear that a very effective denitrification of the nitrate coming from the dilution water first took place at the 10 mm depth (Fig. 10). A lag-phase followed and finally an effective nitrification. All these processes were over at 100 m, that is after 7.5 hours of flow. Later the nitrogen components greatly decreased because of absorption by organisms.

Between the inlet and 1 m downstream both ammonium and total nitrogen increased considerably at the flume depth of 10 mm (Figs. 11a and 12a). This peculiar fact was apparently connected with the conspicuous evolution of *Zoogloea* which took place during the first seven days before the first

sampling. Although the growth of *Zoogloea* in itself may have disturbed the sampling procedure to some extent the phenomenon of ammonia increase, although inexplicable, cannot be classed solely as an artefact. Indeed similar behaviour was earlier observed in experiments with trickling filters (Brink, 1967).

The hydrolysis of amino-bound nitrogen, and subsequent oxidation, decreased with flume depth and with time (Figs. 10a–d, 11a–d, 12a–d). The fact that nitrification depends on oxygen content is clearly illustrated. But the presence of oxygen was not always sufficient for nitrification. In these cases ammonia seemed to be an inhibitor.

The disappearance of ammonium can depend on evaporation, nitrification or assimilation by organisms. As pH did not exceed 8.8, evaporation could not play a major role ($\text{pK} = 9.3$). At the 40 and 80 mm depths assimilation was most important since no, or only a little, nitrification occurred.

The average conditions during the 28 days are seen in Fig. 12. In addition to the above observations it should be emphasized that the losses of total nitrogen and organic nitrogen were greatest at 10 mm depth. The losses diminished with increasing depth.

Assimilation of nitrogen and phosphorus

The input and output of nitrogen and phosphorus with water is accounted for in Table 3 and so are the same elements in mosses and sludge. If no losses occur the difference in content between input and output and the content in mosses and sludge should be the same.

For phosphorus the amounts must agree because nothing can be lost, and the agreement was fairly close. Some 75% of the input passed the flume and about 25% was assimilated.

In the case of nitrogen the amounts did not agree, because of a loss to the air. In this case about 34% of the input passed the flume, 39% was assimilated and 27% went to the air (denitrification).

The nutrient content of silage juice is clearly characterised by a lack of nitrogen in relation to phosphorus, as compared with the nutritive needs of primary producers. This deficit in nitrogen naturally becomes the more pronounced the longer the primary producers in the flume exert their influence on the water chemistry by consuming the nutrients. Initially the N:P-quotient was 4.2 and decreased to 2.0 at the outlet, while it was about

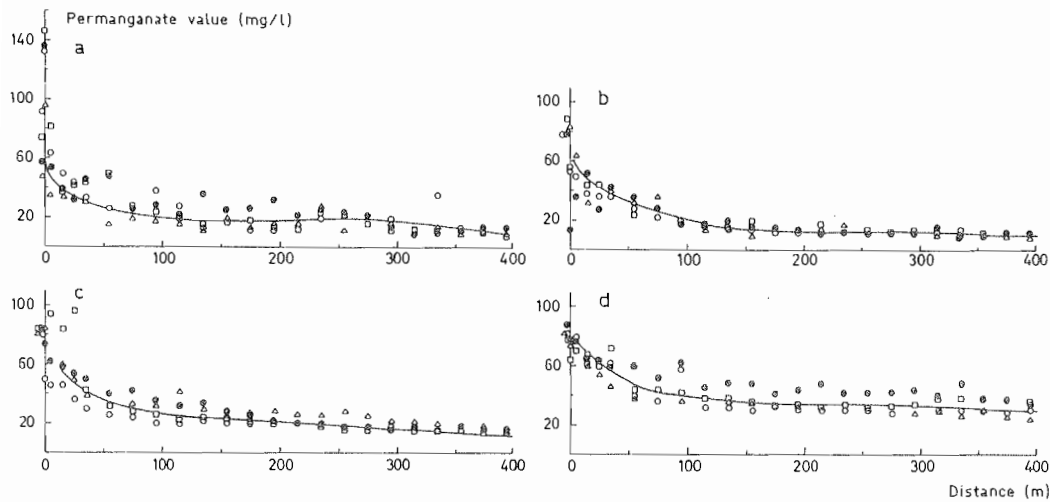


Fig. 9. Permanganate value on different occasions after start: ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. (a) Ra17; water depth 10 mm. (b) Ra18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

7.0 in mosses and sludge. Thus nitrogen was a limiting factor.

Amino acids

No less than sixteen amino acids were identified (hydrolysed samples), which is hardly surprising as

silage juice is a plant extract. The content varied widely as can be seen in Table 4. Alanine was most frequent (in mol/l), followed by glycine, valine and leucine in varying order.

For the purposes of experiment it is necessary to know whether the composition of the silage juice

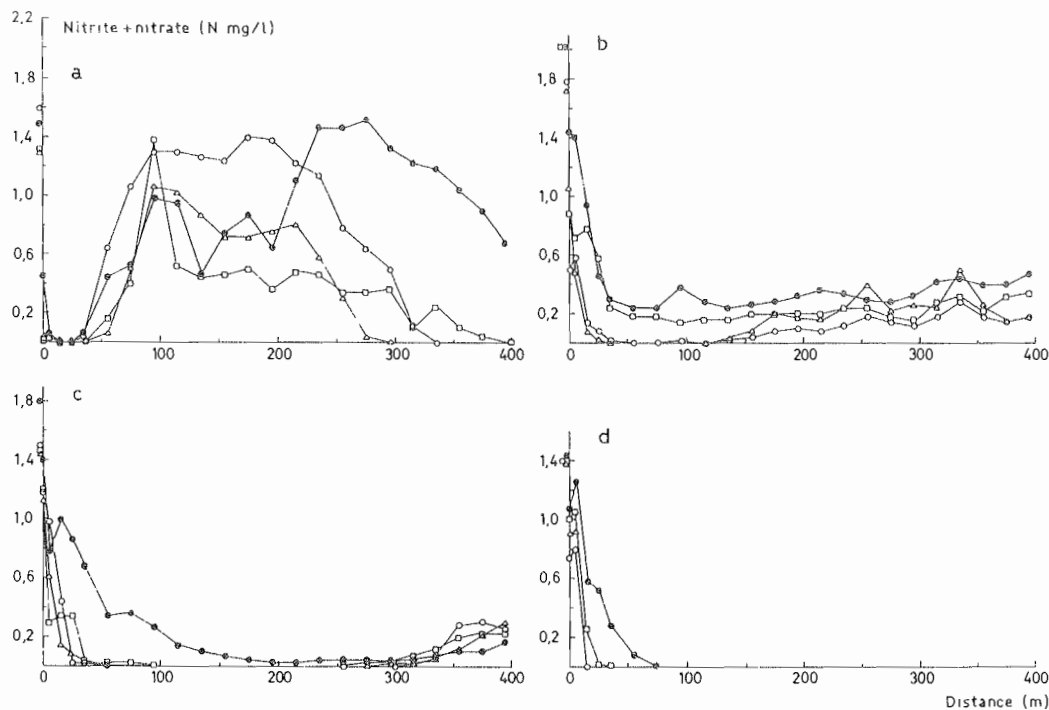


Fig. 10. Metabolism of nitrite and nitrate on different occasions after start: ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. (a) Ra17; water depth 10 mm. (b) Ra18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

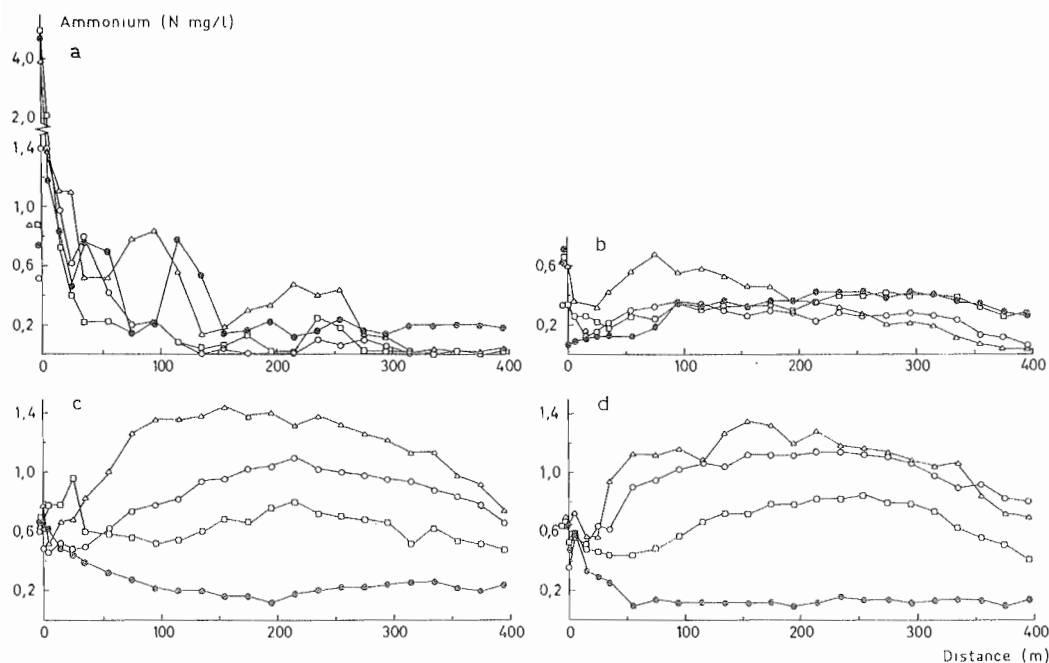


Fig. 11. Metabolism of ammonium on different occasions after start: ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. (a) Ra17; water depth 10 mm. (b) Ra 18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

changes during storage. Therefore undiluted juice was stored at 2°C and 20°C anaerobically.

Owing to the high concentration, and to the anaerobic conditions, a slow catabolism occurred (Table 4). This means that the composition of the

juice was neraly constant during short experiments but altered during long experiments. In the later case especially Lys, Arg and His decreased. Silage juice stored at 2°C was used in the flume experiments.

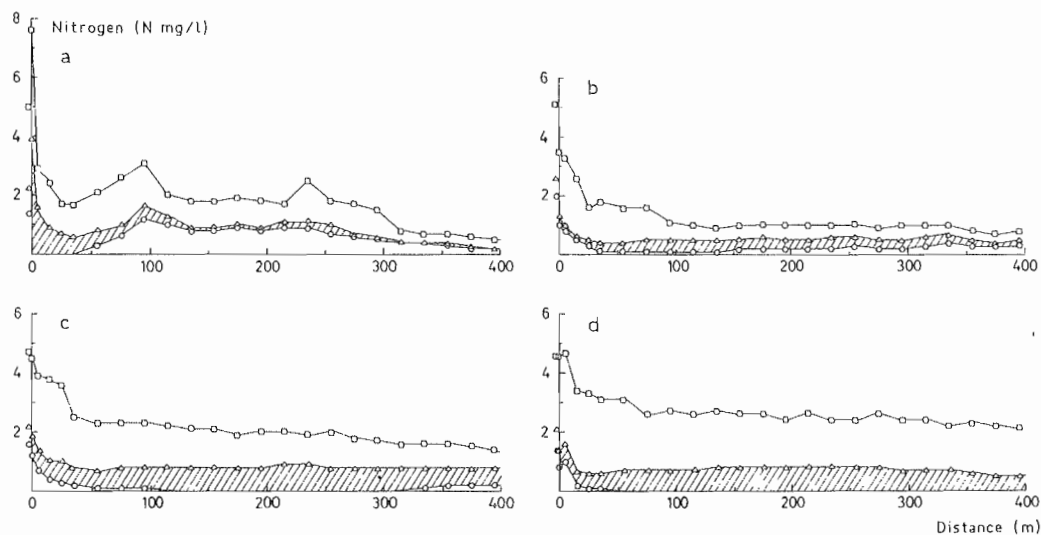


Fig. 12. Metabolism of nitrogen. Mean values. ○, NO₂+NO₃; △, NO₂+NO₃+NH₄; □, total N; hatched area, NH₄. (a) Ra17; water depth 10 mm. (b) Ra18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

Table 3. Balance of nitrogen and phosphorus for Ra02 after 412 days (N and P in g)

| Element | With water | | | In dry matter | | | Air ^a |
|---------|------------|--------|-------|---------------|--------|-----|------------------|
| | Input | Output | Diff. | Mosses | Sludge | Sum | |
| N | 135 | 46 | 89 | 31 | 21 | 52 | 37 |
| P | 32 | 23 | 9 | 4.1 | 3.3 | 7.4 | 0 |
| N:P | 4.2 | 2.0 | 9.9 | 7.6 | 6.7 | 7.0 | — |

^a Denitrification.

Moreover, the flask experiment provoked further discussion. Ala, Val, Leu, Ile, Tyr and Asp, all degrading very slowly, are currently believed to be transaminated at the very beginning of the pathway to the citric acid cycle. As none of the other acids is transaminated as a first step, it is likely that transamination in our case was inhibited, principally because the silage juice was highly concentrated.

The reason for the apparent failure of Phe, Gly and Ser to change may be that the catabolism of Phe is closely associated with that of Tyr, and that Gly and Ser are intermediate products in the conversion chain Thr→Gly→Ser. The last-mentioned means that the supply may have been filled up without transamination.

In the second group it was a question of temperature only whether Met was catalysed or not. Glu on the other hand is an intermediate product for the metabolism of, e.g., Pro, Lys and His. Therefore not only temperature but also filling-up may have been important.

The acids in the third group were all broken down fairly rapidly. The breakdown proceeded independent of temperature.

In the flume the catabolism was rapid, owing to dilution of the silage juice and to aerobic conditions (Table 5). At first, however, there was a difference between light and dark experiments. Thus one day after the start the metabolism proceeded more rapidly in light than in darkness. In the long run the

Table 4. Amino acids in three different kinds of silage juice (A, B, C) and catabolism when storing (34, 103, 217 days) (values in N mg/l)

| Amino acid | Silage juice | | | C stored at 2°C | | | C stored at 20°C | | |
|-------------------------------|--------------|-----|-----|-----------------|-----|-------|------------------|-----|-------|
| | A | B | C | 34 | 103 | 217 | 34 | 103 | 217 |
| <i>Very slow degradation</i> | | | | | | | | | |
| Alanine | 360 | 512 | 193 | 206 | 210 | 211 | 198 | 164 | 144 |
| Valine | 105 | 155 | 65 | 68 | 67 | 66 | 66 | 60 | 54 |
| Leucine | 99 | 159 | 62 | 67 | 68 | 66 | 66 | 65 | 57 |
| Isoleucine | 67 | 108 | 43 | 42 | 42 | 41 | 40 | 40 | 35 |
| Tyrosine | 3 | 23 | 6 | 7 | 7 | 6 | 6 | 6 | 5 |
| Aspartic acid | 21 | 40 | 19 | 16 | 17 | 12 | 14 | 14 | 10 |
| Phenylalanine | 20 | 36 | 18 | 18 | 18 | 17 | 20 | 18 | 16 |
| Glycine | 130 | 200 | 58 | 63 | 63 | 60 | 60 | 56 | 45 |
| Serine | 10 | 37 | 10 | 9 | 9 | 7 | 8 | 9 | 6 |
| <i>Slow degradation</i> | | | | | | | | | |
| Methionine | 20 | 26 | 10 | 12 | 11 | 11 | 6 | 3 | 3 |
| Glutamic acid | 32 | 105 | 34 | 38 | 38 | 33 | 14 | 14 | 11 |
| <i>More rapid degradation</i> | | | | | | | | | |
| Proline | 38 | 135 | 50 | 50 | 38 | 26 | 32 | 6 | 4 |
| Threonine | 10 | 74 | 23 | 9 | 9 | 6 | 9 | 8 | 6 |
| Lysine | 31 | 165 | 63 | 41 | 27 | 15 | 30 | 29 | 22 |
| Arginine | 11 | 17 | 8 | 6 | 4 | trace | 6 | 9 | trace |
| Histidine | 4 | 85 | 14 | 15 | 11 | 1 | 7 | 7 | <1 |

Table 5. Metabolism of alanine, leucine, glycine and lysine in light (Ra06) and dark (Ra07) experiments at different occasions after start (values in N mg/l)

| Dis- tance, m | Light | | | | Dark | | | |
|------------------|-------|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| | Ala | Leu | Gly | Lys | Ala | Leu | Gly | Lys |
| <i>1 day</i> | | | | | | | | |
| 1 | 540 | 170 | 210 | 87 | 540 | 165 | 207 | 87 |
| 5 | 9.8 | — | 17 | 12 | 450 | 130 | 240 | 64 |
| 35 | 18 | 7.3 | 22 | 14 | 200 | 93 | 200 | 54 |
| 115 | 29 | 11 | 29 | 22 | 150 | 56 | 74 | 18 |
| 195 | 6.0 | — | 12 | — | — | — | — | — |
| <i>8 days</i> | | | | | | | | |
| 1 | 500 | 150 | 195 | 84 | 500 | 150 | 195 | 84 |
| 5 | 350 | 230 | 310 | 200 | 190 | 60 | 89 | 28 |
| 35 | 36 | 16 | 26 | 12 | 52 | 25 | 34 | 15 |
| 115 | 7.8 | 3.6 | 11 | 6.1 | 22 | 13 | 24 | 14 |
| 195 | 4.2 | 0.14 | 8.0 | 2.4 | 8.0 | 4.1 | 11 | 4.9 |
| <i>22 days</i> | | | | | | | | |
| 1 | 470 | 160 | 190 | 77 | 470 | 160 | 190 | 77 |
| 5 | 230 | 81 | 140 | 58 | 160 | 130 | 150 | 45 |
| 35 | 43 | 28 | 61 | 30 | 19 | 9.4 | 22 | 14 |
| 115 | 9.2 | 4.2 | 20 | 6.9 | 15 | 8.5 | 22 | 14 |
| 195 | 8.8 | 4.2 | 15 | 6.2 | 8.3 | 3.4 | 15 | 5.6 |
| <i>35 days</i> | | | | | | | | |
| 1 | 530 | 160 | 200 | 82 | 530 | 160 | 200 | 82 |
| 5 | 280 | 88 | 120 | 41 | 160 | 58 | 85 | 38 |
| 35 | 28 | 14 | 35 | 19 | 27 | 14 | 34 | 13 |
| 115 | 8.8 | 5.2 | 18 | 6.1 | 9.0 | 3.6 | 16 | 6.2 |
| 195 | 24 | 17 | 32 | 16 | 12 | 1.5 | — | 3.6 |

breakdown of proteins was independent of light. This agrees with the results from gas analysis (Table 7).

As can be seen in Table 5, Leu and Gly increased in light between 1 and 5 m on the 8th day, and Gly in darkness on the 1st day, and then decreased. These are not isolated phenomena (Table 6). In light all but Ala usually had a distinct peak at 5 m. In darkness only Gly, Thr, Asp and Arg had a small maximum at this point. Again it seems as if *Zoo-gloea*, growing much more abundantly in light than in darkness, at first caused an effective adsorption of proteins, followed by a large release.

In both the flume and the flask experiments, arginine broke down to traces only. This means that either the metabolic rate was relatively high or the supply was exhausted and no new arginine was formed. Perhaps a high metabolic rate is more probable because of the central position of arginine in the urea cycle.

Carbon dioxide and related quantities

The alkalinity was measured on a few occasions in order to arrive at a view of the $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$

system. The mean values are seen below for four occasions at the end of the long-term experiment Ra02. The values are calculated as total CO_2 .

| Distance (m) | CO_2 (mg/l) |
|--------------|----------------------|
| 1 | 239 |
| 5 | 251 |
| 10 | 266 |
| 15 | 286 |
| 35 | 302 |
| 55 | 275 |
| 75 | 279 |
| 95 | 277 |
| 115 | 265 |
| 135 | 265 |
| 155 | 253 |
| 175 | 247 |
| 195 | 240 |

The maximum was reached at 35 m, after which the values gradually returned to those prevailing at the beginning. Since the pH varied between 7.2 and 8.1, more than 87% of the total CO_2 existed as HCO_3^- .

Table 6. Metabolism of all sixteen amino acids in light (Ra06) and dark (Ra07) experiments after eight days and one day at three different distances (m). The acids ordered according to Lehninger (1970) (values in $\mu\text{mol/l}$)

| Amino acid | Light (8 days) | | | Dark (1 day) | | |
|---|----------------|-------|-------|--------------|-------|-------|
| | 1 | 5 | 35 | 1 | 5 | 35 |
| <i>Non-polar or hydrophobic R groups</i> | | | | | | |
| Ala | 36.00 | 25.00 | 2.55 | 38.62 | 31.83 | 13.96 |
| Val | 10.75 | 14.98 | 1.17 | 11.40 | 11.39 | 9.64 |
| Leu | 11.03 | 16.25 | 1.17 | 11.75 | 9.37 | 6.61 |
| Ile | 7.46 | 10.76 | 0.87 | 8.07 | 6.64 | 5.08 |
| Pro | 9.07 | 9.93 | 0.94 | 10.34 | 4.30 | 5.03 |
| Phe | 2.39 | 7.93 | trace | 2.72 | 0.99 | — |
| Met | 1.81 | 3.99 | 0.26 | 1.97 | 1.81 | 1.20 |
| <i>Uncharged polar R groups</i> | | | | | | |
| Gly | 13.90 | 22.08 | 1.89 | 14.80 | 16.92 | 13.98 |
| Ser | 2.65 | 13.69 | 0.65 | 2.61 | 2.56 | 1.93 |
| Thr | 4.99 | 12.70 | 0.61 | 5.37 | 5.56 | 3.44 |
| Tyr | 1.53 | 5.03 | trace | 1.67 | 1.07 | — |
| <i>Negatively charged (acidic) R groups</i> | | | | | | |
| Asp | 2.97 | 22.04 | 0.98 | 2.85 | 3.66 | 3.59 |
| Glu | 7.38 | 27.49 | 1.54 | 7.60 | 3.33 | 3.81 |
| <i>Positively charged (basic) R groups</i> | | | | | | |
| Lys | 6.03 | 14.66 | 0.87 | 6.18 | 4.56 | 3.83 |
| Arg | 0.37 | 8.78 | — | 0.30 | 0.70 | 0.71 |
| His | 2.02 | 3.83 | 0.16 | 2.11 | 1.20 | 1.04 |

Table 7. Gaseous products from the flume in light (Ra06) and dark (Ra07) experiments at different occasions after start (values in vol %)

| Dis- tance, m | Light | | | | | Dark | | | | |
|---|--------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | N ₂ | O ₂ | CO ₂ | CH ₄ | Ox ^a | N ₂ | O ₂ | CO ₂ | CH ₄ | Ox ^a |
| <i>1 day: 0.14–0.16% N₂O</i> | | | | | | | | | | |
| 1 | 77.33 | 19.79 | 0.64 | 0.05 | 7.7 | 77.49 | 17.47 | 2.32 | 0.14 | 4.8 |
| 5 | 78.08 | 17.65 | 2.04 | 0.15 | 7.5 | 77.36 | 20.11 | 0.47 | 0.05 | 1.1 |
| 35 | 77.98 | 19.07 | 0.92 | 0.06 | 2.3 | 78.53 | 18.17 | 1.16 | 0.08 | 0.0 |
| 115 | 77.94 | 19.36 | 0.56 | 0.05 | 1.5 | 77.69 | 19.97 | 0.31 | 0.02 | 1.3 |
| 195 | 77.21 | 20.58 | 0.24 | 0.01 | 9.7 | 77.27 | 20.39 | 0.30 | 0.02 | 8.7 |
| <i>8 days: 0.14–0.17% N₂O</i> | | | | | | | | | | |
| 1 | 78.03 | 17.20 | 2.54 | 0.16 | 5.5 | 76.75 | 18.99 | 2.11 | 0.12 | 4.6 |
| 5 | 80.29 | 15.09 | 2.42 | 0.15 | 0.0 | 77.70 | 17.58 | 2.60 | 0.15 | 0.0 |
| 35 | 76.44 ^b | 16.72 | 1.19 | 0.12 | 1.4 | 77.72 | 18.78 | 1.42 | 0.10 | 0.5 |
| 75 | 80.48 | 16.85 | 0.69 | 0.04 | 3.5 | 77.52 | 19.91 | 0.50 | 0.02 | 1.0 |
| 115 | 77.24 | 20.38 | 0.33 | 0.03 | 6.8 | 78.45 | 18.88 | 0.69 | 0.04 | 0.9 |
| 195 | 73.57 ^c | 19.61 | 0.15 | 0.02 | 9.3 | 77.43 | 20.15 | 0.30 | 0.02 | 4.6 |
| <i>22 days: 0.14–0.15% N₂O</i> | | | | | | | | | | |
| 1 | 76.74 | 19.20 | 1.71 | 0.10 | 3.7 | 77.66 | 18.90 | 1.33 | 0.08 | 1.1 |
| 5 | 78.09 | 17.03 | 2.76 | 0.15 | 0.7 | 77.85 | 17.37 | 2.68 | 0.15 | 0.0 |
| 35 | 78.51 | 18.16 | 1.22 | 0.07 | 0.7 | 77.58 | 18.97 | 1.31 | 0.07 | 0.0 |
| 115 | 77.23 | 20.28 | 0.47 | 0.02 | 10.8 | 77.52 | 19.83 | 0.67 | 0.02 | 1.2 |
| 195 | 77.22 | 20.53 | 0.14 | 0.01 | 9.8 | 77.10 | 20.36 | 0.46 | 0.02 | 2.2 |
| Air | 77.06 | 20.86 | 0.11 | 0.01 | | 0.14% | N ₂ O | | | |

^a Oxygen in water (mg/l).^b 0.75% NH₃, 2.92% H₂O.^c 0.96% NH₃, 3.82% H₂O.

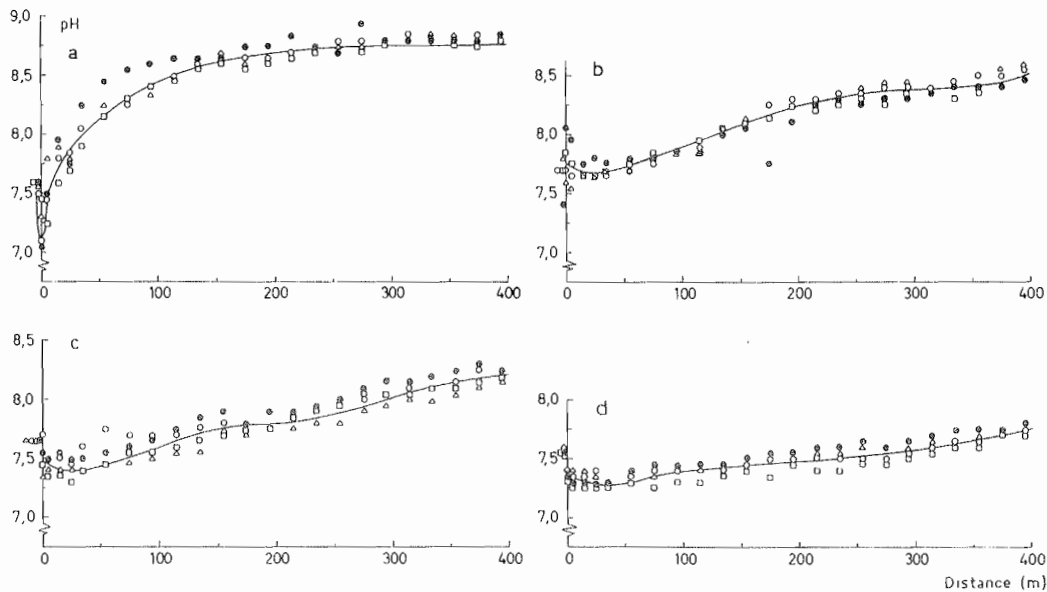


Fig. 13. Variation of pH on different occasions after start: ●, 7 days; □, 14 days; ○, 21 days; △, 28 days. (a) Ra17;

water depth 10 mm. (b) Ra18; depth 20 mm. (c) Ra19; depth 40 mm. (d) Ra20; depth 80 mm.

The same pattern was valid also for other experiments.

These results again confirm the fact that a decomposition of organic matter took place with high intensity in the beginning of the flume and a primary production in the latter part.

In the experiments Ra06 and Ra07 gas was collected and the composition determined with a mass-spectrograph. The gas-collector was exposed for 2 hours before sampling. The results are given in Table 7.

Obviously the composition of the gas from parts of the flumes differed from that of air. This is especially valid for oxygen and carbon dioxide, at least between 1 and 115 m. The results also show that the difference between the consumption of oxygen and production of carbon dioxide was very great in the first few metres, and that amounts of carbon dioxide reached the atmosphere. Moreover considerable fermentation of methane occurred in the anaerobic parts of the flumes.

In contrast to the above observations there were small relative changes of the gaseous nitrogen compounds. Possibly there was a significant maximum of N_2 at 5 or 35 m. These relatively vague patterns are somewhat astonishing considering the strong denitrification which was indicated earlier. The explanation is probably that we are faced here

with small relative deviations from large absolute values.

No significant differences between light and dark experiments were noted, in spite of the fact that there were variations in the oxygen content of the water.

pH

The silage juice can be considered as a rather complicated pH-buffering system based on several more or less weak organic acids (mainly lactic) and their salts. In the artificial recipient the buffer conditions are even more complicated by the influence of the $H_2CO_3-HCO_3^-CO_3^{2-}$ system of the diluting water. In spite of the acids present, the pH of this mixed system turned out to be not far from the neutral point at the outset of the self-purification.

In itself, mineralization of fatty and other organic acids will tend to raise the pH. A similar or even more pronounced tendency is also potentially effected by complete destruction of the anions of organic salts due to liberation of OH^- ions by hydrolytic reactions.

At the same time these effects will be counteracted, however, by the lowering of pH through CO_2 liberation followed by hydration and protolysis. Since the composition of silage juice results in more molecules of CO_2 being liberated compared with

the simultaneously disappearing carboxylic groups or OH^- ions set free, the net effect should be a decrease in pH. This decrease is of course expected to be moderated by the buffering properties of the bicarbonate-carbonate system, the capacity of which moreover is enforced during the mineralization. No analyses were performed in the last-mentioned respect, but judging from the decrease of the permanganate value, a production of between 55 and 82 CO_2 mg/l took place. A decrease to pH about 5.0 can be calculated to be the effect if no other processes are involved (cf. Hutchinson, 1957, p. 669).

But only a short, initial and rather inconspicuous decrease was in fact observed, followed by a pronounced increase during the main course of the self-purification. The modesty of the first phase is no doubt to be explained by the evasive loss of excess CO_2 , the experimental conditions allowing a fairly good gas exchange and equilibration with the atmospheric CO_2 tension. This cannot, however, count for the subsequent rise in pH far beyond 7. The most probable explanation is here to be found in activity of autotroph primary producers, who possess the ability to deprive the HCO_3^- - CO_3^{2+} system of CO_2 eventually leading to liberation of OH^- ions. Of course ammonification and denitrification are processes tending to increase pH, but in this case the concentration of nitrogen in suitable forms is too low to have more than marginal effect. The same holds true of nitrification (in itself lowering the pH), and the influence of this process is anyhow covered by the effects of primary production, the pH optimum for nitrifying bacteria being between 8.3 and 9.3 (Thimann, 1966, p. 351).

Consequently the most effective nitrification took place where pH most rapidly reached the optimum (Figs. 11 and 13).

REFERENCES

- Brink, N. & Widell, A. 1967. Eutrophication in a small stream in Central Sweden. *Schweiz. Z. Hydrol.* 29, 333-360.
- Brink, N. 1968. Self-purification in an open ditch. *Water Research* 2, 481-503.
- Brink, N. 1971. Vattenförorening genom ensilagesaft. *Vattenvård* 6, 1-11. Sveriges lantbruksuniversitet, S-750 07 Uppsala, Sweden.
- Fair, G. M., Geyer, J. C. & Okun, D. A. 1971. *Elements of water supply and wastewater disposal*. Wiley & Sons, New York.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A treatise on limnology*. Wiley & Sons, New York.

- Karlsson, B. 1968. *Svavelomsättningen vid självrening av pressilosaft i öppen laboratorieränna*. Limnologiska institutionen, Uppsala, Sweden.
- Lehninger, A.-L. 1970. *Biochemistry*. Worth Publishers, New York.
- Streeter, H. W. & Phelps, E. B. 1925. A study of the pollution and natural purification. *Publ. Hlth. Bull.* 146, 1-75.
- Thimann, K. V. 1955. *The life of bacteria*. Macmillan, New York.
- Wilander, A. 1974. Experimentella studier över självreningsförlopp. *Scripta Limnologica Upsaliensia* 373. Limnologiska institutionen, Uppsala, Sweden.

MS. received 20 February 1978

Nils Brink, Agr. dr
Department of Soil Sciences
S-750 07 UPPSALA, Sweden

VÄXTNÄRINGSFÖRLUSTER PÅ KRISTIANSTADSSLÄTTEN

Loss of Nutrients on the Kristianstad Plain

Arne Gustafson och Mats Hansson

Abstract. Investigations of leakage of nutrients from arable land have been in progress since 1972 under the auspices of the Division of Water Management at the Swedish University of Agricultural Sciences. For this purpose a network of experiment fields was established, covering the entire country. Each field represents the nutrient loss in a certain agricultural region. The regional representativity is therefore of vital significance. This investigation deals with the representativity of one experiment field, namely Kärrdala, situated on the Kristianstad plain.

Water samples were taken four times a year for two years from 35 locations; these represented drainage water from arable land only. The soil types represented were mull, till, sand, fine sand and clay. Analyses were performed to determine total nitrogen, nitrate, total phosphorus and potassium.

The predominant form of nitrogen was unquestionably nitrate. The nitrate content varied widely, as follows, depending on soil type (mean values for both years $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l:

| Mull | Till | Sand | Fine sand | Clay |
|------|------|------|-----------|------|
| 27 | 15 | 14 | 15 | 7.2 |

The total phosphorus content showed no dependence on soil type. Most values fell short of 0.1 P mg/l. Three sites, one of which was the experiment field, had a far higher phosphorus level. This could to some extent be explained by a high content of phosphorus in the soil in these cases.

The potassium content varied widely for all soil types except clay. The water from the clay soils also showed the lowest levels. This is natural since the adsorption of potassium usually is strong on clay soils.

A statistical analysis of the material showed that for all parameters analysed the values from the experiment field placed above the third quartile. In other words, the field does not represent the situation with regard to loss by leaching from arable land on the Kristianstad plain.

The hydrodynamic pressure on the experiment field was upturned, depending on the influence from the horst Nävlingeåsen. A further investigation of the surroundings of the experiment field showed that the upturned pressure was a matter of general occurrence. Addition of nutrient to the ground water was therefore impossible. This was verified by the low content of nitrate in the ground water.

INLEDNING

Vid avdelningen för vattenvård vid Sveriges lantbruksuniversitet pågår försök för att klarlägga storleken av växtnäringsförlusterna till ytvatten och grundvatten från åkermark under ordinär jordbruksdrift. För detta ändamål har 16 försöksfält etablerats spridda över hela riket. Växtnäringsförlusterna mäts fortlöpande vid dessa fält. Tillvägagångssättet har beskrivits av Brink, Gustafson & Persson (1978).

Grundläggande är frågan om fältens representativitet. Undersökningar har därför påbörjats för att studera denna aspekt. Denna rapport handlar om försöksfältet Kärrdalas representativitet. Kärrdala är beläget på Kristianstadsslätten ca. 1 km öster om Önnestad.

På referensfältet finns två grundvattenlokaler. Där föreligger ett grundvattenuppträck. Det djupare grundvattnet är därigenom skyddat mot förorening från åkermarken.

MÅL

Undersökningen skall ge underlag för bedömning av försöksfältets representativitet vad avser växtnäringsförluster till ytvatten på Kristianstadsslätten och ge svar på frågan om uppträcket är en strängt lokal företeelse eller om det förekommer allmänt i omgivningen.

Dräneringsvatten

I samråd med lantbruksnämnden i Kristianstads län utvaldes 35 täckdikade åkerskiften vars läge framgår av fig. 1.

Följande krav har ställts på skiftena. Täckdikensplan skall finnas. Av denna skall det klart framgå att endast åkervatten avleds i systemet. Avloppsvatten från gödselupplag, stall eller boningshus får inte beröra systemet. Vattenprov skall kunna tas i en brunn eller i ett täckdikensöga.

Jordarten på försöksfältet som är en sandjord har beskrivits av Brink *et al.* (1978). Jordarterna på de 35 åkerskiftena har bestämts okulärt av lantbruksnämndens personal i samband med att fälten dikades.

Grundvatten

Utöver de två grundvattenlokalerna på försöksfältet utsågs tre. En av dessa utgjordes av en befintlig 87 m djup bevattningsborra. På de två andra lokalerna sattes grundvattenrör.

Grundvattenlokalerna bildar en linje från Nävlingeåsen mot nordost över referensfältet (fig. 2).

Jordartsprofilerna på grundvattenlokalerna bestämdes okulärt vid rorsättningen. För den djupa bevattningsborran utnyttjades SGU:s brunnarkiv i Lund.

De flesta rörfiltren stod i lera (fig. 3). Filtret i den djupa brunnborran (lokal 1-85,0) stod i kalksand. Lokal 1 var belägen på gräsimpediment i ett åkerhorn. I övrigt omgavs lokalerna av ren åker. Växtodlingen var ordinär.

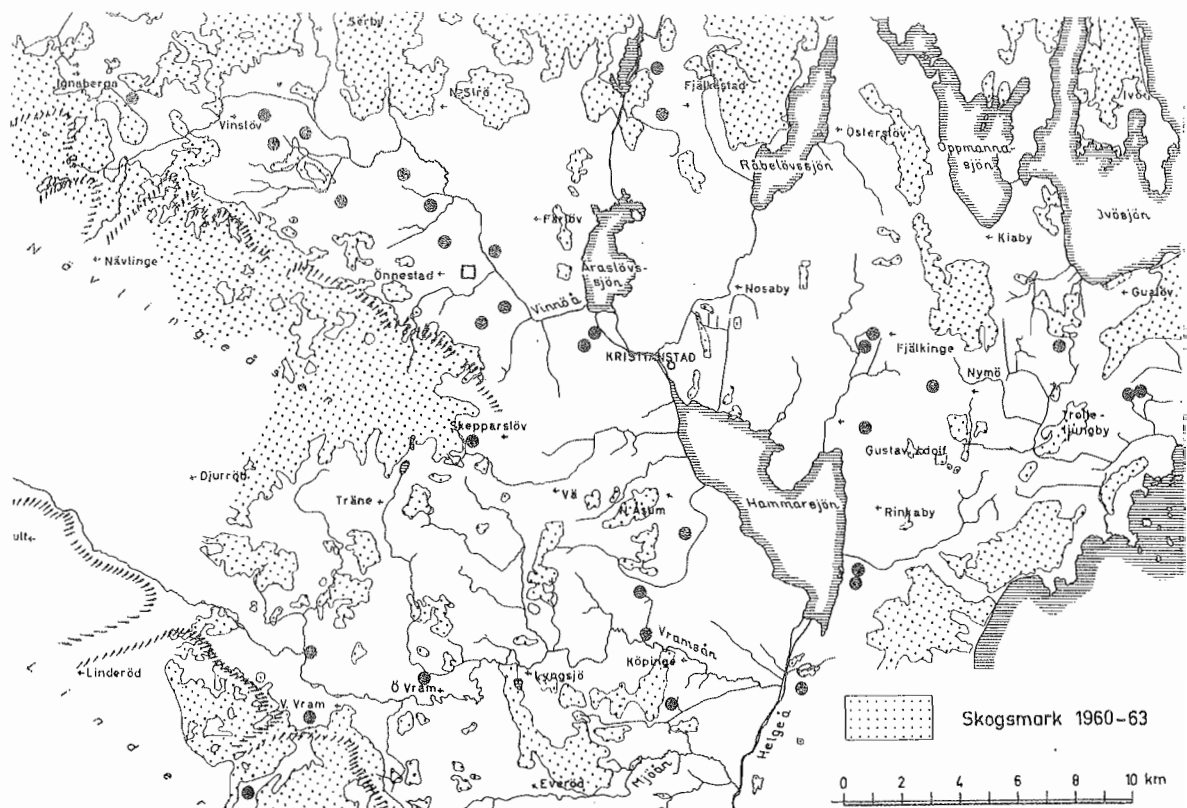


Fig. 1. Provplatser för dräneringsvatten. □, Kärredala. *Sampling stations for drainage water.*

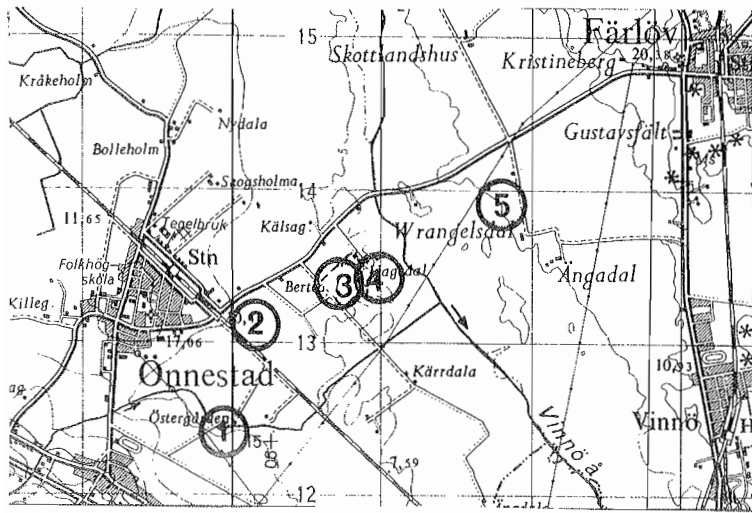


Fig. 2. Provatplatser för grundvatten. *Sampling stations for groundwater.*

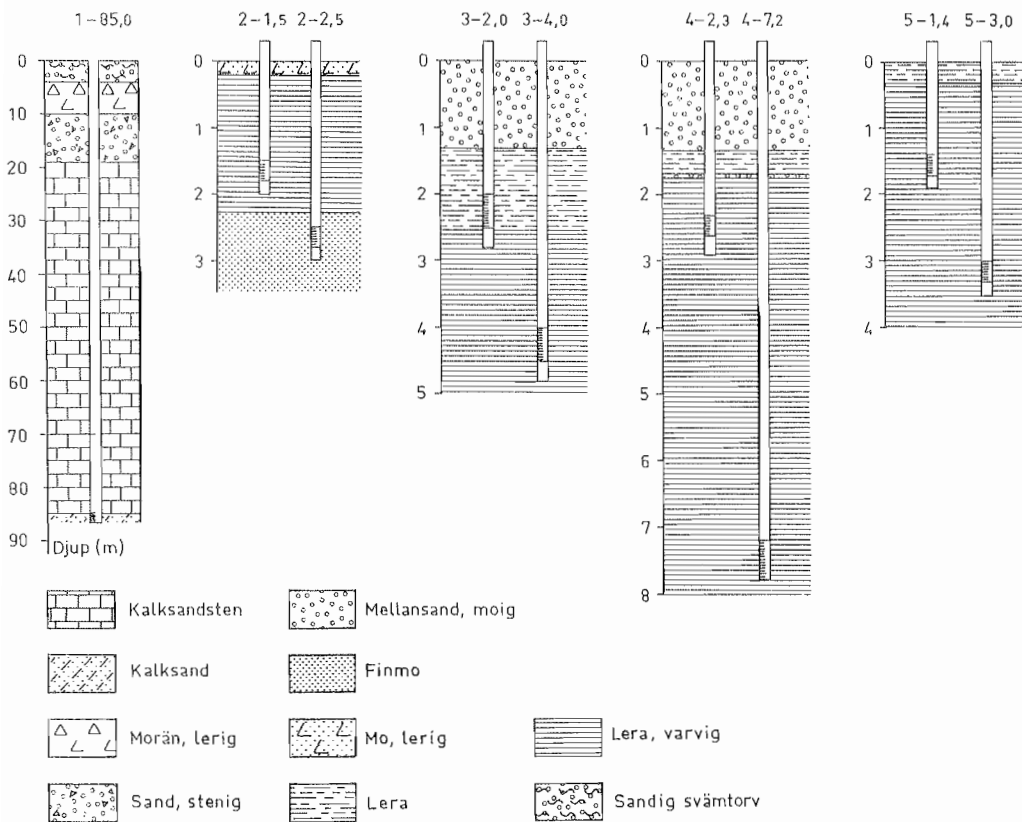


Fig. 3. Markprofiler vid grundvattenlokalerna. *Soil profiles at the ground water stations.*
Soil types: lime stone, lime sand, clay till, stony sand, sand, very fine sand, sandy clay loam, clay, varved clay, sandy peat.

Provtagning och analys

Ytvatten. Provtagning pågick de båda agrohydrologiska åren (juli-juni) 76/77 och 77/78 med ett prov i månaden under december, januari, februari och mars. Efter konservering sändes provet omedelbart till eget laboratorium för analys. Analyserna omfattade nitratkväve, totalkväve, totalfosfor och kalium. År 76/77 utfördes inte kaliumanalyser. Analysmetoderna har beskrivits av Brink *et al.* (1978).

Grundvatten. Provtagningarna pågick 77/78. Grundvattentrycket mättes med ett klucklod en gång i månaden från december till maj. Prov för bestämning av grundvattnets nitrathalt togs på de nya provlokalerna en gång i månaden under januari, februari och maj. På försöksfältet togs prov på endast den ena lokalen vilket bedömdes som tillräckligt. Provtagningsfrekvensen var här en gång i månaden.

Nederbörd, avrinning och växtnäringstransport

Nederbörd, avrinning och växtnäringstransport bestämdes fortlöpande vid försöksfältet. Då mätningarna därstädes startade redan i juli 1973 kan det regionala materialet sättas i relation till förhållandena under en längre tidsperiod.

Gröda, gödsel, bevattning och skörd

Uppgifterna insamlades genom att sända ut ett frågeformulär till berörda markägare.

Förhållandena på försöksfältet under perioden 73/78 redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Gröda, handelsgödsel, stallgödsel, bevattning och skörd på försöksfältet. Kursiva tal betyder gödsling hösten innan. *Crops, fertilizers, manure, irrigation and yield on the experiment field. Figures in italics mean fertilizing last autumn.*

| År | Gröda ^a | Handelsgödsel (kg/ha) | | | Stallgödsel (t/ha) | | Bevattning ^d (mm) | Skörd ^e (t/ha) |
|------|--------------------|--------------------------|--------------|-----------|-----------------------|-------------------|---------------------------------|------------------------------|
| | | N | P | K | Fast ^b | Flyt ^c | | |
| 1973 | vall | 171 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5,2+0,3 |
| 1974 | potatis | 31 | <i>66</i> | 0 | 40 | 30 | 25+40 | 42 |
| | sockerbetor | 160 | <i>66+42</i> | 78 | 0 | 60 | 25+40 | 43 |
| 1975 | sockerbetor | 140 | 35 | <i>63</i> | 0 | 60 | 20+25+25+25 | 52 |
| | potatis | 32 | 28 | <i>54</i> | 25 | 40 | 20+25+25+25 | 38 |
| 1976 | korn | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20+20 | 2,4 |
| 1977 | potatis | 0 | 0 | 0 | 30 | 30 | 20+20+20 | 42-44 |
| | korn | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 4,1 |

^a *Crops*: vall, *ley*; potatis, *potatoes*; sockerbetor, *sugar-beets*; korn, *barley*; ^b Fast, *solid manure*; ^c Flyt, *liquid manure*; ^d Irrigation; ^e *Harvest*.

Gödslingsgivorna var högre 73/75 än under 76/77. Den låga avkastningen i vallens andra skörd (0,3 t/ha) 1973 berodde på torka. Torka i axgången förklarar den låga avkastningen hos kornet 1976.

Anmärkningsvärt är att den låga gödselgivan till potatisen 1977 jämfört med givorna 74 och 75 inte orsakat något skördebortfall. Avkastningen låg på samma nivå de tre åren.

Beräkningsmetoder

Vid beräkning av kväveinnehållet i fastgödsel och flytgödsel har följande värden använts: fastgödsel från nöt och svin 5 N kg/ton, flytgödsel från nöt och svin 3,5 N kg/ton, flytgödsel från höns 8 N kg/ton.

Medelvärdet för en enskild provlokal har beräknats som vägt aritmetiskt medeltal med försöksfältets månadsavrinning som vägfaktor.

Medelvärdet för flera provlokaler har beräknats som det aritmetiska medelvärdet av de enskilda provlokalernas vägda medeltal.

RESULTAT

Gröda, gödsel, bevattning och skörd

Dräneringsvatten. På åkerskiftena varierade gödslingen kraftigt. Gödslingsintensiteten var i stort sett likartad båda undersökningsåren. Variationsbredden illustreras i tabell 2. Materialet är indelat efter driftsform.

Ogödslad helträda förekom i ett fall. På ett skifte spreds hönsgödsel i en mängd av 60 t/ha.

Bevattning förekom på vall, potatis, betor och korn. Högsta enskilda bevattningsgiva var 40 mm. Totalgivan varierade mellan 30 och 150 mm uppdelade på ett till fem bevattningstillfällen.

Skördeutfallet var båda åren normalt. Odlingsåtgärderna på försöksfältet låg under de båda undersökningsåren inom ramen för vad som tillämpades på åkerskiftena.

Tabell 2. Gröda, handelsgödsel och stallgödsel. *Crops, fertilizers and manure.*

| Gröda ^a | Handelsgödsel (kg/ha) | | | Stallgödsel (t/ha) | |
|--------------------------------------|-----------------------|-------|---------|--------------------|-------------------|
| | N | P | K | Fast ^b | Flyt ^c |
| <i>Enbart handelsgödsel</i> | | | | | |
| Vall | 70-120 | 0-43 | 0-120 | 0 | 0 |
| Stråsäd | 40-120 | 0-54 | 0-75 | 0 | 0 |
| Potatis | 150-170 | 40-50 | 145-180 | 0 | 0 |
| Sockerbetor | 130-170 | 35-70 | 110-130 | 0 | 0 |
| Oljevaxter | 100 | 25 | 45 | 0 | 0 |
| <i>Handelsgödsel och stallgödsel</i> | | | | | |
| Potatis | 80-160 | 40-70 | 0-220 | 15-20 | 20-40 |
| Sockerbetor | 100-150 | 40-80 | 95-160 | 25-40 | 40-55 |

^a *Crops*: vall, ley; stråsäd, cereals; potatis, potatoes; sockerbetor, sugar-beets; oljevaxter, oil seeds; ^b Fast, solid manure; ^c Flyt, liquid manure.

Nederbörd och avrinning

Nederbörd och avrinning ställs här i relation till förhållandena under hela observationsperioden 73/78 för försöksfältet. Vid medelvärdesberäkningen har torråret 75/76 uteslutits.

| År | Nederbörd (mm) | | Avrinning (mm) | |
|-------|----------------|-------|----------------|-------|
| | DEC-MAR | Helår | DEC-MAR | Helår |
| 76/77 | 268 | 658 | 217 | 332 |
| 77/78 | 203 | 495 | 168 | 294 |
| 73/78 | 199 | 552 | 174 | 306 |

Nederbörden och avrinningen låg således första undersökningsåret över och andra året under respektive periodmedelvärde.

Den höga avrinningen från försöksfältet beror på att fältet ligger i ett utströmningsområde för grundvatten under influens från Nävlingeåsen. Fältets dräneringssystem tillförs därför vatten från grundvattnet. Grundvattenflödet kan grovt uppskattas genom att året 75/76 var så extremt torrt. Avrinningen bestod det året till största delen av uppströmmande grundvatten. Om en jämförelse görs mellan medeltalet för nederbörd och avrinning under hela försöksperioden (73/78) och motsvarande tal för torråret (75/76) fås;

| År | Nederbörd (mm) | Avrinning (mm) |
|-------|----------------|----------------|
| 73/78 | 552 | 306 |
| 75/76 | 324 | 129 |

Nederbördsunderskottet 75/76 var således drygt 200 mm. Mycket litet av nederbörden kan då ha tillförts dräneringssystemet. Möjligen bidrog nederbörden med några tiotal mm. Detta leder till att ungefär 100 mm tillfördes dräneringen från grundvattnet. Under antagande av att detta grundvattentillskott var oförändrat under hela perioden uppgick avrinningen utan grundvattentillskott för 73/78 till ca 200 mm per år. Detta avrinningsvärde nyttjas vid beräkning av ämnestransport för de båda undersökningsåren.

Nitrat

Nitrathalterna var beroende av jordarten (fig. 4). Variationen i nitrathalten hos enskilda provpunkter var i många fall stor. Speciellt gällde detta 76/77. I ett fall skilde det 35 NO₃-N mg/l mellan högsta

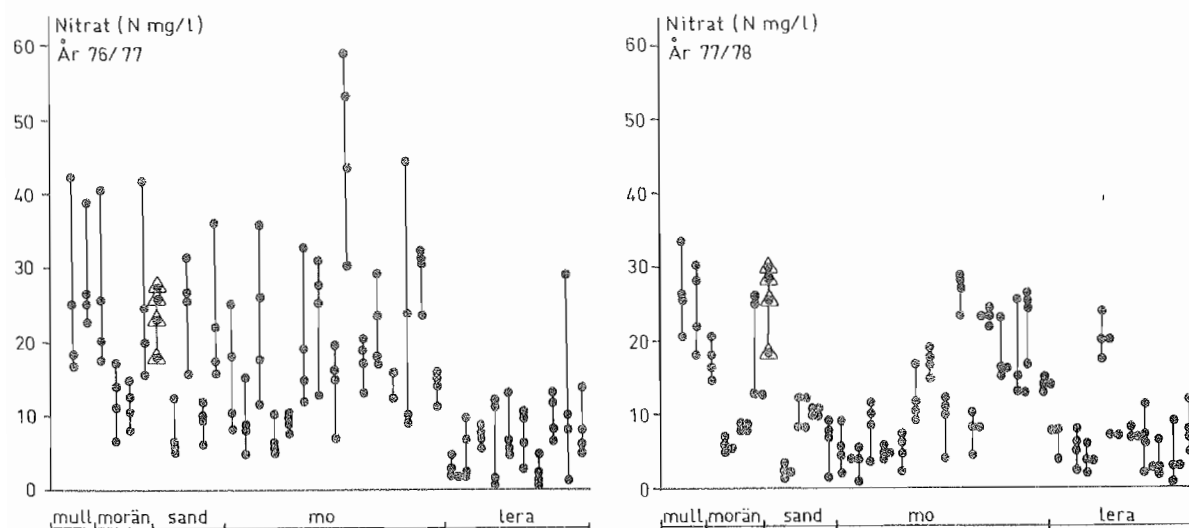


Fig. 4. Nitrathaltens beroende av jordarten och dess variationsbredd. Δ , Kärrdala. Content of nitrate depending on the soil type and its range. Soil types: mull, till, sand, fine sand and clay.

och lägsta värde. Detta visar att det är nödvändigt med flera provtagningar under en avrinningsperiod för att erhålla en rättvisande bild av växtnäringsförlusterna.

Första året urlakades morän-, sand- och mojordar snabbast på nitrat. Detta framgår klart vid en jämförelse mellan halterna vid provomgång 1 och provomgång 4 (fig. 5). Som jämförelselinjer har inlagts två hygieniska gränsvärden för dricksvatten enligt de svenska normerna. Halterna på lerjordarna låg vid provomgång 1 i allmänhet under det lägre gränsvärdet medan vid provomgång 4 flertalet låg över. På morän-, sand- och mojordar minskade i allmänhet halterna betydligt från första till sista provomgången.

Det andra året blev utlakningsförloppet likartat på lerjordarna men ej på morän-, sand- och mojordar. På dessa ökade nu i allmänhet halterna från första till sista provomgången och variationerna i enskilda provpunkter blev mindre.

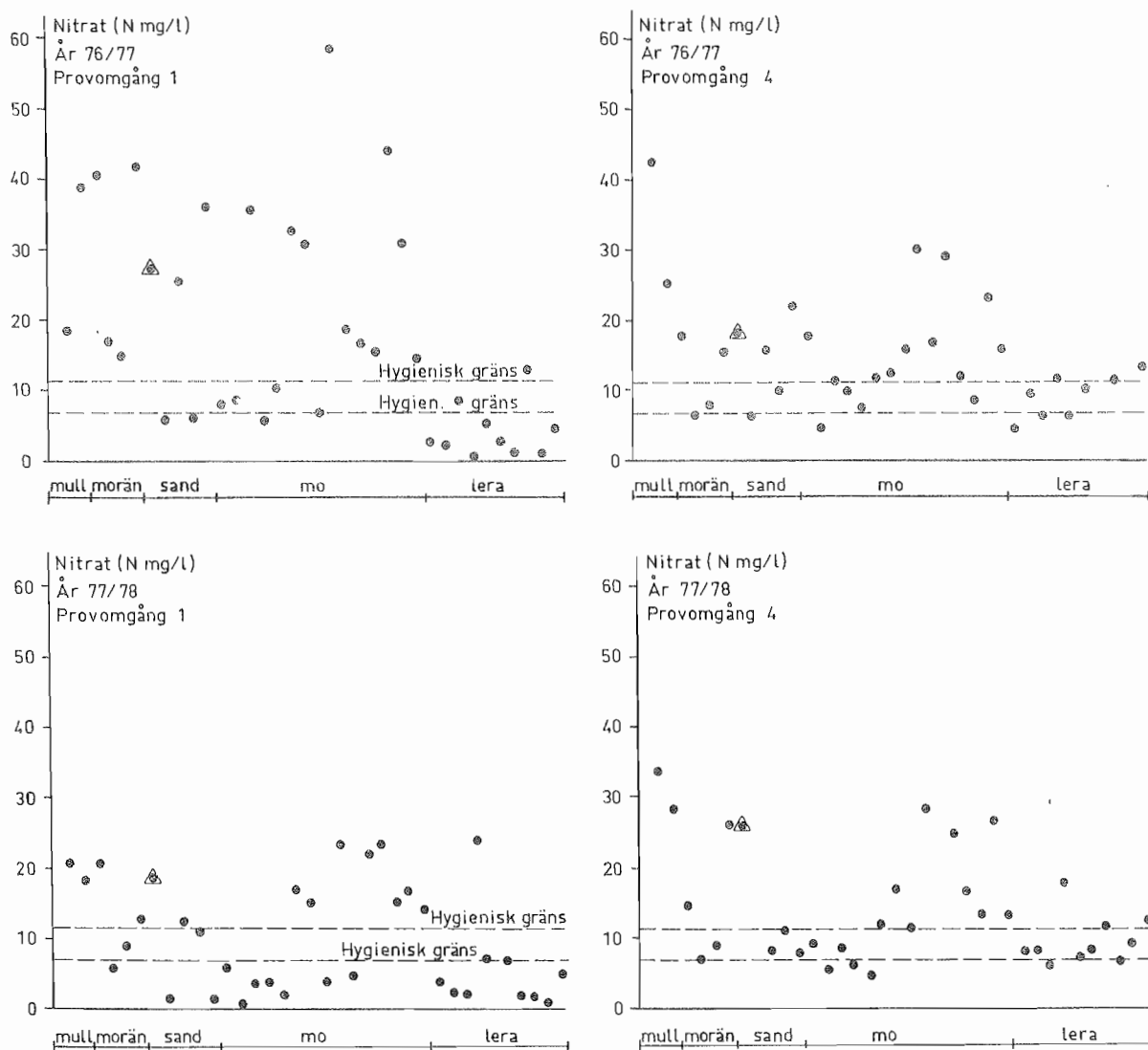


Fig. 5. Nitrat vid första och fjärde provomgången. Nitrate of the first and fourth set of samples.

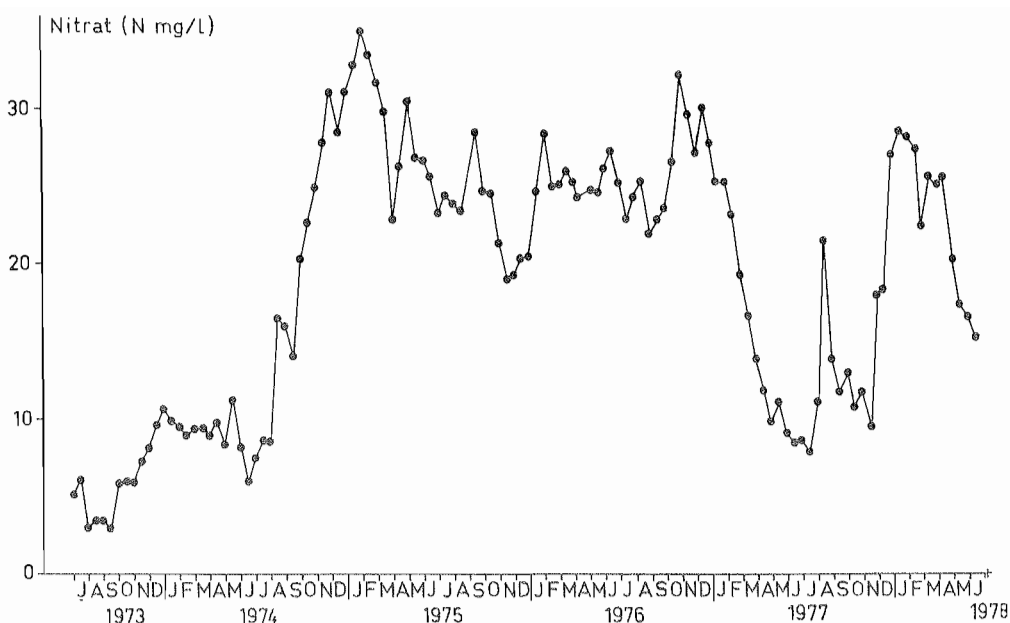


Fig. 6. Nitrat vid försöksfältet. Nitrate at the experimentfield.

De olika utlakningsförloppen på lätta jordar det första och det andra året återspeglas väl i nitratvariationerna hos dräneringsvattnet från försöksfältet (fig. 6).

En beräkning av det vägda medeltalet för varje jordartsklass gav följande värden i $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l;

| År | Mull | Morän | Sand | Mo | Lera |
|-------|------|-------|------|----|------|
| 76/77 | 28 | 17 | 16 | 18 | 7,6 |
| 77/78 | 26 | 13 | 12 | 13 | 6,8 |

Sammanställningen visar att mulljordarna lämnade ifrån sig mest nitrat, att morän-, sand- och mojordar inbördes lämnade ifrån sig lika mycket och att lerjordarna kvarhöll nitratet bäst. En möjlig större nettomineralisering från jordens eget mullämnesförråd kan vara en bidragande orsak till att mulljordarna placerade sig främst.

Kärrdala hade vid varje provtagningstillfälle en halt som statistiskt låg över tredje kvartilen och som förhöll sig till medianvärdet enligt följande (värden i $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l);

| Provomgång ... | 1 | 2 | 3 | 4 |
|----------------|------|------|------|------|
| Kärrdala 76/77 | 27,3 | 25,8 | 23,2 | 17,9 |
| 77/78 | 18,4 | 30,1 | 28,4 | 25,7 |
| Median 76/77 | 14,7 | 13,0 | 14,9 | 12,5 |
| 77/78 | 6,6 | 9,9 | 9,4 | 10,4 |

Orsaken till de höga värdena för Kärrdala kan troligen sökas i den intensiva växtodlingen (cf. tabell 1).

Merparten av nitrattransporten från försöksfältet under perioden 73/78 skedde under månaderna december-mars. Torråret 75/76 faller ur bilden genom den låga vinteravrinningen detta år (fig. 7).

För de båda försöksåren erhöles följande transportvärden;

| År | Helår | DEC-MAR | |
|-------|-------|---------|----|
| | kg/ha | kg/ha | % |
| 76/77 | 69 | 46 | 67 |
| 77/78 | 63 | 53 | 84 |

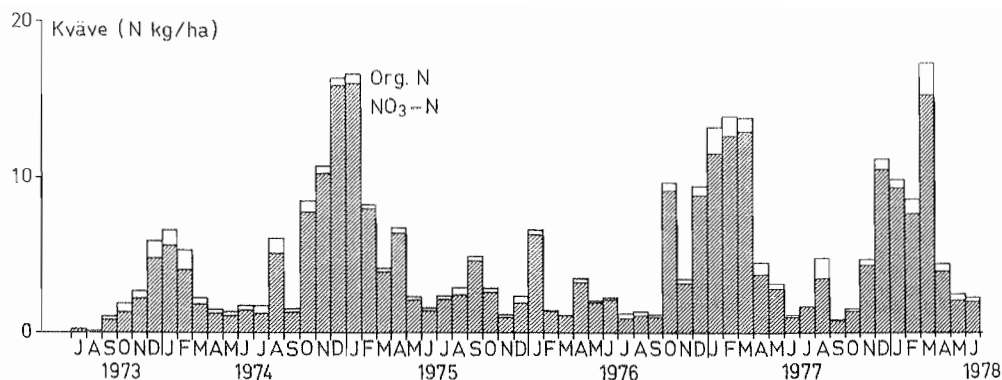


Fig. 7. Transport av kväve från försöksfältet. *Transport of nitrogen from the experiment field.*

Då så stor del av årstransporten skedde under perioden december-mars kan en skattning göras av årstransporten för hela materialet indelat i jordartsklasser. Med årsmedelavrinnningen 200 mm för de båda åren och med de vägda medeltalen för nitrat erhålles (värden i $\text{NO}_3\text{-N}$ $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{år})$);

| År | Mull | Morän | Sand | Mo | Lera |
|-------|------|-------|------|----|------|
| 76/77 | 56 | 34 | 32 | 36 | 15 |
| 77/78 | 54 | 26 | 24 | 26 | 14 |

Nitrattransporten från mulljordar var således i medeltal nära fyra och från morän-, sand- och mojordar två gånger så stor som från lerjordar.

Att transporten 76/77 var högre än 77/78 berodde sannolikt på den låga utlakningen 75/76. Då ackumulerades nitrat vilket sedan kunde lakas ut året efter.

Vid användning av både handelsgödsel och stallgödsel var nitratgivorna i allmänhet högre än vid användning av enbart handelsgödsel. Den högre gödselgivan slog emellertid inte igenom i motsvarande grad på nitrathalterna (fig. 8).

Den högsta givan 600 N kg/ha gav inte heller anmärkningsvärt utslag i nitrathalten. Här ingick hönsgödsel med 60 ton/ha.

Att läckaget inte blev högre vid de höga kombinerade givorna kan delvis förklaras med ammoniakavgång till atmosfären.

Spridningstidpunkten för stallgödseln kan också ha spelat in. I några fall spreds stallgödseln redan hösten 76 och kan därför ha bidragit till utlakningen vintern 76/77.

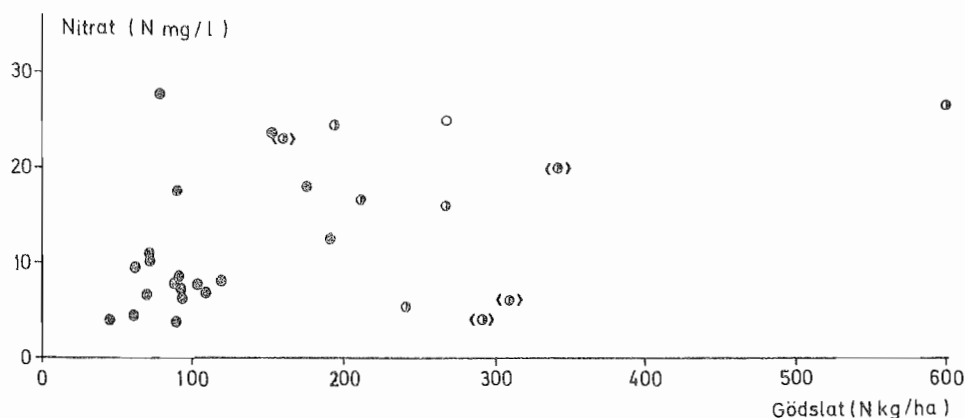


Fig. 8. Gödsling och nitrathalt år 1977/78. *Fertilizing and content of nitrate.* ● handelsgödsel, *commercial fertilizer*; ○ stallgödsel, *manure*; ⊙ handelsgödsel och stallgödsel, *commercial fertilizer and manure*; ⊖ stallgödseln spridd hösten 76, *the manure applied in autumn 76.*

Nitratkvävet förhållande till totalkvävet var som följer (vägda medeltal i mg/l);

| År | | Mull | Morän | Sand | Mo | Lera |
|-------|--------------------|------|-------|------|----|------|
| 76/77 | NO ₃ -N | 28 | 17 | 16 | 18 | 7,6 |
| | Tot-N | 29 | 19 | 17 | 19 | 9,1 |
| 77/78 | NO ₃ -N | 26 | 13 | 12 | 13 | 6,8 |
| | Tot-N | 27 | 16 | 13 | 14 | 8,8 |

Den alldeles övervägande delen av totalkvävet utgjordes således av nitrat. Jordarten hade inget inflytande härpå.

Totalfosfor

Totalfosforhalten berodde inte av jordarten (fig. 9). Endast vid ett fåtal provpunkter varierade totalfosforhalterna kraftigt. Det var då frågan om en eller två värden som låg högt. Orsaken till dessa höga värden kunde knytas till grumliga prover. Materialtransporten från skiftena ifråga var då hög och partikelbundet fosfor följde med ut.

På Kärrdala och två lokaler till förelåg förhöjd fosforhalt vid samtliga provtillfällen. Orsaken till detta var till en del hög fosforstatus i jordarna.

Kärrdala hade vid varje provtagningstillfälle en halt som låg över tredje kvartilen och som förhöll sig till medianvärdet enligt följande (värden i P mg/l);

| Provomgång ... | 1 | 2 | 3 | 4 |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| Kärrdala 76/77 | 0,160 | 0,152 | 0,230 | 0,575 |
| 77/78 | 0,255 | 0,225 | 0,275 | 0,265 |
| Median 76/77 | 0,034 | 0,025 | 0,029 | 0,067 |
| 77/78 | 0,037 | 0,025 | 0,030 | 0,023 |

Att medianvärdet var så högt i provomgång 4 (76/77) beror på att marken då ej var frusen och att vattenflödet var kraftigt. Partikelbunden fosfor transporterades då ut från skiftena. Medianvärdena var i övrigt lika de båda åren.

Fosforhalterna låg i allmänhet under 0,1 P mg/l. Med avrinningen 200 mm per år innebär detta att fosfortransporten vanligen låg under 0,2 P kg/(ha·år).

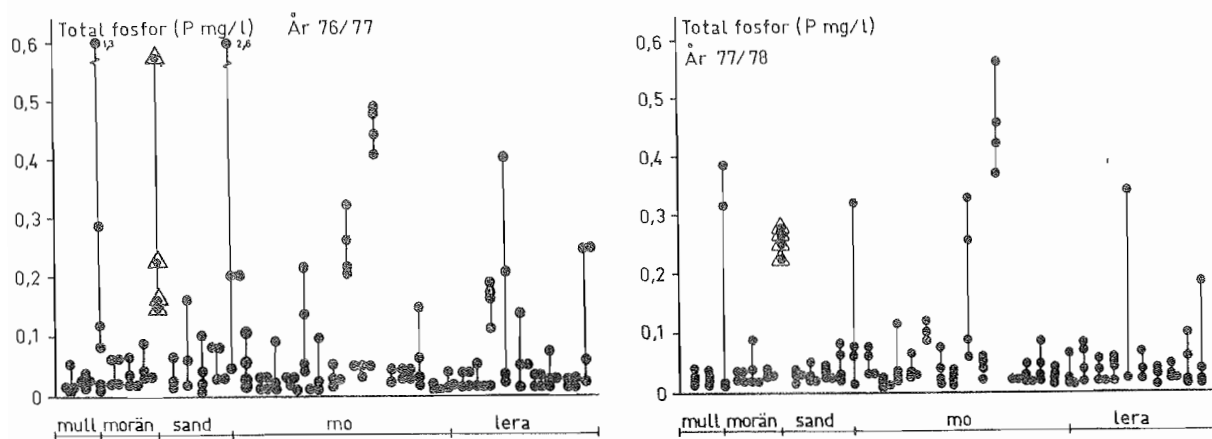


Fig. 9. Fosforhaltens beroende av jordarten och dess variationsbredd. Δ , Kärrdala. Content of total phosphorus depending on the soil type and its range.

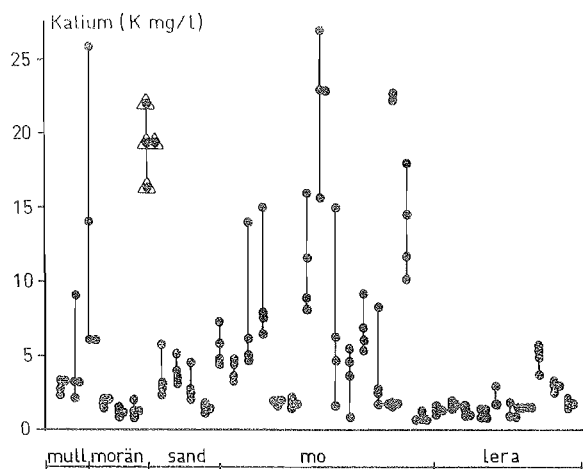


Fig.10. Kaliumhaltens beroende av jordarten och dess variationsbredd. , Kärrdala.
Content of potassium depending on soil type and its range.

Kalium

Vatten från lerjordar hade överlag låga kaliumhalter. Detta är naturligt då kaliumadsorptionen vanligen är relativt stark på lerjordar. Kaliumhalterna var i allmänhet högre i vatten från morän, sand och jordar. Här varierade också halterna kraftigt mellan provlokalerna. Högre halt kunde i allmänhet sammankopplas med hög kaliumgödsling (fig. 10).

Kärrdala hade vid varje provtagningstillfälle en halt som låg över tredje kvartilen och som förhöll sig till medianvärdet enligt följande (värden i K mg/l);

| | | | | |
|----------------|-----|-----|-----|-----|
| Provomgång ... | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Kärrdala 77/78 | 19 | 19 | 22 | 16 |
| Median 77/78 | 3,0 | 1,8 | 2,6 | 2,3 |

Vägda medeltal och transportvärden blev;

| | Mull | Morän | Sand | Mo | Lera |
|-------------------------|------|-------|------|------|------|
| Medeltal (K mg/l) | 4,0 | 4,8 | 7,4 | 6,7 | 2,0 |
| Transport (K kg/(ha.år) | 8,0 | 9,6 | 14,8 | 13,4 | 4,0 |

Transportvärdena visar att man kan påräkna ganska stora förluster av kalium på framför allt sand- och mojordar. Kaliumgödsling på lätta jordar bör därför ske på våren för att minska utlakningsförlusterna.

Grundvattentryck-nitrat

Vid samtliga lokaler förekom upptryck (fig. 11). På lokal 1 var upptrycket så kraftigt att vatten bräddade över i borrhän och rann ner i

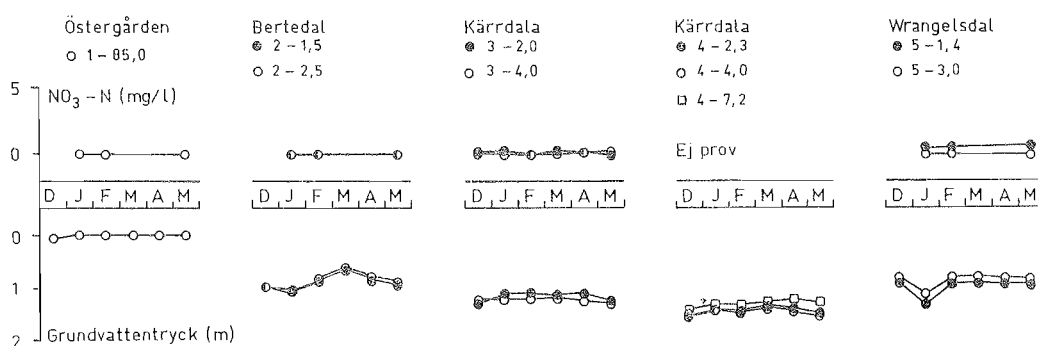


Fig. 11. Nitratens och grundvattentryckets förändringar med tiden.
Variation of nitrate and groundwater pressure with time.

ett intilliggande dike. På referensfältet (lokal 3 och 4) kunde upptrycket säkert verifieras först med hjälp av ett rör på 7,2 m djup. Orsaken till upptrycket var avlägsen influens från Nävlingeåsen.

Nitrathalterna var genomgående mycket låga. Upptrycket förhindrade sålunda att nitrat kunde röra sig nedåt och därigenom att påverka grundvattnet.

DISKUSSION

Försöksfältet Kärrdala hade vid samtliga provtagningar halter av kväve, fosfor och kalium som statistiskt låg över tredje kvartilen i det regionala materialet. Halterna var så höga att försöksfältet måste betraktas som en extremvariant. Oavsett detta erbjuder fältet goda möjligheter genom sin uppbyggnad (mellansand på lerbotten) att studera utlakningsförloppet på en sandjord med intensiv växtodling. Detta är värdefullt med tanke på de höga nitrathalter som förekommer i vissa grundvatten på sandjordsområden. Från referensfältet fås viktig information om vilka odlingsåtgärder som orsakar de största nitratförlusterna. De ur förlustsynpunkt mest anmärkningsvärda odlingsåtgärderna kan sedan bli föremål för specialförsök vilka syftar till att anpassa odlingsåtgärderna så att växtnäringsförlusterna minskas.

På försöksfältet och i dess omgivningar rådde ett grundvattenupptryck. Detta var således ingen strängt lokal företeelse för fältet. Upptrycket skyddade det djupa grundvattnet mot förorening.

LITTERATUR

Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. *Ekohydrologi* nr 1, 1-60.

EN GÖDSELSTAD FÖRORENAR DRICKSVATTEN

Pollution of the Groundwater by a Dung Yard

Per-Gunnar Sundqvist och Nils Brink

Abstract. A cowshed, with its dung yard and liquid manure pit, is situated below a tree-covered hill. Groundwater pipes were placed in position at various sites and depths to control the groundwater. Uplift is normal, so that the deep groundwater is well protected from pollution.

After a year-long dry period with low precipitation (345 mm compared with a norm of about 500 mm), which resulted in a lowered groundwater table, pollutants, chiefly nitrate, from the dung yard penetrated the 4-5 m thick clay and was spread through a thin sand layer to a well 100 m away.

When the groundwater reservoir was refilled, the flow turned upward, and the nitrate concentration gradually decreased, presumably by denitrification. The once severely polluted water was cleansed, but did not reach the background values on the sites with the greatest pollution.

Another mode of transport consisted of a drain pipe, which spread the pollution into the subsoil without attaining the deep groundwater.

The investigation shows that the risk of pollution of the groundwater is particularly high after a drastic lowering of the table due to long dearth of precipitation.

INLEDNING

Gödselstäder kan vara föroreningskällor för yt- och grundvatten (Lauskis 1957, Nilson 1973).

I föreliggande studie visas hur en gödselstad kan förorena grundvattnet och en dricksvattenbrunn. Undersökningen utfördes från oktober 1976 till februari 1978.

FÖRSÖKSPLATSEN

Studien gjordes på Ekenäs gård 15 km söder om Flen. Egendomen ligger på landremsan mellan Vadsbrosjön och Långhalsen (fig. 1). Landskapet är mosaikartat med betesmark, åker, myrmark och löv- och barrskog. Berggrunden består huvudsakligen av gnejser. De lösa jordlagren består till stor

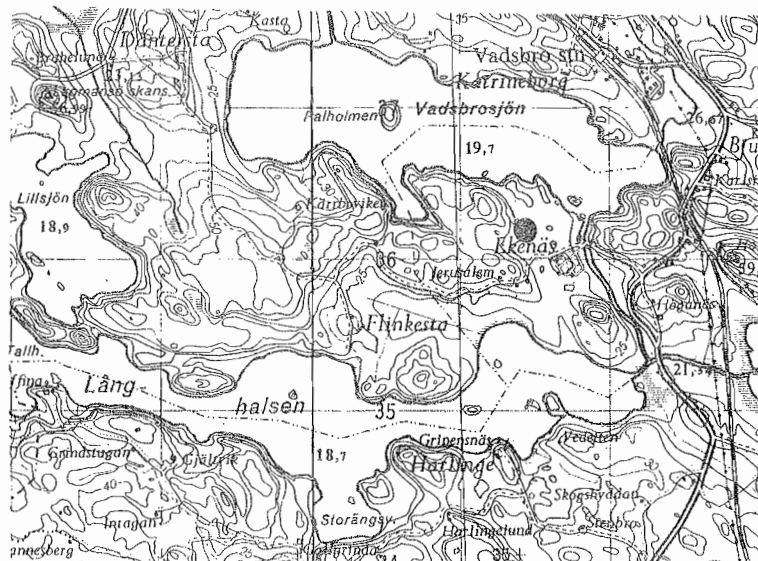


Fig. 1. Försöksplatsen vid Ekenäs med omgivningar. *The investigation place with surroundings.*

del av sediment (Fogelfors 1976).

Ladugården med gödselstad ligger nedom en skogbeklädd höjd (fig. 1). Gödselstaden består av en betongplatta för fastgödsel och en urinbrunn. Urinbrunnen har ett bräddavlopp och gödselplattan är dränerad till samma ledning, som passerar tätt förbi dricksvattenbrunnen omkring 100 m nedom ladugården (fig. 2).

Bakom ladugården finns en betesvall. De övre jordlagren där består av glaciärra. På fyra till fem meters djup påträffas morän. Moränens yt-skikt är svallad och består av sand (fig. 3).

Grundvattnet rör sig som fig. 2 visar. Strömningsbilden har konstruerats på basis av tryckmätningar.

Dricksvattenbrunnen består av betongringar och är täckt med ett betonglock.

MATERIAL OCH METODER

Grundvattenrör och provtagningsutrustning

Den typ av utrustning som nämns i rubriken har beskrivits av Brink, Gustafson & Persson (1978). Det skall tilläggas att grundvattenrören är av två slag, ett för mätning av grundvattentryck och ett för vattenprovtagning. Grundvattenrören finns på lokalerna A-G och K-N (fig. 3). De sistnämnda sattes i slutet av försöksperioden. Lokalerna B, D, E, G, K, L, M och N har rör som står i kontakt med sanden.

Rörbeteckningen betyder lokal och djup i meter till intagsfiltrets överkant.

Provtagning och analys

Prov på grundvatten togs en gång i månaden. Provtagningsrören läns pumpades något dygn innan själva provtagningen. Dessförinnan avlästes trycknivåerna.

Konduktiviteten och pH bestämdes direkt på platsen. För övriga analyser konserverades vattnet i två plastflaskor, dels med svavelsyra för bestämning av nitrat, totalkväve och permanganattal, dels med kloroform för bestämning av nitrit, ammonium, fosfat och kalium.

För närmare uppgifter om metoderna hänvisas till Brink *et al.* (1978).

RESULTAT

Nederbörd och grundvattenströmning

De nedan redovisade nederbördsmängderna härrör från egna mätningar på Flinkesta i grannskapet

| År | JUL | AUG | SEP | OKT | NOV | DEC | JAN | FEB | MAR | APR | MAJ | JUN | TOT |
|---------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| 1975/76 | 19 | 52 | 67 | 11 | 25 | 43 | 23 | 12 | 14 | 29 | 25 | 25 | 345 |
| 1976/77 | 24 | 19 | 48 | 20 | 47 | 121 | 57 | 25 | 32 | 57 | 19 | 55 | 524 |
| 1977/78 | 131 | 54 | 41 | 43 | 71 | 53 | 24 | 31 | 83 | 15 | 16 | 44 | 606 |

Försöksperioden föregicks av det torra året 1975/76 som hade ett stort nederbördsunderskott. Följden härav var att grundvattennivån var låg när försöket startades i oktober 1976. Det rådde då nedtryck på lokalerna B och E nära gödselstaden dvs. grundvattenströmmen var nedåtriktad (fig. 4). Sedan grundvattenmagasinet påfyllts vände strömmen uppåt i mars 1977 och fortfor så vid E men växlade riktning vid B. I närheten

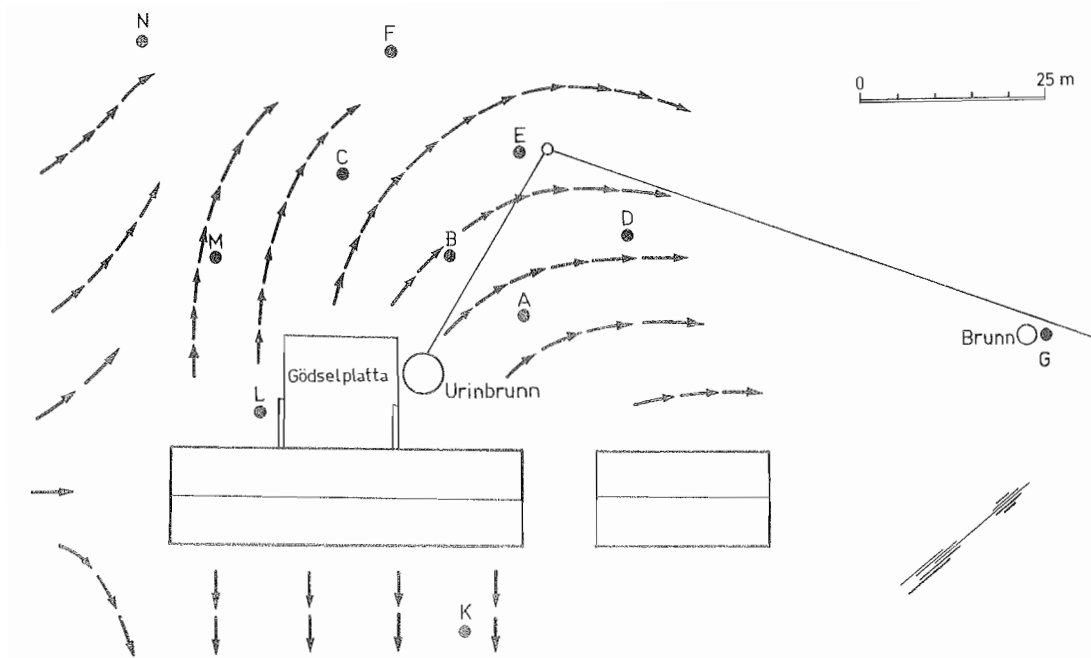


Fig. 2. Ladugården med gödselstad samt provpunkter och grundvattnets strömriktning inritade. *The cowshed with its dung yard. Sampling places and the flow direction of the groundwater are marked.*

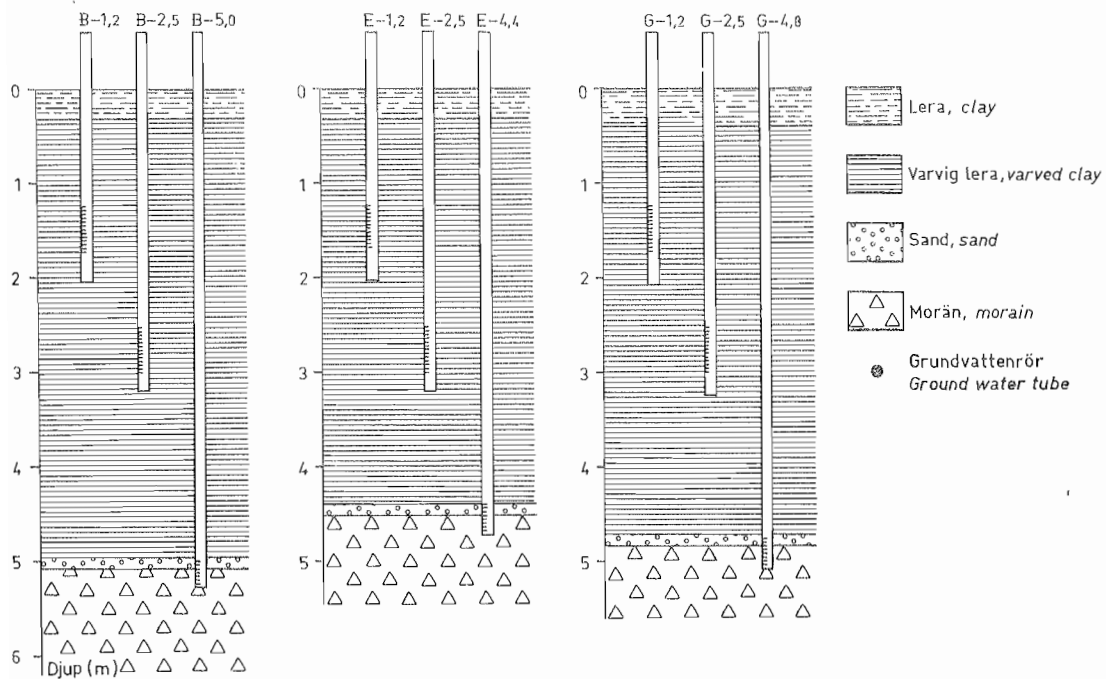


Fig. 3. Markprofiler på provpunkterna B, E och G. *Soil profiles of the sampling places B, E and G.*

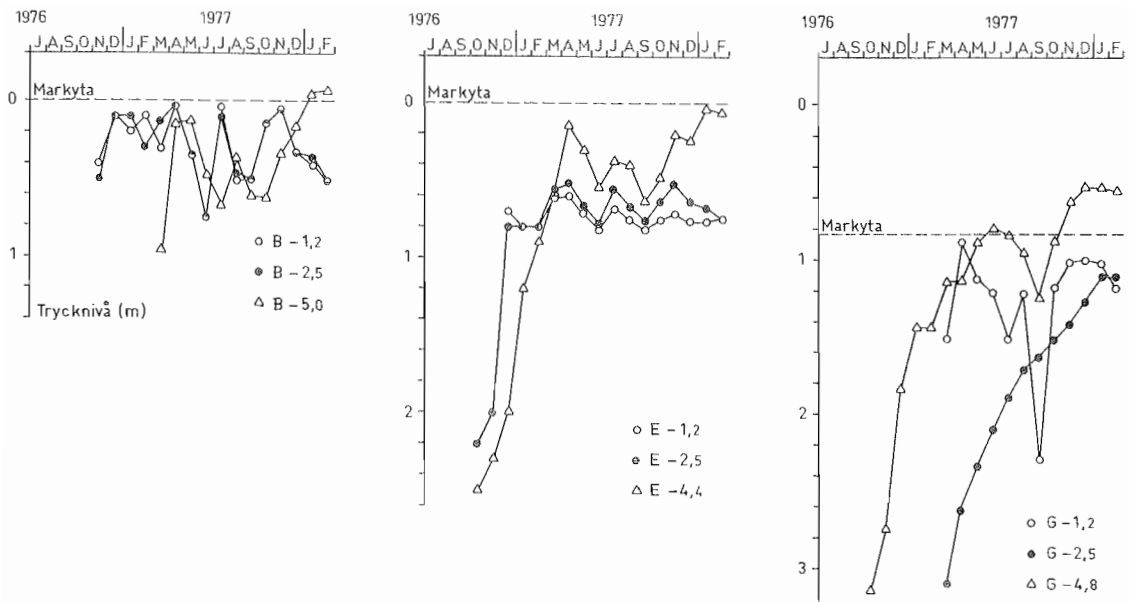


Fig. 4. Grundvattentryckets variation med tiden på tre olika djup vid B, E och G. *The variation of the groundwater pressure at three different depths on B, E and G.*

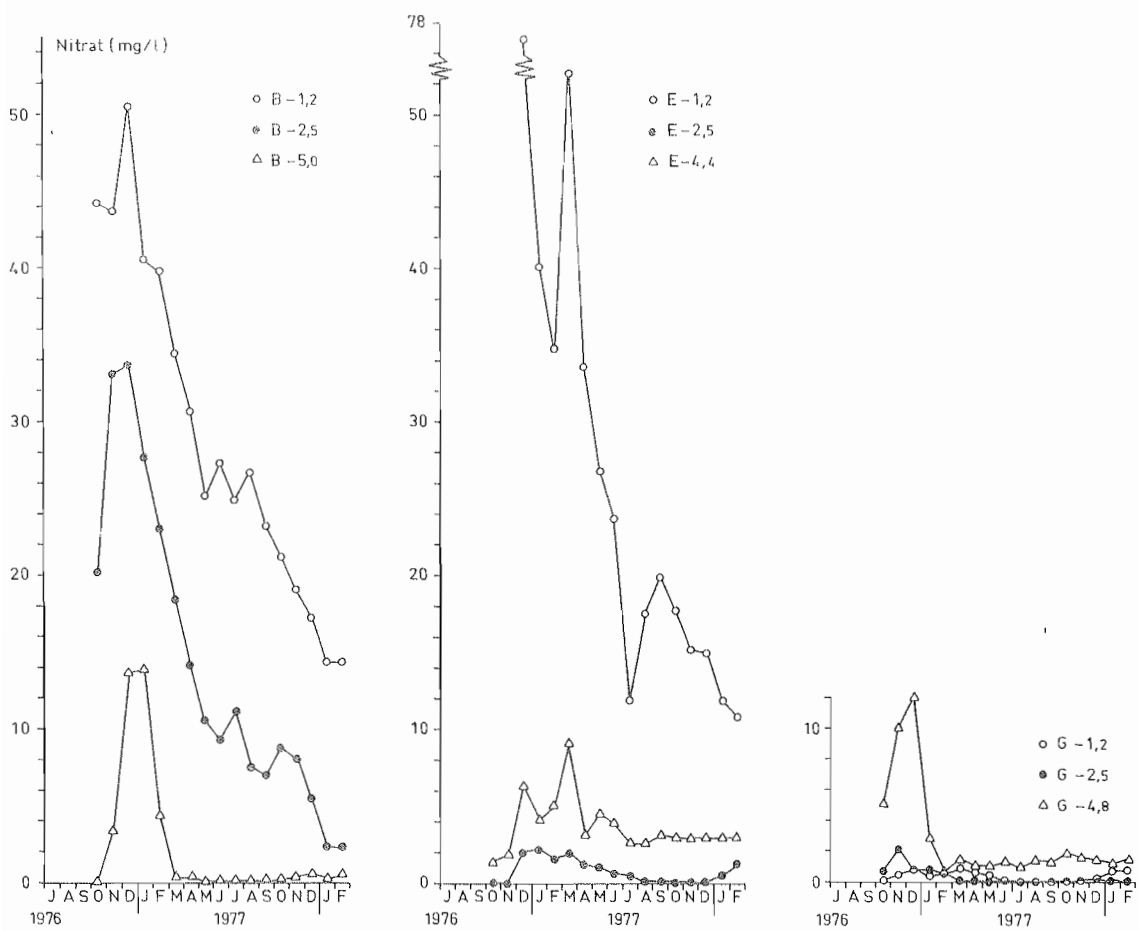


Fig. 5. Nitrat i grundvattnet på tre djup vid B, E och G. *Nitrate in the groundwater at three depths on B, E and G.*

Tabell 1. Kväve, fosfor, kalium, permanganattal, konduktivitet och pH i grundvattnet. *Nitrogen, phosphorus, potassium, permanganate value, conductivity and pH in the groundwater.*
(N, P, K, KMnO₄ mg/l; konduktivitet µS/cm)

| Lokal | NH ₄ -N | NO ₂ -N | NO ₃ -N | Org.N | Tot-N | PO ₄ -P | K | KMnO ₄ | Kond. | pH | Prov |
|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------|-------|--------------------|-----|-------------------|-------|-----|------|
| A-1,2 | 0,04 | 0,010 | 6,1 | 0,8 | 6,9 | 0,025 | 2,9 | 9 | 620 | 7,2 | 15 |
| A-2,5 | 0,04 | 0,005 | 0,3 | 0,3 | 0,6 | 0,010 | 3,4 | 25 | 600 | 7,3 | 17 |
| B-1,2 | 0,11 | 0,356 | 29,3 | 3,0 | 32,8 | 0,043 | 3,9 | 77 | 1340 | 7,3 | 17 |
| B-2,5 | 0,13 | 0,190 | 14,3 | 1,8 | 16,4 | 0,021 | 4,0 | 82 | 1070 | 7,2 | 17 |
| B-5,0 | 0,08 | 0,116 | 2,3 | 0,4 | 2,9 | 0,012 | 4,4 | 14 | 590 | 7,2 | 17 |
| C-1,2 | 0,13 | 0,018 | 1,5 | 1,3 | 2,9 | 0,047 | 5,8 | 45 | 830 | 7,1 | 17 |
| C-2,5 | 0,17 | 0,015 | 0,2 | 2,1 | 2,5 | 0,033 | 4,4 | 69 | 890 | 7,1 | 17 |
| D-1,2 | 0,06 | 0,009 | 5,9 | 4,3 | 10,2 | 0,092 | 4,3 | 13 | 600 | 7,2 | 17 |
| E-1,2 | 0,04 | 0,028 | 27,4 | 13,5 | 40,9 | 0,008 | 4,4 | 6 | 750 | 7,4 | 15 |
| E-2,5 | 0,08 | 0,019 | 0,8 | 0,5 | 1,3 | 0,007 | 3,5 | 18 | 520 | 7,2 | 17 |
| E-4,4 | 0,04 | 0,022 | 3,6 | 0,4 | 4,0 | 0,006 | 4,5 | 7 | 440 | 7,0 | 17 |
| F-1,2 | 0,03 | 0,008 | 4,7 | 1,0 | 5,7 | 0,009 | 5,7 | 5 | 1030 | 7,4 | 16 |
| F-2,5 | 0,10 | 0,020 | 3,9 | 0,3 | 4,3 | 0,005 | 5,0 | 6 | 610 | 7,5 | 16 |
| G-1,2 | 0,04 | 0,004 | 0,4 | 0,3 | 0,7 | 0,005 | 2,0 | 8 | 490 | 7,2 | 16 |
| G-2,5 | 0,17 | 0,025 | 0,3 | 0,5 | 1,0 | 0,005 | 5,2 | 14 | 550 | 7,3 | 17 |
| G-4,5 | 0,05 | 0,014 | 2,8 | 0,7 | 3,5 | 0,007 | 5,5 | 13 | 390 | 7,2 | 17 |
| 1-2,0 ^a | 0,03 | 0,003 | 0,1 | 0,4 | 0,5 | 0,008 | 1,9 | 20 | 184 | 6,9 | 30 |
| Norm ^b | 0,44 | 0,006 | 6,8 | - | - | - | - | 40 | - | - | - |

^a Skog på Flinkesta. *Forest.* ^b Enligt Socialstyrelsen. *Norm.*

av dricksvattenbrunnen vid G rådde hela tiden nedtryck i de grunda och upptryck i de djupa marklagren. Den nedåtriktade strömmen från ytan kan sättas i samband med att där bildats en sänkningsträtt kring vattentäkten. Utan vattenuttag skulle vattnet tidvis trängt upp till ytan där liksom vid E. Uppströmmarna kan sättas i samband med ett starkt vattenflöde från höjden i närheten.

Föroreningssituationen

Allmänt sett tilldrar sig kvävet och permanganattalet störst intresse, ty där har genomslagskraften varit störst (tabell 1). Av underordnad betydelse är fosfatföroren och kalium, dock förekommer förhöjda värden i jämförelse med det skogsvatten som under en följd av år följts på Flinkesta, som ligger ca 1,3 km västerut. Konduktiviteten (salhalten) och pH visar inga anmärkningsvärda avvikelser från vad som eljest kan förekomma under naturliga förhållanden. Läckaget av gödselämnen har likväl betytt en del vad det gäller konduktiviteten.

Mest påverkat har vattnet blivit på lokalerna B, D och E, naturligt nog, eftersom de ligger centralt i strömriktningen. Oftast var föroreningen störst mot ytan men det rakt motsatta förhållandet förekom också. En förklaring ges nedan under det särskilda avsnittet om nitrat.

Vad det slutligen gäller bedömning av grundvattnet efter socialstyrelsens normer för dricksvatten gäller följande (tabell 1). NH₄-N klarar allmänt den uppsatta gränsen, NO₂-N praktiskt taget inte alls och NO₃-N och permanganattal på 75% av provlokalerna, allt räknat i medeltal för hela försökstiden.

Nitrat

Eftersom nitriten och det organiska kvävet i stort sett följer samma mönster som nitratet, men med halter på 100-1000 gånger lägre, kan diskussionen avgränsas till nitratet.

Nitrathaltens variation med tiden framgår av fig. 5. Sambandet med grundvattentrycket är uppenbart. Vid nedtrycket efter torrperioden steg halterna till höga värden runt gödselstaden. Sedan nedtrycket övergått i upptryck avtog halterna allmänt, och till hygieniskt acceptabla värden i det djupare grundvattnet. Det uppåtströmmande vattnet från angränsande skog begränsar normalt föroreningarna att tränga mot djupet. Långa torrperioder innebär däremot en stor risk för förorening vilket bekräftas av egna iakttagelser på andra håll.

Vid en närmare granskning av diagrammen finner man att nitratet transporterats två skilda vägar från gödselstaden.

Den ena vägen närmast gödselstaden är rakt ned i marken till sandskiktet på 5 m djup (fig. 2 och 4, lokal B) och vidare horisontellt däri med återverkningar både i rören E-4,4 och G-4,5. Det kan här vara fråga om mycket gamla föroreningar. På vägen mot djupet avtog halterna, möjligen genom nitratreduktion.

Den andra vägen är genom dräneringsledningen som spred föroreningen i de övre marklagren utan att de kunde tränga så djupt innan nedtrycken övergick i upptryck. Detta förklarar att de lägsta halterna på lokal E återfanns i mellanröret på 2,5. De genomgående låga halterna på G-1,2 och G-2,5 faller in i den allmänna bilden.

Ett begrepp om spridningsbilden i sandskiktet under leran får man genom följande sekvenser (värden i $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l).

| Dag | B-5,0 | D-1,2 | E-4,4 | G-4,5 | K-3,5 | L-4,0 | M-2,8 | N-3,0 |
|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 5 JUL-78 | 1,0 | 2,9 | 3,7 | 2,7 | 7,4 | 11,4 | 2,7 | 0,01 |
| 25 JUL-78 | 1,2 | 2,8 | 3,6 | 3,3 | 7,8 | 25,1 | 0,4 | 0,03 |

Lokalen N är den enda som är opåverkad av gödselstaden. Dess värden ligger i nivå med värdena på Flinkesta (tabell 1).

Organiska ämnen

Permanganattalet representerar i detta fall halten av organiska ämnen i grundvattnet. Allmänt är halterna högst på mellandjupet också om skillnaderna åt ena eller andra hållet ibland är små (tabell 1). Samstämmigheten med organiskt bundet kväve är inte särskilt god, vilket därför måste ingå bara i en liten del av de organiska ämnena.

Spridningsbilden för permanganattalen är delvis en annan än för nitratet, och på de flesta lokalerna föreligger faktiskt en motvariation. Detta har sannolikt att göra med oxidationsförhållandena i marken.

Bakteriehalt

Vid några tillfällen har brunnsvattnet undersökts bakteriologiskt. Resultatet visas i tabell 2.

Det dåliga vattnen på sommaren 1977 kan bero på förorening dels från gödselstaden dels från ytan kring brunnen, som ju ligger i en beteshage. Det sistnämnda är väl det mest sannolika på grund av den ovanligt stora regnmängden i juli och den mycket kortare transportsträckan.

Det bör tilläggas att dricksvatten till människor och djur på gården numera tas från andra brunnar.

Tabell 2. Bakteriehalt i brunnsvattnet. *Bacteria in the drinking-water.*

| Dag | Totalbakt/ml | Coli/100 ml | | Bedömning |
|-----------|---------------------|-------------|------|------------|
| | 22°C | 35°C | 44°C | |
| | <i>Brunnsvatten</i> | | | |
| 29 JUL-77 | 325 | 1300 | 5 | Otjänligt |
| 30 AUG-77 | 2230 | 27 | 7 | Otjänligt |
| 9 NOV-77 | 24 | 33 | 2 | Tjänligt |
| 28 FEB-78 | 4 | <2 | <2 | Tjänligt |
| 31 MAJ-78 | 3 | <2 | <2 | Tjänligt |
| | <i>Norm</i> | | | |
| | >1000 | >500 | >10 | Otjänligt |
| | 100-1000 | 50-500 | 2-9 | Med tvekan |
| | | | | tjänligt |
| | <100 | <50 | <2 | Tjänligt |

SAMMANFATTNING

En ladugård med gödselplatta och urinbrunn ligger nedan en skogklädd höjd. Normalt råder upptryck på platsen vilket gör att det djupa grundvattnet skyddas från förorening från gödselstaden.

Efter en årslång torrperiod med en nederbörd långt under det normala (345 mm mot normalt ca 500 mm) och avsänkt grundvatten trängde föroreningar, främst nitrat, från gödselstaden genom en 4-5 m mäktig lerkropp till ett tunt sandskikt och spred sig där till en vattenbrunn 100 m bort.

När så grundvattenmagasinet åter fylldes vände strömmen uppåt och halterna avtog efter hand i det tidigare kraftigt förorenade grundvattnet. Detta blev så småningom hygieniskt invändningsfritt, men nådde likväl inte bakgrundsnivån på de mest förorenade ställena.

Genom en annan transportväg, nämligen en dräneringsledning från gödselstaden, spreds föroreningarna i de mer ytliga marklagren utan att den vägen nå det djupa grundvattnet.

Undersökningen visar att föroreningsrisken för grundvatten är betydande efter en kraftig avsänkning av grundvattnet i samband med ett stort nederbördsunderskott.

LITTERATUR

Brink, N., Gustafson, A. & Persson, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. *Ekohydrologi* nr 1, 1-60.

Fogelfors, H. 1976. *Ekenäs gård. Dokumentation av växt- och djurliv, mark och vatten*, p. 191. Avdelningen för ekologisk miljövard, Lantbrukshögskolan.

Lauskis, A. 1957. Några statistiska uppgifter rörande brunnar i Norrland jämte kommentarer. *Grundförbättring*, 10, 102-123.

Nilson, A. 1973. Nitrat och nitrit i dricksvatten. *Vattenvård* nr 14, 1-13.

SKRIFTER I SERIEN VATTENVÅRD

| Nr | År | Författare och titel |
|----|------|---|
| 1 | 1970 | Nils Brink och Arne Gustafson. <i>Kväve och fosfor från skog, åker och bebyggelse.</i> |
| 2 | 1970 | Nils Brink och Jan Nilsson. <i>Salmonella i rötslam.</i> |
| 3 | 1970 | Nils Brink och Jan Nilsson. <i>Perkolationsförsök med rötslam.</i> |
| 4 | 1970 | Nils Brink och Lennart Silverstolpe. <i>Perkolationsförsök med salmonellabakterier och ägg av spolmask.</i> |
| 5 | 1970 | Nils Brink. <i>Transportvägar för värtning och toxiska substanser i ekosystemet jord-gröda-djur.</i> |
| 6 | 1971 | Nils Brink. <i>Vattenförorening genom ensilagesaft.</i> |
| 7 | 1971 | Nils Brink. <i>Utlakning vid gödsling med rötslam.</i> |
| 8 | 1971 | Nils Brink, Arne Gustafson och Ulla Wiklund. <i>Rapport från en soptipp.</i> |
| 9 | 1971 | Nils Brink. <i>De kommunala avfallen och jordbruket.</i> |
| 10 | 1972 | Nils Brink och Arne Gustafson. <i>Hågaåns vatten.</i> |
| 11 | 1972 | Nils Brink. <i>Vattenförorening vid gödsling med rötslam.</i> |
| 12 | 1972 | Nils Brink. <i>Salmonella och Shigella i rötslam.</i> |
| 13 | 1972 | Nils Brink och Arne Gustafson. <i>Läckage från upplag av rötslam.</i> |
| 14 | 1973 | Anders Nilsson. <i>Nitrat och nitrit i dricksvatten.</i> |
| 15 | 1974 | Nils Brink. <i>Influence of the increased use of fertilizers on the pollution of water bodies.</i> |
| 16 | 1975 | Nils Brink, Arne Gustafson, Arne Joelsson och Lars Lingsten. <i>Vattenföroreningar från jordbruk.</i> |
| 17 | 1975 | Nils Brink, Sven-Åke Heinemo och Anders Nilsson. <i>Perkolationsförsök med barkkompost och sopkompost.</i> |
| 18 | 1976 | Nils Brink. <i>Knivstaån - ett underhållsproblem.</i> |
| 19 | 1977 | Arne Joelsson. <i>Metoder för bestämning av nitrattransporten från åkermark.</i> |

I denna serie som efterträder den åren 1970-1977 utgivna serien Vattenvård, publiceras forsknings- och försöksresultat från avdelningen för vattenvård vid institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Serien Vattenvård redovisas på pärmens insida. Tidigare nummer i serien Ekohydrologi redovisas nedan och alla kan i mån av tillgång anskaffas från avdelningen för vattenvård (adress se nedan)

In this series, a successor to Vattenvård published in 1970-1977, you will find research reports from the Division of Water Management at the Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences. Turn to the inside of the cover for a list of the Vattenvård series. You will find earlier issues of Ekohydrologi listed below. Issues of both series 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> |

Pris: 15:-

DISTRIBUTION:

Sveriges lantbruksuniversitet
Avdelningen för vattenvård
750 07 UPPSALA, Sweden

Tel. 018-10 20 00 ankn. 2460
