MILJØ-PROJEKTER

Landjordsområdets forurening

Forurening af det terrestriske miljø med plantenæringsstoffer, sporstoffer og pesticider.

September 1980

En litteraturundersøgelse udarbejdet af cand. scient Ella Maria B. Mogensen.

for

miljøstyrelsen · Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf. (01) 57 83 10

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter indenfor miljøsektoren, finansieret af miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

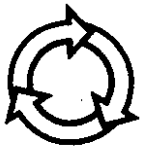
miljøstyrelsen

Landjordsområdets forurening

Forurening af det terrestriske miljø med plantenæringsstoffer, sporstoffer og pesticider.

September 1980

En litteraturundersøgelse
udarbejdet af cand. scient
Ella Maria B. Mogensen.



Dette hæfte er trykt på genbrugspapir

ISSN 0105-3094
ISBN 87-503-3424-7

Fu 00-91

SCANTRYK, KBHVN
TELEFON 01-30 06 01

FORORD

I forbindelse med udarbejdelsen af redegørelsen over miljøreformens virkninger blev der af miljøstyrelsen iværksat en række delundersøgelser som baggrundsmateriale for reformredegørelsen - herunder en litteraturundersøgelse til belysning af de terrestriske områders forureningstilstand.

Nærværende rapport er en litteraturstatus pr. 1. august 1979 over væsentlige forskningsresultater og undersøgelser foretaget i Danmark i de seneste 20-30 år. Af tidsmæssige årsager har undersøgelsesresultater offentliggjort efter denne dato ikke kunnet behandles eller medtages i rapporten.

Det er miljøstyrelsens opfattelse, at der fremover, specielt inden for området terrestrisk miljøkvalitet, vil være et stigende behov for systematiske og koordinerede undersøgelsesaktiviteter som grundlag for offentlige kontrol- og overvågningsopgaver.

Som led i denne opprioritering vil miljøstyrelsen således fremover med jævne mellemrum offentliggøre lignende statusoversigter over udviklingen i de terrestriske områders forureningstilstand.

Konklusionerne i rapporten er forfatterens egne og dækker således ikke nødvendigvis miljøstyrelsens synspunkter.

Ud over forfatteren har afdelingsforstander K. Voldum-Clausen, statens levnedsmiddelinstitut, bidraget med afsnittet om forureningen af levnedsmidler med pesticider.

MILJØSTYRELSEN

August, 1980.

INDHOLD

	Side
1. FORURENING MED PLANTENÆRINGSSTOFFER	1
1.1. UDVIKLINGEN I TILFØRSEL AF PLANTENÆRINGSSTOFFER	2
1.1.1. Tilførsel med nedbør og luft	2
1.1.2. Forbruget af handelsgødning og naturgødning	5
1.1.3. Slamanvendelse i jordbruget	8
1.1.4. Jordens indhold af plantenæringsstoffer	10
SAMMENFATNING	10
1.2. UDVIKLINGEN I FRAFØRSEL AF PLANTENÆRINGSSTOFFER	12
1.2.1. Fraførsel med afgrøden	12
1.2.2. Afstrømning til dræn- og grundvand	12
SAMMENFATNING	17
1.3. NÆRINGSSTOFBALANCE FOR LANDBRUGSJORD	18
1.3.1. Kvælstof	19
1.3.2. Fosfat	21
1.3.3. Andre næringssalte	21
SAMMENFATNING	21
1.4. OMLÆGNING AF STRUKTUREN I LANDBRUGET	23
SAMMENFATNING	25
1.5. RISIKO FOR DRÆN- OG GRUNDVANDSFORANDRINGER	26
1.5.1. Arealanvendelsens indflydelse på nedsivningen	33
1.5.2. Markvanding, indflydelse på nedsivningen	40
1.5.3. Forureningsrisikoen ved anvendelse af handelsgødning	41
1.5.4. Forureningsrisikoen ved anvendelse af naturgødning	43
1.5.5. Forureningsrisikoen ved anvendelse af spildevand	44
1.5.6. Forureningsrisikoen ved disponering af fast affald	46
SAMMENFATNING	48
1.6. PÅVIRKNING AF FLORA OG FAUNA	51
1.6.1. Forandringer i jordbundsforhold	51
1.6.2. Påvirkning af arts- og populationssammensætning	52
1.6.3. Produktionsforandringer	55
1.6.4. Kvalitetsændring af afgrøder som følge af gødningstilførsel	55

Side

SAMMENFATNING 56

1.7. FREMTIDIG FORURENING MED PLANTENÆRINGSSTOFFER 57

1.7.1. Anvendelse af handelsgødning i jordbruget 57

1.7.2. Anvendelse af spildevand og spildevandsslam i jordbruget 57

1.8. REFERENCELISTE 58

2. FORURENING MED SPORSTOFFER, HERUNDER TUNGMETALLER 63

2.1. TILFØRSEL AF SPORSTOFFER TIL DET TERRESTRISKE MILJØ 65

2.1.1. Atmosfærisk nedfald af sporstoffer 65

2.1.1.1. Metalnedfald målt ved direkte opsamling af nedfald 66

2.1.1.2. Metalnedfald målt ved biologisk monitoring 70

2.1.1.3. Udviklingen i det atmosfæriske metalnedfald 72

2.1.2. Sporstoffer i gødning 75

2.1.3. Tilførsel ved slamanvendelse i jordbruget 75

2.1.4. Indhold af sporstoffer i jord 78

SAMMENFATNING 79

2.2. FRAFØRSEL AF SPORSTOFFER FRA LANDBRUGSAREALET 82

2.2.1. Fraførsel med afgrøder 82

2.2.2. Fraførsel ved nedsivning til dræn- og grundvand 82

2.2.3. Fraførsel ved fordampning 83

SAMMENFATNING 83

2.3. TUNGMETALBALANCER FOR LANDBRUGSJORD 84

2.3.1. Akkumulering i jorden 86

SAMMENFATNING 86

2.4. PÅVIRKNING AF FLORA OG FAUNA 87

2.4.1. Påvirkning af den mikrobielle omsætning 87

2.4.2. Påvirkning af vegetationen 89

2.4.3. Påvirkning af faunaen 93

2.4.4. Tungmetalkoncentrationer i levnedsmidler 97

SAMMENFATNING 102

2.5. RISIKO FOR DRÆN- OG GRUNDVANDSFORANDRINGER ved DISPONERING AF FAST AFFALD 104

Side

SAMMENFATNING 107

2.6. FREMTIDIG FORURENING MED SPORSTOFFER 109

2.6.1. Slamanvendelse i jordbruget 109

2.6.2. Deponering af flyveaske 110

2.6.2.1. Arealforbruget ved deponering af flyveaske 110

2.6.2.2. Udvaskning af sporstoffer fra askedeponi 111

2.6.2.3. Spormetalakkumulering i planter voksende på askedeponi 113

SAMMENFATNING 114

2.7. REFERENCELISTE 115

3. FORURENING MED PESTICIDER OG PCB 122

3.1. FORBRUGET AF PESTICIDER 125

SAMMENFATNING 133

3.2. SPREDNINGSVEJE 135

3.3. NEDBRYDNING AF PESTICIDER OG PCB 136

3.4. PÅVIRKNING AF DEN MIKROBIELLE OMSÆTNING 140

3.5. FORURENING VED DIREKTE KONTAKT 140

3.5.1. Påvirkning af vegetationen 141

3.5.1.1. Skader på grund af plantegiftighed 141

3.5.1.2. Ændringer i den vilde floras sammensætning 141

3.5.2. Påvirkning af insekter 142

3.5.2.1. Lethale effekter på nytteorganismer 142

3.5.2.2. Forskydninger i insektpopulationer 143

3.5.3. Direkte påvirkning af fugle og vildt 144

3.5.4. Forurening af levnedsmidler 146

3.5.4.1. Pesticidrester i dansk frugt og grøntsager 146

3.6. FORURENING SOM FØLGE AF AKKUMULERING 147

3.6.1. Påvirkning af vildt og fugle 147

3.6.2. Forurening af levnedsmidler 152

3.6.2.1. Indholdet af pesticider i mejeriprodukter og æg 152

3.6.2.2. Indholdet af pesticidrester i kød og animalsk fedt 154

3.6.2.3. Indholdet af PCB i levnedsmidler 154

3.7. RESISTENSUDVIKLING HOS ORGANISMER SOM ØNSKES DRÆBT 155

Side

3.8 RISIKO FOR NEDSIVNING TIL DRÆN- OG GRUNDVAND 155
3.9 FREMTIDIG UDVIKLING I PESTICIDFORBRUGET 156
SAMMENFATNING 158
3.10 REFERENCELISTE 164
4. AFSLUTTENDE BEMÆRKNINGER 167

1. FORURENING MED PLANTENÆRINGSSTOFFER.

Forureningen af miljøet med plantenæringsstoffer kan iagttages som 1) en ændring af dræn- og grundvandets indholdsstoffer som følge af udvaskning af næringssalte. 2) En påvirkning af flora og fauna,der medfører forskydninger i arts- og populationssammensætninger, produktionsforandringer i omsætningen i jorden hvorved dens bonitet forringes og endelig kvalitetsforringelser af afgrøder.

Plantenæringsstoffer tilføres jorden dels med nedbør fra luften og dels med gødning - det kan være som naturgødning, handelsgødning, spildevandsslam eller disponering af anden fast affald. Desuden frigøres næringssalte til stadighed fra lagrene i jorden ved forvitring af de mineralske materialer og ved omsætning af organisk stof. Det synes indlysende, at tilførslen af næringssalte har betydning for den forurening, der kan ske, men andre faktorer viser sig også at have betydning. Omlægning i landbrugets driftsform fra en alsidig drift til et højt specialiseret og industrialiseret brug har både øget behovet for brugen af kunstgødning og af markvanding, hvilket øger risikoen for en uheldig påvirkning af miljøet.

Hele problematikken omkring forurening med plantenæringsstoffer koncentreres i det væsentligste omkring faren for udvaskning af næringssalte. De talrige undersøgelser af den art beskæftiger sig overvejende med udvaskning af nitrat.

Under afsnittet om forurening med plantenæringsstoffer vil blive behandlet makronæringsstoffer (N,P,K,Ca,Mg,S) og mikronæringsstoffet B, mens mikronæringsstoffer, der samtidig er tungmetaller vil blive behandlet i afsnittet om forurening med sporstoffer.

1.1 FORURENING MED PLANTENÆRINGSSTOFFER

1.1.1 Tilførsel med nedbør og luft (atmosfærisk nedfald).

år	nedbør mm	P	NO_3-N	NH_4-N	S	Cl	Na	K	Mg	Ca	B	pH	ref.
					kg/ha/år						g/ha/år		
1955-65		0	⟵ 8 ⟶		13	40	24	3	4	7			Kofoed og Lindhardt 68/69
1957-61	607	-	2	5	13	26	16	3	3	7	31	5.0	Jensen 1962
1970-72	710	-	5	8	17	47	28	3	3	8			Jørgensen 1972
1970-74	635	-	5	7	15	45	26	3	3	9		4.6	Jørgensen 1974
			— 15 —										Jensen 1977

tabel 1.1 Nedbørens indhold af plantenæringsstoffer

På grundlag af analyser foretaget på Askov 1/5-1955 - 1/5-1965 fås at fosforindholdet er lig 0.

år	nedbør mm	No_3-N	NH_4-N	S	Cl	Na	K	Mg	Ca	B	pH	ref.
		kg/ha/år							g/ha/år			
1957-61+	607	2	13	38	56	36	6	6	14	30		Jensen,1962
1973	665					21	2	3				Hovman,1976

+ Beregnet udfra svenske undersøgelser.

tabel 1.2 Atmosfærisk nedfald af plantenæringsstoffer.

Tabellerne 1.1 og 1.2 giver et niveau for tilførslen af plantenæringsstof med nedbør og luft over Danmark som helhed og kan betragtes som den tilførsel, der sker til landbrugsarealerne. Tallene lader sig imidlertid vanskelig sammenligne da målemetoder og analyseresultater i flere tilfælde er forskellige. I tabel 1.1 ses dog at tendensen for nedbørens indhold af kvælstof er stigende fra 1955-74. Den samme tendens fremgår af fig. 1.1, hvor nedfaldet af kvælstof er målt på en enkelt lokalitet.

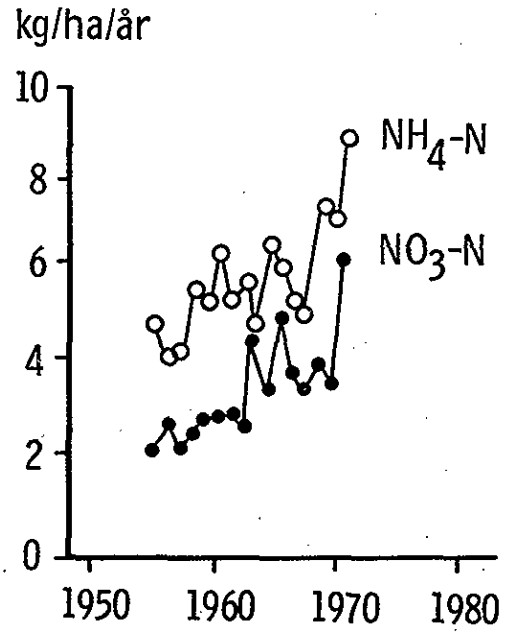


Fig. 1.1 Nedfald af nitrat og ammonium i nedbør ved Askov forsøgsstation 1955-74. (Aslyng, 1978).

Forøgelsen af NO_3-N kan forklares med en større emission af NO, der i stor højde i atmosfæren oxideres til HNO_3. NH_4-N forøgelsen skyldes sandsynligvis en større fordampning af NH_3 fra jordbruget som følge af stigende anvendelse af ammoniumgødning, se afsnit 1.1.2.

I tabel 1.1 og af nedenstående fig. 1.2 ses en tendens til øget indhold af svovl i nedbøren fra 1955-70

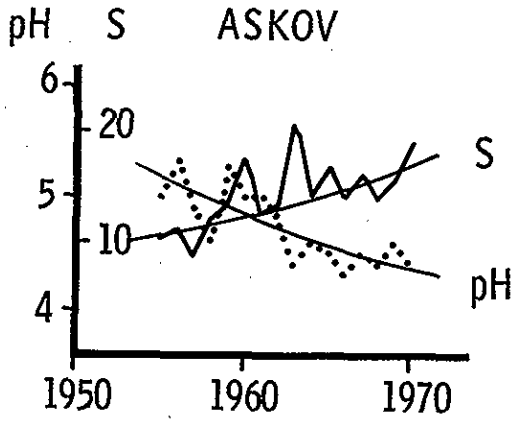
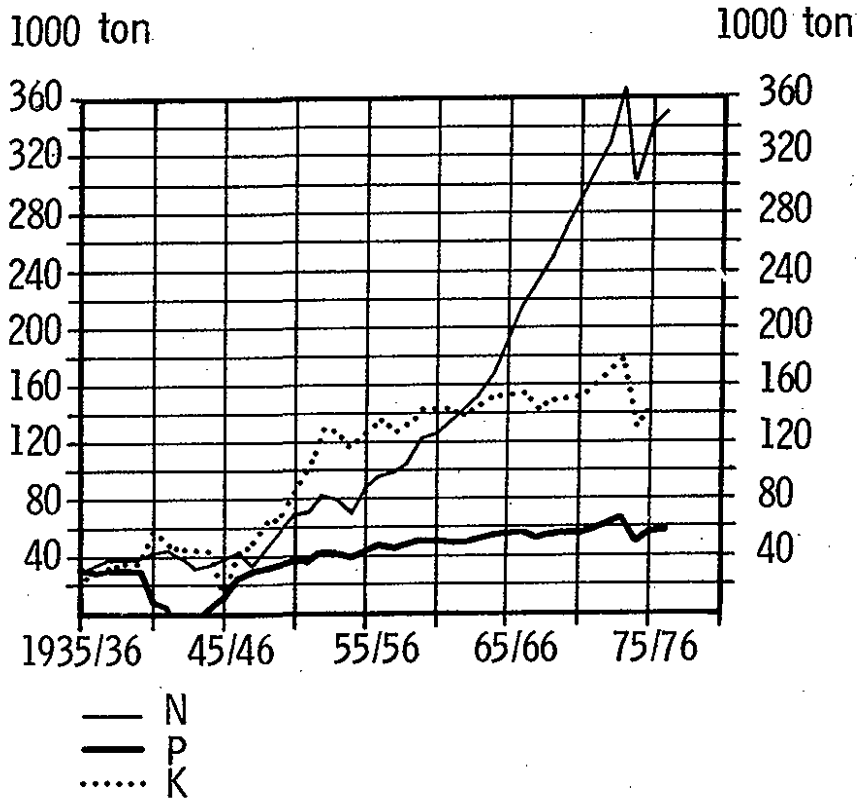


Fig. 1.2 Svovl og pH i nedbør (efter Aslyng, 1978).

Svovl emitteres overvejende ved afbrænding af svovlholdigt brændstof (kul og olie) og oxideres ved forbrændingen til SO_2. Med tiden oxideres svovldioxid til sure sulfat-forbindelser. Svovl vil således indfluere på pH i nedbøren, men korrelationen mellem S-nedfaldet og surhedsgraden er ikke stærk, hvilket kan forventes som følge af nedbørens indhold af andre stoffer (NH_3, Ca, Mg, K, HNO_3 og HCl), som også har betydning for nedbørens pH. I en foreløbig rapport over luftkvaliteten i Danmark (Jensen og Torp 1979) er der på grundlag af foreliggende undersøgelser konstateret et fald i SO_2-koncentrationen i perioden 1970-78 tydeligst for Københavnsområdet. Samtidig er den totale svovlemission også faldet. Årsagerne til denne udvikling skønnes at være omlægning i energiforsyningen, forbedrede fyringsanlæg, begrænset svovl i olie og højere skorstene. (Jensen og Torp, 1979).

1.1.2 Forbruget af handelsgødning og naturgødning.



(Handelsgødnings Statistik, 1977).

Fig. 1.3 viser at landbruget siden århundredeskiftet har øget forbruget af handelsgødning stærkt. Stigningen er særlig stærk efter anden verdenskrig. Kvælstofforbruget er steget 10 gange, fosforforbruget 5 gange og kaliumforbruget 12 gange. For kvælstofgødning er der en markant stigning i anvendelsen af ammoniumgødning se fig. 1.4.

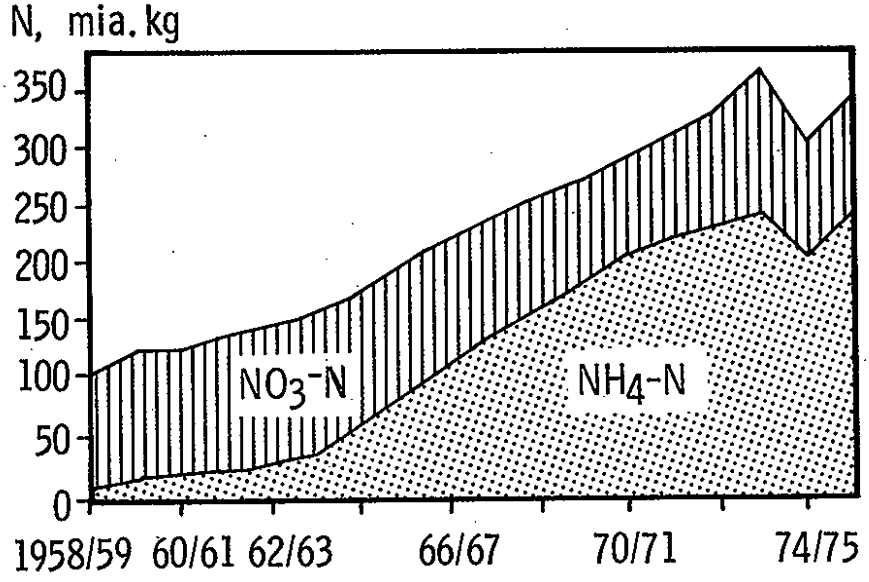


Fig. 1.4 Ammonium- og nitratnitrogen i anvendt handelsgødning.
(Efter Aslyng,1978)

	Handelsgødning kg/ha			Naturgødning kg/ha		
	N	P	K	N	P	K
1960/61	40	16	46	44	15	52
1966/67	71	19	51	53	18	60
1967/68	78	17	48	53	18	58
1968/69	83	18	50	51	18	57
1969/70	91	19	51	49	17	53
1970/71	98	19	51	48	17	51
1971/72	106	20	54	48	17	50
1972/73	113	21	58	49	17	47
1973/74	124	23	61	47	16	43
1974/75	103	17	46	46	16	40
1975/76	116	19	49	45	16	
1976/77	120	20	48	44	15	38
	(Danmarks Statistik, 1977 og 1978)					

Tabel 1.3 Forbruget af NPK gødning pr. ha landbrugsareal i 10 årsperioden 1966/67-1976/77 (rene næringsstoffer).

Fra 1966/67 - 76/77 er tilførslen pr. ha af fosfor og kalium med handelsgødning næsten konstant, mens kvælstofforbruget på det nærmeste er blevet fordoblet. Tilførslen pr. ha af NPK gennem naturgødning er svagt faldende i samme periode. Brugen af kvælstof i form af naturgødning har været koncentreret i områder med husdyrhold, og i gennemsnit for årene 1970-75 er der tilført 139.000 tons N, hvilket er ca. 1/3 af forbruget af kvælstof som handelsgødning.

		49	59	66/67	67/68	68/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74	74/75	75/76	76/77
Handelsgødning	mg kg/ha			2.7	2.4	3.4	3.1	3.8	4.1	4.3	4.5	2.6	4.5	4.9
	B g/ha			49	43	39	35	33	35	36	37	30	30	28
Følgestoffer m.handelsgødn.	kg/ha	1)	1)	1)										2)
	S	19	27	19										19
	Na	12	8	2										0,5
	Cl	29	73	45										45
	Cc	44	87	55										55
Kalk	kg/ha													
	Ca	37	49	137										210

(Handelsgødning Statistik, 1977)
1) (Henriksen, 1973)
2) (Aslyng, 1978)

Tabel 1.4 Forbruget af nogle plantenæringsstoffer og følgestoffer pr. ha landbrugsareal tilført med handelsgødning. 1949-977.

Forbruget af Mg er steget til ca. det dobbelte. Det skyldes tilsætning af Mg til PK- og NPK-gødning. Disse gødninger har i det væsentlige været anvendt på de Mg-fattige jorde i Jylland.
B holdige gødninger anvendes i mindre udstrækning nu end tidligere.
Følgestoffer tilført med handelsgødning fremgår også af tabel 1.4

Na, Cl og S er gået tilbage, skønt handelsgødningsforbruget er steget i den tilsvarende periode se fig. 1.3.
En væsentlig årsag til dette er en stigende anvendelse af mere koncentreret NPK-gødning med mindre indhold af følgestoffer.
Forbruget af Ca ses i jordbrugskalk at være steget ca 5 gange fra 1949 til 1977.
Stigningen i kalkforbruget skyldes bl.a. overgangen fra kalksalpeter til de surt reagerende ammoniumholdige kvælstofgødninger. (Andersen, 1978).

	kg/ha				g/ha
	Mg	Na	S	Cl	B
1955-60	7.0	15	11	24	45
1970-75	8.5	12	13	26	55

(Andersen, 1978)

Tabel 1.5. Tilførslen af nogle plantenæringsstoffer med naturgødning.

1.1.3 Slamanvendelse i jordbruget.

Spildevandsslam bliver anvendt i jordbruget på grund af slammets egenskab som jordforbedringsmiddel og på grund af dets indhold af næringssalte.

Ud fra oplysninger om affaldsprognoser fra amtskommunerne m.fl. til miljøstyrelsen. (Miljøstyrelsen, 1978a) angives den producerede slammængde (15% tørstof) for hele landet i 1977 til 844.950 t/år. Da spildevandsplaner i 1977 ikke var udarbejdet for alle kommuner, bygger tallene for slammængder og håndtering på oplysninger fra et udsnit af de danske rensningsanlæg. (Miljøstyrelsen, 1978b).

Slamproduktionen regnet i t TS/år er af Vandkvalitetsinstituttet (1978) estimeret til 90.000 t. Denne slammængde angives at indeholde ca. 3.000 t kvælstof og ca. 2.000 t fosfor.

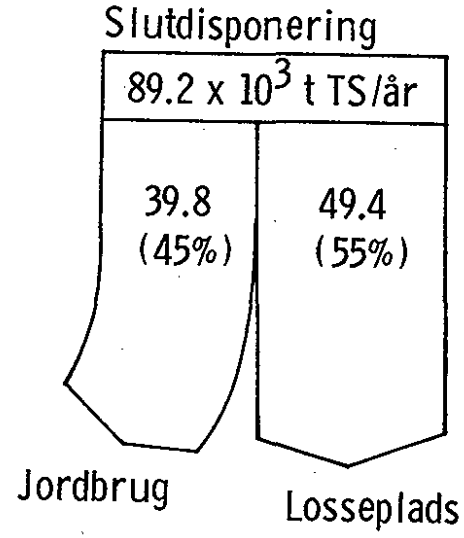


Fig. 1.5. Estimerede slamstrømme 1976-77 i Danmark. (Vandkvalitetsinstituttet, 1978).

Som det fremgår af fig. 1.5 anvendes kun ca. 45% af den producerede slammængde i jordbruget. Resten anbringes på lossepladser.

Anvendes al slam i jordbruget kan der spares 1-2% af det totale forbrug af kvælstof og fosfor. Det er imidlertid ikke muligt at inddrage hele landbrugsarealet til slamudlægning, da visse områder er pålagt restriktioner. Generelt gælder at slam ikke må spredes på arealer der er underlagt beskyttelsesbestemmelser i henhold til vandforsyningsloven. Lokale fredningskendelser kan derudover indeholde særlige bestemmelser, der betyder at slam ikke må anvendes. Efter nye retningslinier anbefales det til landbrug, gartneri og havebrug højst at bruge 15 t slamtørstof pr år/ha (Miljøstyrelsen 1978c).

Slamtørstoffer indeholder 30-35% organisk stof og stærkt varierende mængder af en hel række grundstoffer, hvortil knytter sig vidt forskellige egenskaber. Fælles for disse er dog, at tilføres de jorden i for store mængder kan det have en miljøskadelig effekt. Slam vurderes at have et næringsstofindhold svarende til velbehandlet husdyrgødning. Dog er kaliumindholdet mindre (Aslyng, 1978). Næringsvirkningen knytter sig til slammets indhold af kvælstof, fosfor og en række mikronæringsstoffer (mangan, kobber, bor etc.)

I slam fra mekanisk rensning og i biologisk renset slam er fosforindholdet ikke umiddelbart tilgængeligt for planter. Indholdet vil imidlertid på længere sigt medvirke til en fosforvedligeholdelse i muldlaget.

Slammets værdi som kvælstofgødning er ikke bestemt af det totale kvælstofindhold. Størstedelen af totalkvælstof i slam findes i tungt opløselige, organiske forbindelser, der nedbrydes langsomt i jorden. Kun en lille og varierende del af kvælstoffet er umiddelbart tilgængelig for planterne. Af det tilførte kvælstof med slam optages 5-15% af planterne det første år. Kvælstofudnyttelsen i de følgende år efter en given slamudbringning er ca. 5% af den resterende mængde (Statens jordbrugs- og veterinære forskningsråd, 1976). Indholdet af kalium i slam er så lille, at der helt ses bort fra denne gødningseffekt.

1.1.4 Jordens indhold af plantenæringsstoffer

Næringsstof	Pct.	kg ha^{-1}		Ekstraktionsmiddel	mg/m^2
		Total	Ekstraherbart		
N	2	5.000	50	H_2O	50 x 10^4
P	0,4	1.000	400	H_2SO_4	10 x 10^4
K	12	30.000	200	NH_4-acet.	300 x 10^4
Ca	10	25.000	5.000	NH_4Cl	250 x 10^4
Mg	2	5.000	250	NH_4Cl	50 x 10^4
S	0.3	750	10	H_2O	7,5 x 10^4

(efter Aslyng, 1978)

Tabel 1.6 Jordens indhold af nogle vigtige næringsstoffer i 0 - 20 cm dybde.

I tabel 1.6 er opgivet størrelsesordner for jordens indhold af nogle næringsstoffer fra 0-20 cm's dybde.
Plantetilgængeligheden af dette reservoir er afhængig af, hvilket stof der er tale om, og af stoffernes bindingsforhold i jorden. Hovedparten af jordens kvælstofindhold er bundet i organiske forbindelser - humus, planter- og dyrerester samt mikroorganismer. I mange jorde er kvælstofindholdet i de første 0-20 cm ca 5 t/ha. se tabel 1.6. Oftest er mindre end 1% heraf uorganiske forbindelser (nitrat og ammonium). (Aslyng, 1978). Fosforreserver i jorden er fastlagt i tungtopløselige forbindelser med jern, aluminium og calcium samt i humus, og kun en lille del heraf findes adsorberet til ler-humuskomplekset og kan optages direkte af planterne. Størstedelen af kalium, magnesium og calcium er bundet i mineraler, men der er ligevægt mellem den bundne og opløselige form. Calcium udgør den dominerende vandopløselige kation. Svovl findes især i humus, men også som vandopløselig og adsorberet i form af sulfationer.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 1.1

Tilførslen af plantenæringsstoffer

En udvikling i det atmosfæriske nedfald af plantenæringsstoffer er kun konstateret for kvælstof og svovldioxid. Nedbørens indhold af kvælstof er steget til ca det dobbelte fra 1955-74.

Svovlindholdet i det atmosfæriske nedfald har vist en stigning fra 1955-70, mens der er sket et fald i SO_2-koncentrationen fra 1970-78 i byområder. Den totale svovlemission er også faldet.
I løbet af perioden 1955-70 er der målt et faldende pH i nedbøren, som for en del kan forklares med stigningen i nedbørens SO_2 indhold af stærke syrer. I løbet af de sidste 10 år fra 1967-77 har forbruget af naturgødning pr.ha været faldende. Forbruget af handelsgødning har siden 2. verdenskrig været stærkt stigende. Fra 1967-77 har tilførslen pr. har af fosfor og kalium med handelsgødning næsten været konstant, mens kvælstoftilførslen pr. ha er blevet knap fordoblet - det skyldes især stigende anvendelse af ammoniumgødning. I de seneste år anvendes der mere koncentreret NPK-gødning med mindre indhold af følgestofferne S, Cl og Na mens Mg tilsat kunstgødning er blevet fordoblet.

Anvendelse af slam i jordbruget er skønnet til at være 45% af produktionen af slamtørstof i 1977, hvilket svarer til 40 $\cdot$ 10^3t TS. Hvad det betyder for tilførsel af næringsstoffer til landbrugsarealet kan kun blive et skøn, da det ikke har været muligt at få tal hverken for størrelsen af det areal, der tilføres slam, eller for den slammængde, der aftages pr. ha.
Slamforsøg har vist at 100 kg slamkvælstof modsvarer 25 kg kunstgødning. Anvendes 15t slamtørstof/ha/år - den max tilrådelige mængde til landbrugsarealet - svarer det til en kvælstoftilførsel på 500 kg/ha/år, hvoraf mindst 1/4 eller 125 kg kvælstof mineraliseres det første år.

1.2 UDVIKLINGEN I FRAFØRSEL AF PLANTENÆRINGSSTOFFER

1.2.1 Fraførsel med afgrøden.

	Kg/ha/år								g/ha/år
Ref.	N	P	K	Mg	Ca	S	Na	Cl	B
Aslyng (1978)	130	20	85	8	28	10			
Andersen(1979)	-	18	80	9	18	15	11	25	60

Tabel 1.7 Bortførsel af næringsstoffer med afgrøder

Aslyng (1978) har beregnet værdierne på grundlag af arealudnyttelse (60% korn, 10% roer og 30% græs, kløver og frø) og udbyttet samt angivelser af afgrøders indhold af næringsstoffer.
Andersen (1979) har beregnet bortførslen af makro- og mikronæringsstoffer udfra høstudbyttet og næringsindholdet i afgrøderne.

1.2.2 Afstrømning til dræn- og grundvand.

Før 1970 er der kun gennemført få undersøgelser over drænvandets mængde og kvalitet under danske jordbunds- og klimaforhold. (Forureningsrådets publikation nr. 16). På baggrund af de ældre spredte danske undersøgelser over drænvandskvalitet er det opgjort at udvaskningen årlig andrager mindre end 1 kg fosfor, 3-5 kg kalium og 12-15 kg kvælstof pr ha.
Siden efteråret 1971 er der i Danmark gennemført systematiske undersøgelser over drænvandsmængder og drænvandskvalitet fra drænsystemer på landbrugsarealer. (Statens forsøgsvirksomhed, 1972). Undersøgelsen gennemføres på 15 lokaliteter spredt over hele landet.
Alle stationerne er beliggende i lerjorde fordi disse områder bliver ens og systematisk drænet, hvilket ikke er tilfældet i sandjorde, hvor der sjældent er behov for dræning.
En vurdering af drænvandsundersøgelsen efter 3 år (Hansen og Pedersen, 1975) viste at drænvandets mængde er afhængig af hvordan nedbøren er fordelt i afstrømningsperioden og i mindre grad af nedbørens mængde. Er nedbøren jævnt fordelt bliver afstrømningen mindre, end hvis den var faldet koncentreret.

Koncentrationen af næringsstoffer i drænvand viser et forskelligt niveau fra den ene lokalitet til den anden. På den enkelte lokalitet er drænvandets indhold af næringsstoffer imidlertid ret konstant, og der har ikke vist sig nogen bestemt årstidsvariation. Den totale udvaskning af næringsstoffer er beregnet på grundlag af koncentration af næringsstoffer i drænvand og de tilsvarende afstrømningsmålinger, da der er påvist at være en positiv korrelation mellem afstrømningsintensiteten og koncentrationer i hvert fald for NO_3.
Et gennemsnit af tre års resultater og resultater for de enkelte år er anført i tabel 1.8.

år	Lokalitet	ph	Ledningsevne mmho	g pr.ha NH_4-N	P	Na	K	Mg	Ca	NO_3-N	SO_4-S	Cl	HCO_3	1973-77 x B	g/ha
	5	7,3	0,76	32	17	15	0,32	7,5	127	23,0	26	50	184	7.6	
	7	7,4	0,78	53	84	21	1,58	6,1	220	36,5	45	68	336	12.7	
	8	7,3	0,85	71	32	23	1,32	18,7	268	30,5	52	55	572	12.4	
	9	7,2	0,78	51	41	25	1,57	14,4	197	24,1	37	62	399	7.4	
1971-74	12	7,0	0,53	29	16	11	1,24	5,5	69	18,7	18	34	65	6.5	
	13	7,4	0,56	71	35	17	1,63	6,7	133	14,6	29	56	236	8.6	
	14	7,2	0,49	44	72	17	1,67	12,0	90	21,7	37	50	71	11.4	
	15	7,5	0,60	47	17	12	0,12	4,8	93	14,9	22	45	124	8.0	
	16	7,1	0,52	53	22	15	0,97	5,5	105	16,4	25	48	147	9.1	
	17	7,1	0,45	87	26	20	0,19	7,3	176	32,2	32	74	258	9.0	
	19	7,1	0,46	103	17	12	1,12	6,1	75	16,6	21	38	83	5.3	
	20	7,1	0,51	52	55	9	2,33	5,1	75	18,3	20	29	87	7.1	
	22	7,1	0,47	62	12	6	0,26	4,4	44	9,1	13	17	59	4.0	
	24	6,5	0,35	37	7	8	0,49	7,5	29	16,9	8	19	18	8.3	
	28	7,3	0,65	66	149	31	0,66	8,5	205	22,4	34	102	372	20.3	
	gns.	7,2	0,58	57	40	16	1,03	8,0	127	21,1	28	50	201	gns9.2	
1971-72	gns.	7,2	0,55	60	40	19	1,21	8,4	136	20.5	27	50	234		
1972-73	gns.	7,2	0,60	36	38	14	0,66	6,8	110	17,4	22	42	195		
1973-74	gns.	7,2	0,61	77	42	16	1,24	8,8	135	25.4	35	58	173		
1971-77	gns.	7,1		60		15	1	7	120	21.2	27	48	178		

(Efter Hansen og Pedersen,1975)
Hansen,1977

x (Jensen, 1978)

Tabel 1.8 Næringsstof udvaskning fra lerjorde gennem drænledning 1971-77. Gennemsnit pr. år.

Udvaskningen af de enkelte næringsstoffer er forskellig fra lokalitet til lokalitet, og der er desuden en betydelig variation fra år til år i den gennemsnitlige udvaskning af de enkelte næringsstoffer. Det er derfor ikke rimeligt på grundlag af resultaterne at forsøge at beskrive en udviklingstendens i udvaskningen af næringssalte til drænvandet fra 1971-73. Drænvandsundersøgelsen giver derimod et velunderbygget skøn for hvor store mængder af de enkelte næringsstoffer, der udvaskes fra systematisk drænede landbrugsarealer på lerjord. Udvaskningstal gennem drænledning er 40g fosfor. 1,0 kg kalium og 21,7 kg kvælstof (heraf 57 g NH_4-N og 21,1 kg NO_3-N) pr. ha. Det er bemærkelsesværdigt at kvælstofudvaskningen er 7-10 kg større, end hvad der er angivet fra før 1970.
En videreførelse af de før omtalte drænvandsundersøgelser over yderligere en 3 årig periode viser, at udvaskningen fra 1971-77 (Gens) kun afviger lidt fra udvaskningen 1971-74. Se tabel 1.8.
I årene 1973-77 er der foretaget bestemmelser af mikronæringsstof i drænvand fra 15 moræne lerjordsarealer, som er systematisk drænede til 100-200 cm's dybde og med arealstørrelse fra 3,0 til 22,5 ha. Dette er en udvidelse af de ovenfor omtalte drænvandsundersøgelser, der startede i 1971. Udvaskningen af B er i gens for lokaliteterne 9,2 g/ha fra 1973-77.

Grundvandet dannes af den del af nedbøren, som ikke fordamper eller strømmer af overfladisk. Under nedsivningen gennem de geologiske aflejringer kan vandet opløse en række forbindelser, og der finder ofte kemiske omsætninger sted mellem allerede opløste stoffer og de jordlag, som vandet får kontakt med. De geologiske aflejringer påvirker derfor grundvandets kvalitet og ofte i en sådan grad, at det kan være vanskeligt ud fra en kemisk analyse at bedømme effekten af andre påvirkninger, som f.eks. nedbørens oprindelige indhold af opløste stoffer eller dyrkning af arealerne over grundvandszonen. I forbindelse med forskellige geologiske aflejringer i Danmark optræder grundvandstyper med meget forskellig kemisk sammensætning. I D.G.U's arkiv findes et stort analysemateriale af grundvand fra hele landet. Analyserne giver mulighed for en kortlægning af grundvandskvaliteten, men kun få steder er vandprøverne udtaget regelmæssig over så lang en periode, at ændringen i grundvandskvaliteten kan vurderes.

Christensen (1970 har på grundlag af DGU's grundvandsanalyser sammenlignet grundvandets indhold af nitrat i landets forskellige egne.

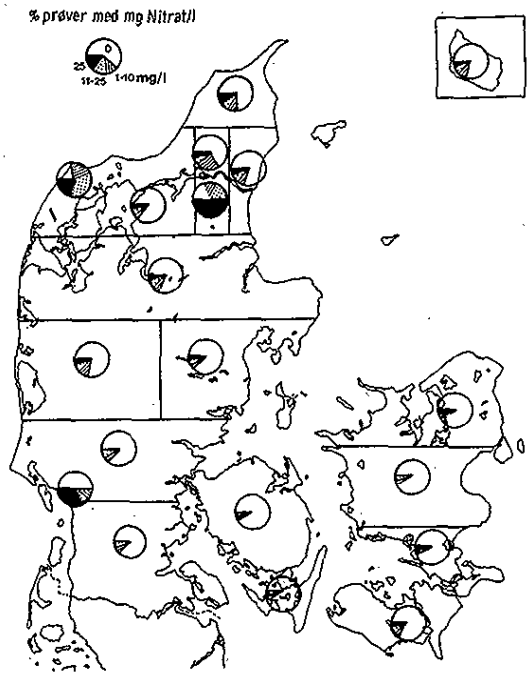


Fig. 1.6 *Nitratindhold i grundvand. (Christensen, 1970).*

Af figuren fremgår det at på øerne og i øst- og sønderjylland er grundvandet i ca. 90% af tilfældende fri for nitrat. I de resterende 10% af tilfældene tilskrives nitratindholdet, at boringerne udmunder i brønde eller er placeret i stærk forurenede områder med frit vandspejl. Størstedelen af grundvandet i området syd for Ålborg og fra Hanstholm-Thisted-området indeholder nitrat. I henholdsvis 50% og 20% af grundvandsprøverne er koncentrationen over 25 mg NO_3/1 - den vejledende værdi for nitrat i drikkevand. (Jvf. tabel 1.15). Det er et fæl-

les geologisk træk for disse områder at kridtet mange steder går højt op til overfladen, flere steder kun dækket af et tyndt jordlag, mens grundvandet ligger dybt og med frit grundvandsspejl. Kalken indeholder næsten ingen af de reducerende stoffer (ferroforbindelser og organisk stof) som i andre jordprofiler reducerer overfladevandets indhold af nitrater (se afsnit 1.5). Nitratindholdet i grundvandet i disse områder kan derfor muligvis skyldes, at reduktionsmuligheder ikke forekommer. Forskellen mellem nitratkoncentrationen i Ålborg og Hanstholm-Thisted-området kan forklares ved at Ålborgområdet er tættere befolket og har langt større opdyrkede områder end Hanstholm-området, hvor store dele ligger uopdyrket hen. Der vil i afsnit 1.5 yderligere blive belyst hvilke faktorer, der har betydning for udvaskningen af næringssalte.

Udviklingen i grundvandskvaliteten er beskreve fra en enkelt lokalitet i et hedesandsområde. (Kristiansen, 1976).
I årene 1967-77 er der ved DGU udført regelmæssige kemiske analyser af vandprøver fra vandløb i Skive-Karup-Å-systemet. De mindre vandløb fra dette område er karakteristiske ved at være minimalt påvirket af andre faktorer end grundvandet. Nitratkoncentrationen for 2 af disse vandløb Rabis bæk og Valler bæk er vist på fig. 1.7.

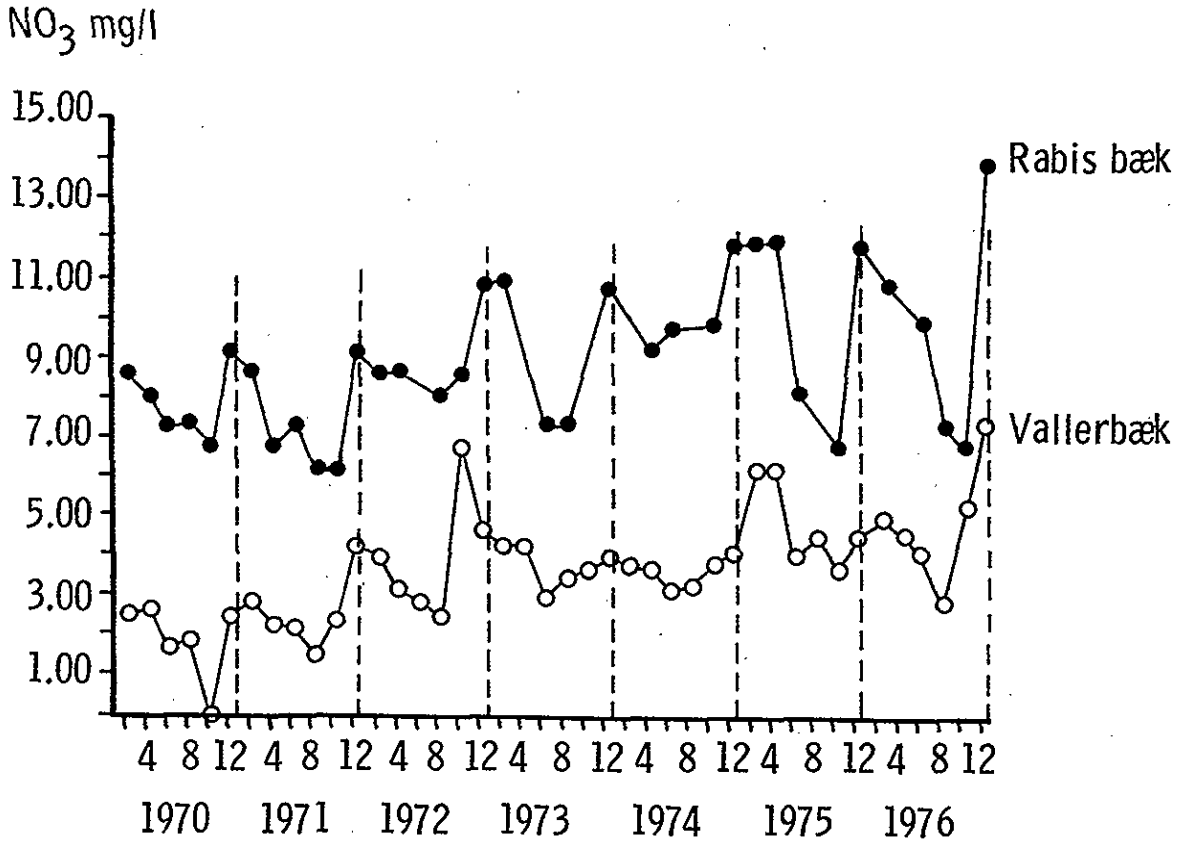


Fig. 1.7 Nitratkoncentrationen for Rabisbæk og Vallerbæk i perioden 1970-76. (Kristiansen, 1976).

Tendensen til stigende nitratkoncentrationer synes at være klar selvom den er svag. Da vandløbssystemet modtager en blanding af oxyderet nitratholdigt og reduceret nitratfrit grundvand, vil en forskydning i blandingsforholdet kunne forklare stigningen i vandløbenes nitratkoncentration. Ændringen i blandingsforholdet kan skyldes, at de reducerende stoffer i undergrunden, der kan fjerne nitraten fra det nedsivende vand, med tiden er blevet færre, således at det nøjere nitratniveau i nedsivningsvandet i stigende grad præger grundvands- og overfladevandskvalitet.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 1.2

Fraførsel af plantenæringsstoffer.

Det er ikke muligt at belyse om der er sket ændringer i bortførslen af plantenæringsstoffer med afgrøden gennem de senere år, da der kun foreligger få, temmelig usikre nyere opgørelser over dette.

Udviklingen i drænvandskvaliteten kan vanskelig vurderes. Før 1971 er der kun foretaget spredte undersøgelser af nogle få næringsstoffer, og ved de systematiske drænvandsundersøgelser fra 1971 til 1977 på lerjord har variationen fra lokalitet til lokalitet og fra år til år været så stor, at det ikke er rimeligt at bruge tallene fra de enkelte år. Sammenlignes den gennemsnitlige udvaskning fra 1971-78 med drænvandsundersøgelserne fra før 1970 er det dog bemærkelsesværdigt, at kvælstofudvaskningen er 7-10 kg større nu end før 1970.

Et stort analysemateriale af grundvandskvaliteten findes i DGU's arkiv men den naturlige variation, der skyldes de geologiske aflejringer, er stor. For landet som helhed er grundvandet på øerne i Øst- og Sønderjylland i 90% af tilfældene nitratfrit. Det skyldes sandsynligvis, at der findes nitratreducerende stoffer i de mere eller mindre homogene lerlag i undergrunden. I Ålborg og Hanstholm-Thisted området forekommer nitrat i størstedelen af grundvandsprøverne formentlig som følge af at der i de underliggende geologiske lag ikke findes reducerende stoffer.

Udviklingen i grundvandskvaliteten er beskrevet for en enkelt lokalitet i et hedesandsområde. Der ses en svag men klar tendens til en stigende nitratkoncentration i grundvandsafhængige vandløb, som kan tilskrives et øget nitratindhold i nedsivningsvandet.

1.3 NÆRINGSSTOFBALANCE FOR LANDBRUGSJORD

Landbrugsjorden tilføres næringsstoffer med gødning (naturgødning, handelsgødning og spildevandsslam), fra atmosfærisk nedfald samt ved jordens forvitring af mineraler og omsætning af organisk stof, mens næringsstofbortførslen omfatter bortførsel med afgrøder, fastlæggelse i jorden samt tab ved udvaskning til dræn-og grundvand, erosion og fordampning. Det er ikke muligt at angive eksakte værdier for næringsstoffernes fastlæggelse i jorden eller næringsstoftabet ved erosion. Fordampningstabet er kun betragtelig for kvælstoffets kredsløb.

	kg/ha/år								g/ha	
Tilført	N	P	K	Mg	Ca	S	Na	Cl	B	ref.
handelsgødning	120	20	48	5	240	20	0.5	40	28	tabel 1.3 1.4
naturgødning	44	15	38	9	-	13	12	26	55	tabel 1.3 1.5
nedbør og luft	15	0	3	3	9	15	26	45	30	tabel 1.1
						15				Troedsson og Nykvist, 1973
bælgplanter bakterier	25									Larsen,1977
Total	204	35	89	17	249	63	38.5	111	113	
Bortført										
afgrøder	130	19	83	9	23	13	11	25	60	gens.tabel 1.7
drænvand (lerjord)	22	0.04	1	7	120	27	15	48	9	tabel 1.8
jord	15									Larsen, 1977
grundvand										
atmosfære	37	16	5	1	106	23	12.5	38	44	
(denitrifikation)										
(ammoniakdamp)										
Total	204	35	89	17	249	63	38.5	111	113	

tabel 1.9 Den gennemsnitlige markbalance af næringsstoffer i 1977, kg/ha/år.

For samtlige af de i tabel 1.9 anførte plantenæringsstoffer gælder, at tilførslen er betydelig større end fraførslen med afgrøder. For kalium tilføres der dog kun lidt mere end der fjernes med afgrøder. Tabet ved udvaskning er kun kendt for de mængder, der bortledes til drænvandet, men der er intet i de foreliggende undersøgelser, der tyder på at nedsivningen til grundvandet overstiger fraførslen med drænvand. Der synes således kun for kalium og magnesium at være nærliggende fare for, at nedsivningen sammen med bortførslen med afgrøder vil overstige den totale tilførsel med en udpining af jorden til følge.

1.3.1 Kvælstof

Larsen (1977) opgiver, at bælgplanter og fritlevende nitrogenassimilerende bakterier årligt tilfører marken 25 kg N/ha i gennemsnit, og at kvælstofbindingen i jorden antages at være 15 kg N/ha. Bidraget fra jorden til atmosfæren sker dels i form af ammoniakfordampning og dels i form af frit kvælstof, dannet ved denitrifikation i jorden. Tabet ved disse processer og nedsivningen til grundvandet er beregnet som differencen mellem total tilførslen og bortførslen med andre kilder.

Tabel 1.9 viser at tilførslen af kvælstof til landbrugsarealer overvejende skyldes tilførslen af kvælstof med handelsgødning. I 1977 har de tilførte mængder været langt større, end hvad afgrøden har kunnet fjerne, og nitratudvaskningen alene til drænvand udgør 10% af totaltilførslen.

Hansen et al (1979) har foretaget et groft skøn over kvælstof tilført jord i Danmark. Resultatet fremgår af tabel 1.10

		Belastningsbidrag	Jord
Direkte fra samfundet		fyring, energi og varme	?
		handelsgødning,grovvarer	460.000
		spildevand og slam	10.000
		dagrenovation	10.000
Overførsler		luft – jord	50.000
		jord – luft	-270.000
		jord – vand	-140.000
		jord – samfund	-100.000
		Total recipientbelastning tN/år	20.000

(efter Hansen et al 1979)

Tabel 1.10 Groft skøn over kvælstof tilført jord i Danmark t N/år.

Tallene er behæftet med stor usikkerhed, idet bl.a. kvælstoffixering i jord er udeladt. Nogle størrelsesordner er dog iøjenfaldende, f.eks. at gødskningen udgør den alt dominerende kvælstoftilførsel til jorden, og at forholdet mellem kvælstofudbringning og kvælstoftilbageførsel til samfundet (afgrøder og animalske produketer) er betænkelig stort set i relation til faren ved en vandkvalitetsforringelse. Af tabel 1.10 ses desuden at kvælstofmængder, som disponeres med slam, affald og spildevand er relativt beskedne i forhold til gødningstilførslen.

Anvendes 15 t slamtørstof ha/år - den max tilrådelige mængde - til landbrugsarealer - svarer det til en kvælstoftilførsel på 500 kg N pr ha/år, hvoraf mindst 1/4 eller 125 kg kvælstof mineraliseres det første år. Kvælstoffrigivelsen bliver af samme størrelsesorden som bortførslen med afgrøder og udgør 60% af total tilførslen. (se tabel 1.9)

En del landbrugsejendomme drives i dag uden husdyrhold og jorden får derfor ikke tilført husdyrgødning. Arealerne bliver oftest tilsået med byg, mens bælgplante afgrøder sjældent forekommer. (jvf. afsnit 1.4)

Tilført	N kg/na/år	ref.
handelsgødning	125	Aslyng,1978
nedbør	15	
luft fixering	5	Jensen, 1977
Total	145	
Bortført		
afgrøder	90	Aslyng,1978
drænvand	22	tabel 1.9
jord grundvand atmosfære	33	
Total	145	

tabel 1.11 Den gennemsnitlige markbalance for kvælstof i et kvægløst landbrug med bygafgrøder.

I tabel 1.11 ses at med en driftsform som angivet ovenfor opnås at tilførslen med handelsgødning udgør 85% af den totale kvælstoftilførsel mod 60% for landet som gennemsnit. Bortførslen med afgrøder udgør i det kvægløse landbrug og for landet som gennemsnit 60%. I tabel 1.11 ses desuden at der ved denne driftsform ikke forventes nogen fastlæggelse af kvælstof. Dette er en følge af at rod og stub, som efterlades i jorden

efter høst, mineraliseres og udvaskes. (ingen efterafgrøder).

1.3.2 Fosfor

Af tabel 1.9 fremgår at fosfor tilføres jorden udelukkende ved gødskning, og at bortførslen med afgrøden kun udgør godt halvdelen af totaltilførslen. Da udvaskningstabet er næsten lig 0 fås, at der hvert år sker en ophobning af fosfor i jorden. I 1977 er fosforberigelsen således skønnet til at være i gennemsnit 16 kg/ha.

1.3.3 Andre næringssalte.

Svovl optages af planterne direkte fra luften og mængden der af den vej kan optages regnes lig nedfaldet med nedbøren. (Troedsson og Nykvist, 1973).
Af tabel 1.9 fremgår, at det atmosfæriske nedfald af svovl er den dominerende kilde til tilførsel. Den mængde svovl, der fjernes med afgrøderne er knap det halve, følgelig er der også en stor udvaskning af svovl til drænvand. Den resterende svovlmængde vil enten ophobes i jorden eller udvaskes til grundvandet.
Kalium tilføres jorden overvejende med gødning, hvoraf handelsgødning udgør det største bidrag. (se tabel 1.9). Total tilførslen er tilnærmelsesvis ligeså stor som bortførslen med afgrøder, den overskydende kaliummængde udvaskes til grundvandet - kalium udvaskes meget let - og bindes til jordens lermineraler.
Magnesium tilføres jorden især ved gødning, men knap halvdelen af totaltilførslen udvaskes med drænvandet. (se tabel 1.9). Det samme gør sig gældende for calcium, hvor yderlig en stor del af tilførslen bortføres som tab.

Udvaskningen af calcium, natrium, chlor og bor til drænvand og bortførslen ved tab i øvrigt er betydelig (se tabel 1.9), men disse næringsstoffer anses ikke at udgøre nogen forureningsrisiko for vandkvaliteten.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 1.3

Opstilling af markens næringsstofbalance for landet som gennemsnit viser, at for samtlige de undersøgte makronæringsstoffer og mikronæringsstoffer der ikke er tungmetaller, er tilførslen betydelig større end fraførslen med afgrøden. En undtagelse er kalium.

I 1977 har de tilførte mængder været langt større end hvad afgrøden har kunnet fjerne og nitratudvaskningen alene til drænvand udgør 10% af totaltilførslen. Kvælstofmængden, der disponeres med slam, affald og spildevand, er relativ beskeden i forhold til gødningstilførslen.

I et kvægløst landbrug med overvejende bygafgrøder er tilførslen af kvælstof med handelsgødning 85% af totaltilførslen mod 60% for landet som helhed. Ved denne driftsform forventes ingen fastlæggelse af kvælstof i jorden.

Fosfor tilføres jorden hovedsagelig via gødskning, og der sker hvert år en ophobning af fosfor i jorden. For 1977 skønnes det at være 16 kg P/ha.

For svovl er det atmosfæriske nedfald den dominerende kilde til marktilførslen.

1.4 OMLÆGNING AF STRUKTUREN I LANDBRUGET

Fra 1950 - 1970 blev kornarealet øget med 28% mens rodfrugt- og græsarealer blev formindsket med henholdsvis 48% og 28%. Tendensen efter 1970 har været den samme. Se tabel 1.12. I 1977 var ca 2/3 af landbrugsarealet dækket af korn.

	1950-54	1960-64	1970-74	1975-78
Korn	42,0	49,6	59,9	61,6
Bælgsæd	0,3	0,3	0,5	0,2
Rodfrugter	18,6	16,0	9,6	9,8
Græs- og grovfoder	36,0	30,7	26,1	24,3
Industrifrø	0,8	0,9	1,4	1,8
Frøavl	1,7	1,9	2,0	1,7
Andet	0,6	0,6	0,5	0,6

Jensen 1980

Tabel 1.12 Landbrugsarealets procentiske fordeling.

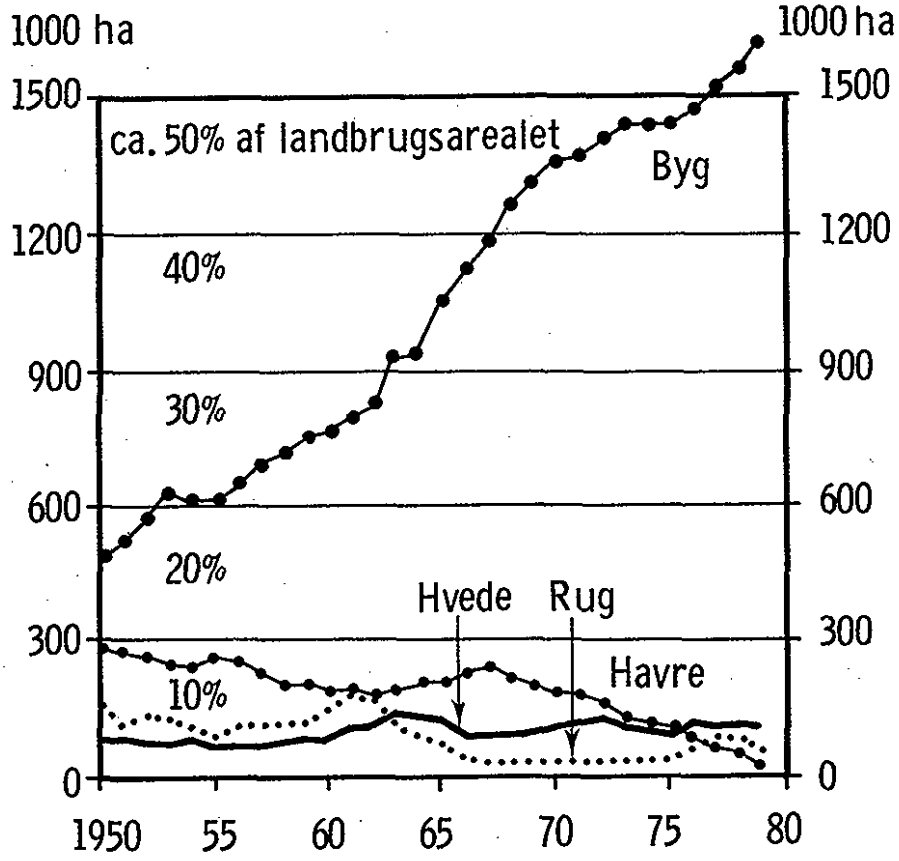


Fig. 1. 8 Kornarternes arealmæssige fordeling. (Jepsen, 1980).

Af figur 1.8 fremgår, at byg er den kornart, der dyrkes i stigende omfang med øget ensidig bygdyrkning til følge. Disse omlægninger i sædskifteafgrøderne betyder at over halvdelen af landbrugsarealet henligger uden vegetation i vinterhalvåret og i de tidligste forårsmåneder, netop i den periode, hvor kvælstofmineraliseringen fra de organiske planterester foregår, og hvor nedbørsmængden er rigeligst - faktorer der øger faren for udvaskning af kvælstof.

	1951	1960	1970	1977
Antal jordbrug ialt	206.000	196.000	140.000	122.000
Antal kvægbrug	187.000	168.000	103.000	61.000
Antal kvægløse brug	19.000	26.000	37.000	61.000
% kvægløse brug	9	13	26	30
Antal brug med svin	174.000	172.000	120.000	79.000

(Jepsen, 1979)

Tabel 1.13 Oversigt vedr. jordbrugene

Af tabel 1.13 ses, at der er en langt mindre del af jordbrugene, der har kvæghold nu end tidligere.
I 1977 var 50% af jordbrugene kvægløse mod 13% i 1960.

Besætning	1966/67	1976/77
Svin	61	100
kvæg	25	42

(Danmarks Statistik, 1977)

tabel 1.14 Antal kreaturer pr. besætning i 1966/67 og 1976/77

Tabel 1.14 viser at der indenfor husdyrbruget for tiden sker en koncentration af produktionen i større intensive enheder. Jepsen (1979) angiver at gårde med 80-100 malkekøer og med 1000-2000 svin kan fremkomme med en tæthed på 6-7 gårde pr km^2.I de kvægløse landbrug er væsentlige sædskifteafgrøder med græs og foderafgrøder udgået til fordel for kornarealerne.

Omlægning af landbruget fra alsidig drift med både planteavl og husdyrbrug til enten kornbrug eller kvægbrug i store dele af landet har medført at bælgplanteafgrøder er erstattet af ensidig bygdyrkning.
Se fig. 1.8. Samtidig med at bælgplanteafgrøderne er forsvundet fra

landbruget er græsarealerne for en dels vedkommende tilsået med rent græs i stedet for en kløverblanding. Landbrugsarealet mister derved et værdifuldt tilskud ved bælgplanternes kvælstofproduktion. Det har ført til, at der for at opretholde grovfoderproduktionen, bliver anvendt en øget gødningsmængde til græsarealer. Foruden at landbrugsarealet mister et værdifuldt tilskud af kvælstof ved bælgplantekvælstofproduktionen, bevirker tilførslen af kunstgødningskvælstof, at den biologiske kvælstofbinding hæmmes og denitrifikationen stimuleres. Den biologiske kvælstoftilførsel til landbruget bliver således reduceret.

SAMMENFATNING AF 1.4

Omlægning i sædskiftearealet i perioden 1950-77 betyder, at ca 65% af dette areal er opdyrket med korn og at mere end halvdelen af det opdyrkede land er uden vegetation i vinterhalvåret. Netop i vinterhalvåret frigøres kvælstof gennem en mineralisering af organisk stof i jorden, som, kombineret med et stigende nedbørsoverskud i samme periode, medfører en øget risiko for en nitratudvaskning.

50% af jordbrugene var i 1977 kvægløse mod 13% i 1960. Samtidig er der sket en koncentration af produktionen i større enheder.

Overgangen fra alsidig drift med både planteavl og husdyrbrug til enten kornbrug eller kvægbrug har desuden betydet, at bælgplanteafgrøder erstattes med byg. Desuden sås der i stigende omfang rent græs i stedet for kløverblanding. Derved mister landbruget et væsentlig kvælstoftilskud ved biologisk kvælstoffiksering, og følgelig må der anvendes større gødningsmængde for at holde produktionen oppe.

1.5 RISIKO FOR DRÆN-OG GRUNDVANDSFORANDRINGER

Nitrat indtager en særstilling blandt plantenæringsstofferne, da det er det eneste plantenæringsstof, der er helt mobil i jord. Det følger praktisk tager jordvandets bevægelse og er meget svagt bundet til jordkolloiderne. Derfor er det især kvælstof i form af nitrat, der potentielt kan få miljømæssige konsekvenser. Som en følge heraf er undersøgelsen over risikoen for nedsivning af plantenæringsstoffer til dræn- og grundvand overvejende beskæftiget med kvælstofudvaskningen. For meget nitrat i drænvand kan medvirke til at give eutrofieringsproblemer i overfaldevand som søer og vandløb. For meget nitrat i grundvand der bruges til drikkevand kan give sundhedsmæssige problemer - især for spædbørn, hvis tarmsystem indeholder enzymer, der kan omdanne nitrat til det giftige stof nitrit. Nitrat i drikkevandet øger desuden faren for dannelse i organismen af nitrosaminer, som er kræftfremkaldende. Hovedparten (mere end 95%) af drikkevandet indvindes fra grundvandet, når landet tages som helhed, og det er praktisk taget kun til hovedstadsområdet, der indvindes overfladevand. Grænser for grundvandskvaliteten bestemmes bl.a. af det max tilladelige indhold af plantenæringsstoffer i drikkevand.

NORMAL KONTROL

Bestanddel	enhed	Vandkvalitet	
		vejledende værdi	højst tilladelig værdi
Ammonium	$mgNH_4/l$	0.05	0.5
Nitrat	$mgNO_3/l$	25	50
Nitrit	$mgNO_2/l$	i.m*	0.1
Fosfor,total	mgP/l	i.m	0.15
Fluorid	mgF/l		

(Miljøministeriet, 1980)

* (im = ikke målelig)

Tabel 1.15 Grænseværdier for indhold af plantenæringsstoffer i vand til husholdningsbrug ifølge bekendtgørelse.

Gennem analyser af overfladevand eller grundvand, har man et talmateriale der belyser, hvordan nitratindholdet fordeler sig idag.
På baggrund af dette er det muligt at danne sig et skøn over, hvad der sker med det overskud af kvælstof, som tilføres landbruget og hvor stor risiko, der er for et stigende indhold af nitrat i grundvand.

Forskellige faktorer har betydning for nedvaskningen af nitrat. Nedvaskningen er afhængig af et nedbørsoverskud eller af anden form for tilførsel af overskudsvand (f.eks. markvanding). Faren for at nitrat vil sive ned til grund- og drænvand hænger desuden sammen med jordens evne til at reducere nitrat til frit kvælstof. Jordens indhold af kemisk reducerende stoffer (ferroionen og organisk stof) har i visse tilfælde reducerende virkning på nitrationen. Jord med stor ledningsevne har generelt et lille indhold af kemisk reducerende stoffer d.v.s.stor risiko for nedvaskning af nitrat. Modsat for en jord med en lille ledningsevne og stort indhold af reducerende stoffer (Pedersen, 1974). Ledningsevnen, som er udtryk for, hvor meget vand der kan passere et givet jordlag pr tidsenhed, afhænger af jordens tekstur og struktur. Grovsand, som f.eks. sandjorden på de jyske hedesletter har en høj ledningsevne, mens vandet kun langsomt passerer gennem en lerjord.
Som berørt ovenfor er reducerende forbindelser i jorden medvirkende ved reduktion af nedsivende nitrat. En teori er, at det især er ferroforbindelser, der er af betydning for nitratreduktionen. (Christensen, 1970).

Fig. 1.9 - 1.11 viser nitrat-,ammonium og ferroindholdet i 3 boreprofiler sammen med den geologiske lagdeling.

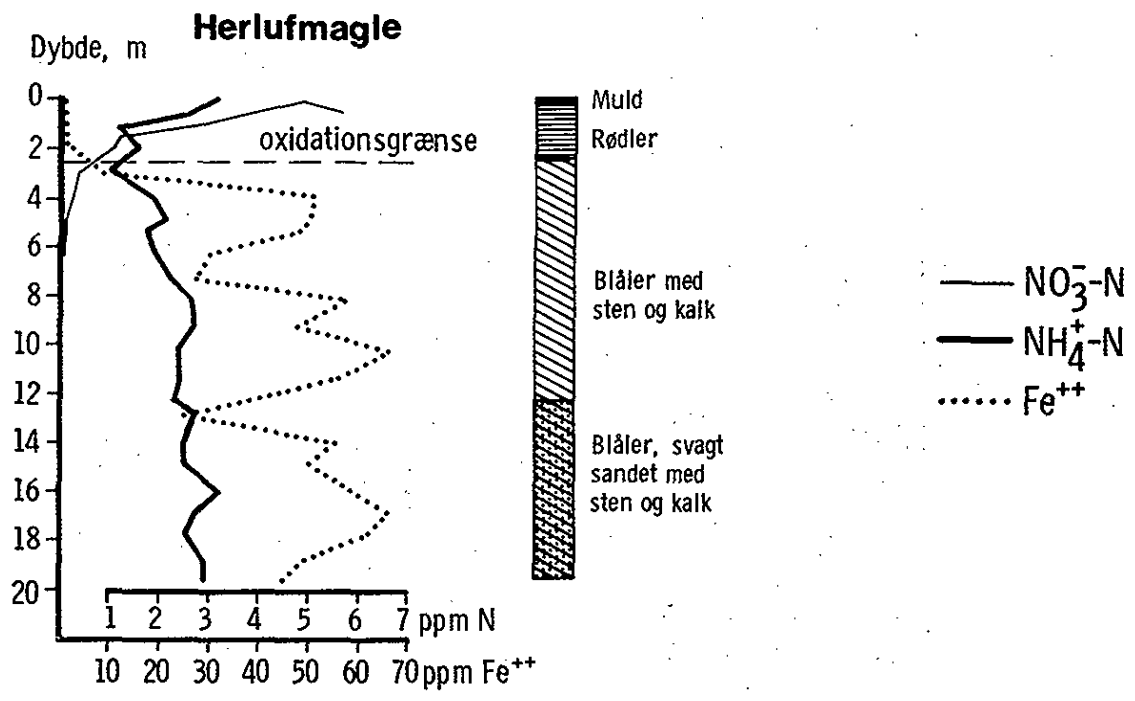


Fig. 1.9 Boreprofil fra Herlufmagle (homogen lerjord), der viser variation i nitrat, ammonium og ferrojern med dybden. (Lind og Pedersen, 1976).

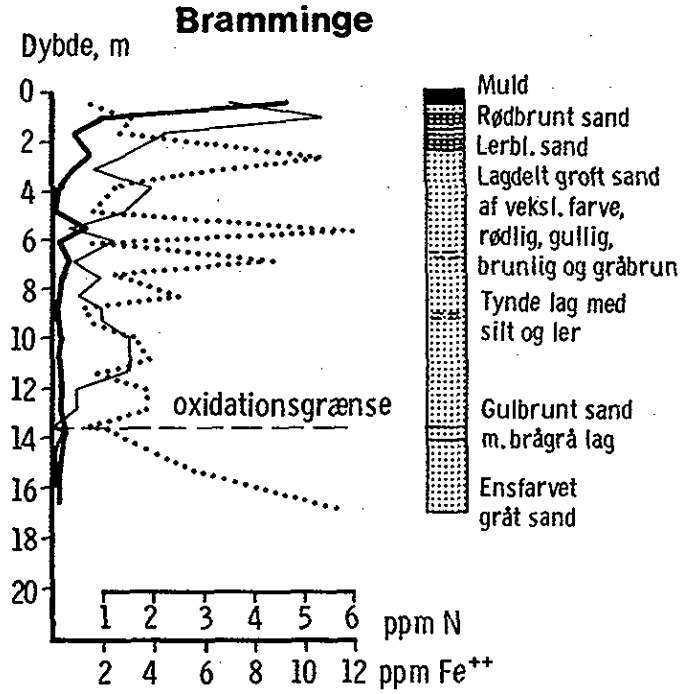


Fig. 1.10 Boreprofil fra Bramminge (lagdelt sandjord) der viser variation i nitrat, ammonium og ferrojern med dybden. (Lind og Pedersen, 1976).

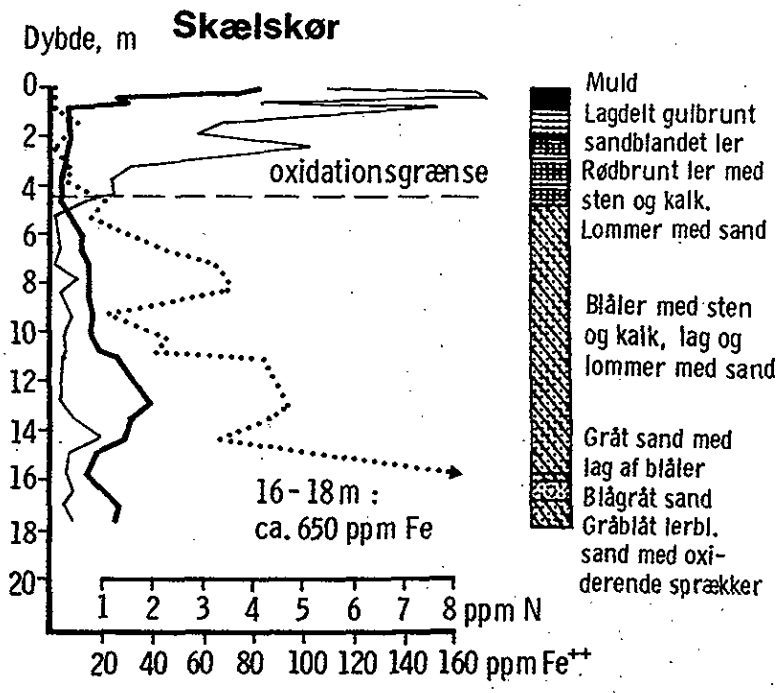


Fig. 1.11 Boreprofil fra Skælskør (lagdelt lerjord) der viser variation i nitrat, ammonium og ferrojern med dybden (Lind og Pedersen,1976).

"Oxidationsgrænsen" betegner overgangen mellem det oxiderende og reducerende lag.

Herlufmagle ligger i et homogent lerområde med kalk. Af fig. 1.9 ses at nitratindholdet er stort hvor ferroindholdet er lille og omvendt, hvilket er i overensstemmelse med Christensens teori (se ovenfor). I et sådant homogent lerområde er der de bedste betingelser for at nitraten bliver reduceret, da homogeniteten sikrer at alle lag i profilen er i stand til aktivt at deltage i reduktionen. Der er ingen risiko for nitratnedvaskning.

Bramminge er beliggende i et inhomogent sandjordsområde. Se fig. 1.1o. I denne profil findes indtil "oxidationsgrænsen" ét svingende, men lave indhold af ferroioner, samtidig med at der er et lavt indhold af nitrat. I den reducerende zone stiger ferroindholdet. Forholdet mellem nitrat-ferroindholdet kan forklares udfra jordens lagdeling og grovstruktur. I inhomogene sandede områder er betingelserne for nitratreduktion dårlige. Nogle dele af profilen får, på trods af et lavt ferroindhold, ingen reducerende virkning på nitraten, fordi der ingen fysisk kontakt opnås mellem det reducerende lag og nitraten. Desuden sker der vertikale vandbevægelser i visse lag. I jordtyper som denne findes der nitrat i det øverste grundvand.

Skælskør er beliggende i et inhomogent lerområde. Se fig. 1.11. Nitrat-ferroforholdet er som i Herlufmagle-profilen indtil overgangszonen, hvorefter ferro-indholdet stiger stærkt, men alligevel ses et fortsat indhold af nitrat. Jordens inhomogenitet kan forklare dette forhold. Der findes således gode muligheder for nitratreduktion med ferroioner, men der er fysisk utilstrækkelig kontakt mellem den nedsivende nitrat og de reducerende lag i profilen. I jordtyper af denne art vil der være fare for en vis nitratnedsivning til grundvandet.

I egne, hvor der er kridtlag helt op til overfladen og på steder, hvor der er frit vandspejl er nitratreduktionsmulighederne ringe. Der er derfor fare for nitrat i grundvandet. Sådanne forhold findes bl.a. i Ålborgområdet. Se fig. 1.6.

Jordens mulighed for at reducere nedsivende nitrat har, som ovenfor berørt, betydning for grundvandskvaliteten.
Nitratkoncentrationen i grundvandsafhængige vandløb vil følgelig også være afhængig af jordens beskaffenhed. Vandløbene på Karup Hedeslette antages at modtage vand dels fra den nitratfri grundvandszone og dels fra den nitratholdige grundvandszone. Nitratkoncentrationen i vandløbet,der er lavere end i det øverste grundvandslag, bekræfter dette. Nitratfrontens forløb vil bestemme blandingsforholdet i vandløbet, og det kan frygtes at moderne intensiv landbrugsdrift kan medføre, at nitratfronten forskydes nedefter, fordi de reducerende stoffer i jordlagene opbruges. (Kristiansen, 1979). Hvis det er tilfældet vil det betyde, at bl.a. nitratkoncentrationer i vandløb vil stige.

Larsen (1977) har sammenstillet forskellige undersøgelser over jordtypens betydning for kvælstofudvaskningen se fig. 1.12

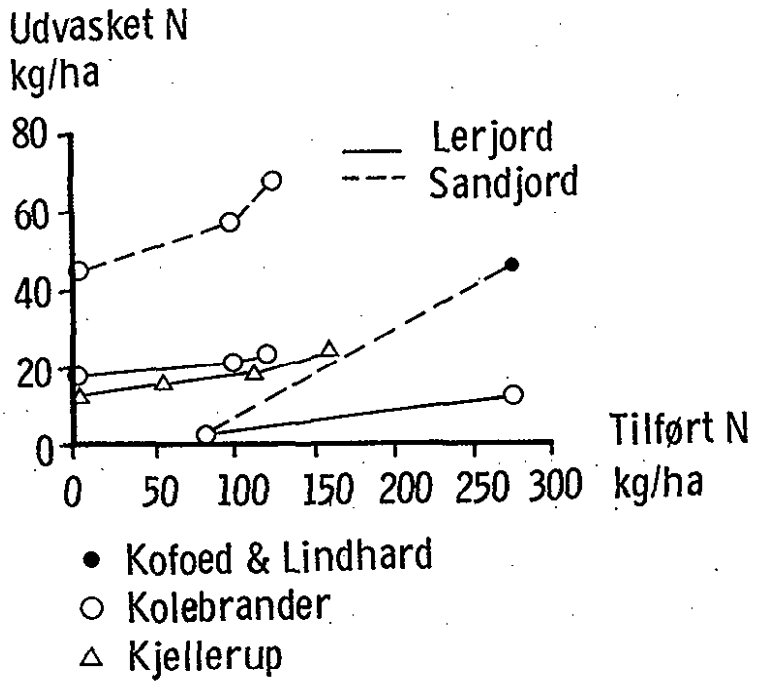


Fig. 1.12 Kvælstofudvaskning på forskellige jordtyper. (efter Larsen, 1977).

Med stigende gødningstilførsel ses en stigende udvaskning af kvælstof, men udvaskningen er tydelig større på en sandjord end på en lerjord. Det kan skyldes at nedsivningen foregår hurtigst på sandjord (m/år) da der er en ringere vandbindingsevne (større ledningsevne) end i andre jordtyper. Desuden indeholder sandjord færre nitratreducerende stoffer end lerjord og yderligere må der forventes større denitrifikation på lerjordene, da porerne i lerjorden lettere bliver anaerobe, hvilket fremme denitrifikationen.

Fig 1.13 og 1.14 viser resultaterne af en undersøgelse over nitratkoncentrationen i jordvand i forskellige dybder på en sandjord og en lerjord gennem et år.

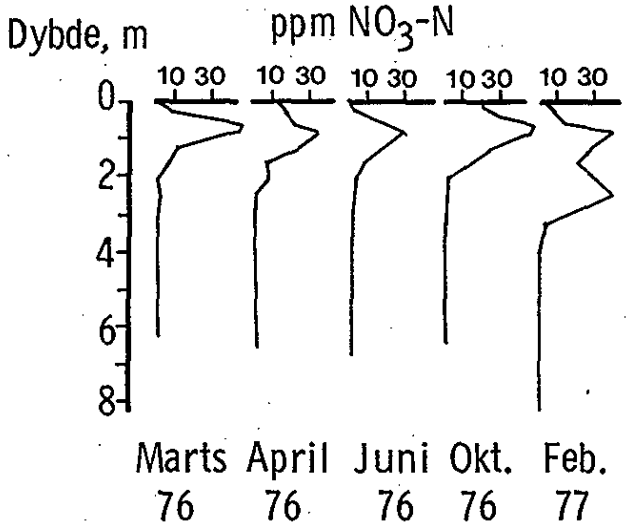


Fig. 1.13 Nitratkoncentrationen i jordvandet i forskellige dybder, ppm. Lerjord, korn. (Hansen, 1977).

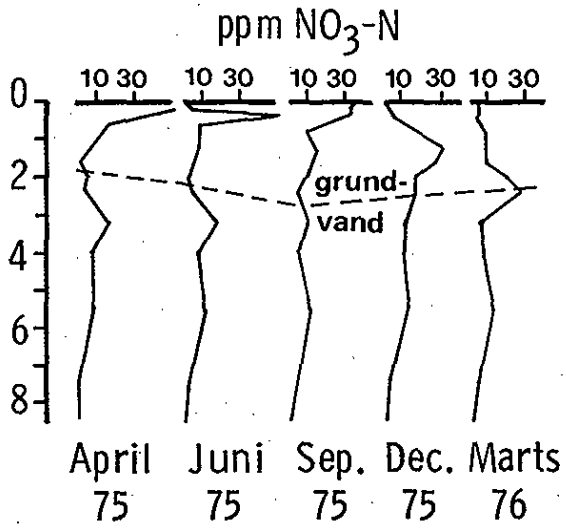


Fig. 1.14 Nitratkoncentration i jordvandet i forskellige dybder, ppm. Sandjord, vandet korn. (Hansen, 1977).

Det ses, at nitraten bevæger sig fra rodzone og nedefter i jordprofilen. I lerjorden når nitraten ikke ned til grundvandet, antagelig fordi der sker en denitrifikation i den underliggende reduktionszone. På sandjord nedvaskes kvælstof til grundvandet i 2-3 m dybde, men det har ikke været muligt at påvise en forøgelse af det dybere liggende grundvands NO_3-koncentration. Formodentlig sker der også en denitrifikation i grundvandet.

I fig. 1.15 er vist et eksempel på forårstilført nitratgødning på forskellige jordtyper.

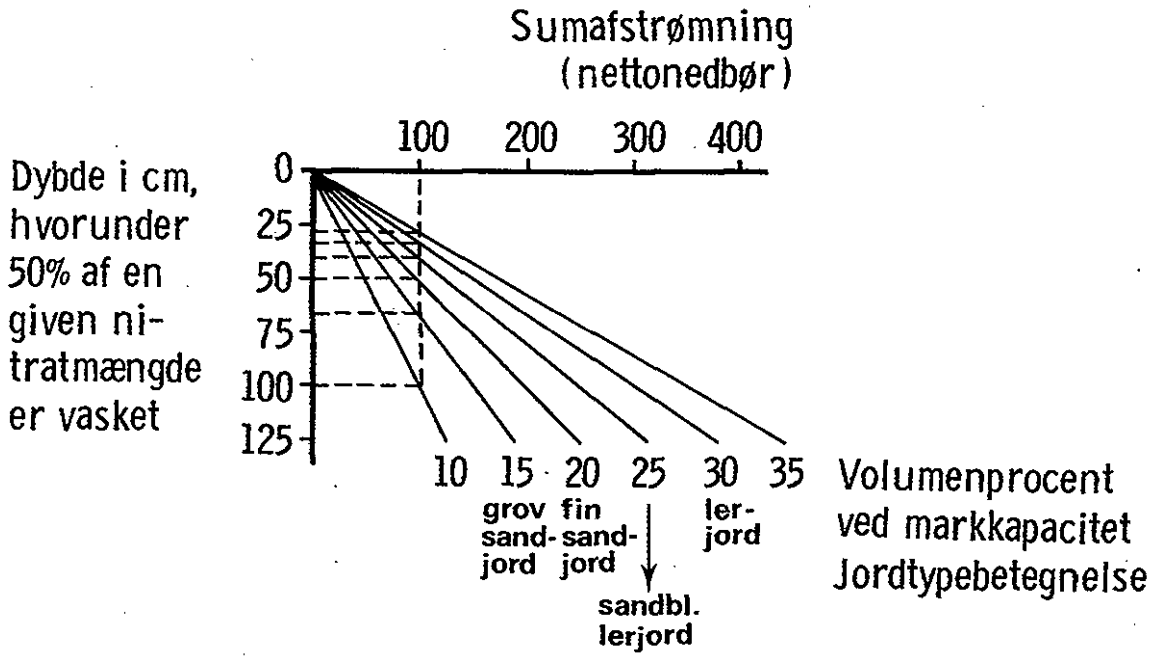


fig. 1.15 Sammenhæng mellem afstrømning (nettonedbør) og udvaskning af nitrat efter tilførsel af nitratgødning om foråret på forskellige jordtyper. (Bennetzen, 1978).

Det ses at udvaskningen af nitrat er tydelig større på sandjord end på lerjord. Er der f.eks. faldet 100 mm nettonedbør efter gødningstilførslen, vil halvdelen af nitratmængden være vasket under 67 cm dybde på en grov sandjord og under 33 cm dybde på en lerjord. Jordens fosfater består af tungtopløselige forbindelser med jern, aluminium og calcium. Jordvæskens fosfatindhold er som regel under 0,1 ppm. Der foregår derfor en ringe bevægelse af jordens fosfater, og risikoen for udvaskning er lille. På sandjorde med ringe fosforfikseringsevne kan der efter tilførsel af store mængder fosfor nedvaskes fosfat til relativ stor dybde. (Olesen et al, 1976). På mosejorder, der indeholder letopløselige jernfosfater, kan udvaskningen af fosfor være betydelig, se tabel 1.16

		Forsøgsled A				Forsøgsled B			
		mg P/l			Ialt 1970	mgP/l			Ialt 1970
Lokalitet	Jordtype	gns.	max.	min.	kg/ha	gns.	max.	min.	kg/ha
Torslev enge	Sandblandet ler	0,02	<0,05	0,00	<0,1	0,03	0,10	0,00	<0,1
Rebsenge	Lerblandet sand	0,02	0,08	0,00	<0,1	0,02	0,05	0,00	<0,1
Fuglsand	Finsand	0,03	0,20	0,00	<0,4	0,08	0,50	0,00	<0,5
Hoddeskov	Grovsand	0,01	<0,05	0,00	<0,4	0,01	<0,05	0,00	<0,5
Centralgården	Højmosetørv	4,62	7,00	3,10	4,5	4,98	10,00	2,50	4,6

(Fischer, 1971)

Tabel 1.16 Fosfatindhold i drænvand, mg P/s, gennemsnit, max- og minimumsindhold i enkeltprøver, samt beregnet udvaskning i kg/ha/år.

Foruden kvælstof og fosfor sker der en nedsivning og udvaskning af et stort antal næringsstoffer fra landbrugsarealer. Blandt de næringsstoffer, der ikke er tungmetaller, synes kun svovlforbindelser at kunne give miljømæssige problemer. Sure svovlforbindelser fra pyritholdige arealer, kan bevirke, at drænvandet får ekstreme lave ph-værdier og høje koncentrationer af svovl. Sådanne arealer findes visse steder i Vestjylland (Larsen, 1977).

1.5.1 Arealanvendelsens indflydelse på nedsivningen.

Forskellem mellem dyrkede og udyrkede arealer i Danmark skyldes ikke kun om disse er gødede eller ikke gødede. De udyrkede arealer vil som regel være vegetationsdækkede hele året (skov, græs, moser eller heder) i modsætning til arealer med normale landbrugsafgrøder (korn og rodfrugter), som i efterårs- og vintermåneder er vegetationsløse.
Dyrkningens indflydelse på kvaliteten af grundvandet er vanskelig at måle direkte. Grundvandsreservoirerne indeholder som regel en blanding af nedsivende vand fra såvel dyrkede som udyrkede arealer, og dette vand kan være så gammelt, at virkninger af nyere dyrkningsmetoder endnu ikke har vist deres virkninger. I områder med artesisk vand sker der ingen direkte nedsivning fra overliggende arealer.
Vandløbsvandets kvalitet påvirkes af andre faktorer end grundvandskvaliteten f.eks. forurening af spildevandstilløb, dambrug m.v. Desuden sker der ændringer i vandløbsvandets kvalitet som følge af biologiske processer i selve vandløbet.

Som omtalt under 1.5 forekommer nitrat i visse områder i varierende koncentration i grundvandet. I disse områder vil dyrkningen af overliggende arealer kunne bidrage til en forhøjelse af grundvandets nitratkoncentration.

I ti-året 1966-76 (den internationale hydrologiske dekade, IDH) blev der foretaget kemiske analyser af vandprøver ved forskellige vandløbsstationer med intervaller på 1-2 måneder. Analysemateriale fra IDH-undersøgelser er blevet benyttet til at undersøge agerdyrkningens påvirkning af vandløbsvandets kvalitet (Kristiansen, 1976 og 1979). De små tilløb til Karup å er velegnede til en sådan vurdering, fordi de i ringe grad er præget af sekundær forureningskilder. Den biologiske omsætning har desuden mindre betydning i små vandløb og hertil kommer, at små vandløb, der modtager vand fra mindre opland, kun præges af dettes karakter, hvis det har et ensartet præg. Store vandløb vil ofte modtage vand fra opland af forskellig type.

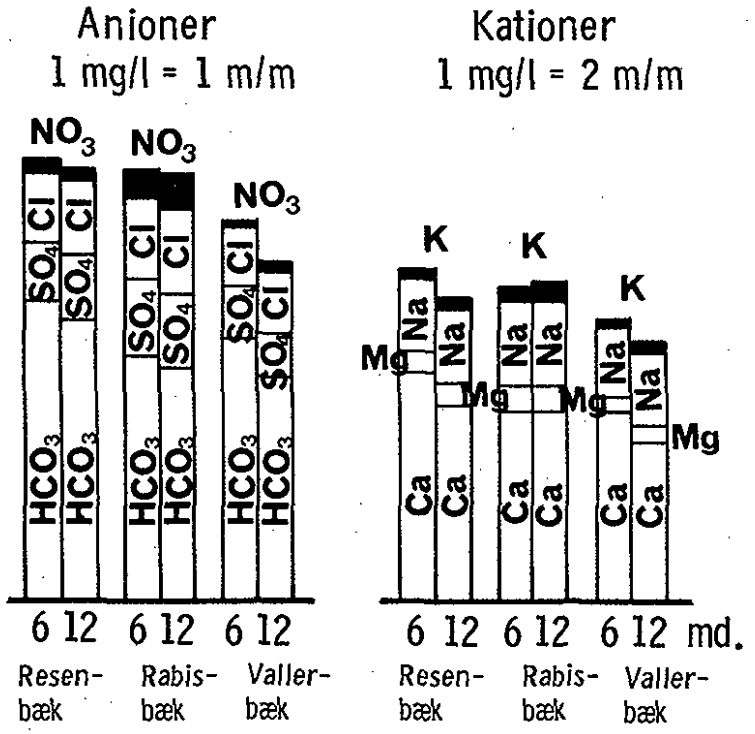


Fig. 1.16 Kemisk analyse af vandprøver 11/6 og 9/12 1970 i tilløb til Skive - Karup Å. (Kristiansen, 1979).

Resen bæks opland er syd for vandløbet hovedsagelig agerbrugsarealer og mod nord overvejende lynghede.
Rabis bæks opland er både nord og syd for vandløbet domineret af agerland.
Valler bæks opland er næsten udelukkende plantage.
Koncentrationerne af nitrat og klorid og i mindre grad koncentrationerne af kalium og natrium er størst, hvor vandløbenes opland domineres af agerland (Rabis bæk) og lavest, hvor oplandet domineres af plantage eller hede (Valler bæk). Dette peger på at arealanvendelsen har en direkte indvirkning på den kemiske sammensætning af afløbsvandet, selvom andre forureningskilders medvirken f.eks. spildevandsudløb og dambrug ikke kan udelukkes.
For at få et indtryk af, i hvor høj grad denne sammenhæng kan spores direkte på grundvandskvaliteten i samme område blev eksisterende grundvandsanalyser suppleret med nye boringer i 1978 og 1979 (Kristiansen, 1979).
Resultaterne fra 1979 ses i tabel 1.17.

lokalitet	Gl. Agergr.		Kompedal plac. N				plac. M			Urhanedal				Gl. Gråmose			
Boring	6		7				8			9				10			
dybde m u. terræn	8	10	7.8	10.2	12.1	14	14	16	21	8	10	14	21	9	11	13	15
NO_3 mg/l	58	55	0.2	0.2	0.4	0.1	0.5	1.5	0.1	5.4	14	29	7.6	5.1	38	48	36
Fe mg/l <0.45 m	0.18	1.0	0.28	0.32	0.9	2.9	0.22	0.07	2.2	0.07	0.1	0.65	0.14	0.23	0.2	0.17	0.1
Cl mg/l	0.28	0.32	11	10	11	11	20	17	15	15	20	20	18	26	21	26	21

(efter Kristiansen,1979)

Tabel 1.17 Kemiske analyser af grundvandsprøver udtaget af DGU 30/11-14/12-78.

Der af af disse foreløbige tal en udtalt forskel på vandkvaliteten under plantagen (boring 7 og 8) og den tilsvarende under de dyrkede arealer (boring 6, 9 og 10). Boringerne 7 og 8 har allerede i de øverste prøver meget lave nitratkoncentrationer (<1mg NO_3/l) selvom jernkoncentrationen viser, at vandet er oxideret i de øverste lag. Samtidig er kloridkoncentrationerne så lave, som det forventes, hvis nedbørens klorindhold alene er kilde til grundvandets kloridindhold. Under de dyrkede arealer kan man udfra normal tilførsel af gødning skønne, at kloridkoncentrationen vil være 20-25 mg Cl/l, hvis der ikke er andre forureningskilder. I boring 6, 9 og 10 findes niveauer fra 31-15 mg Cl/l. Disse foreløbige undersøgelsesresultater sandsynliggør, at agerdyrkning i et område som det undersøgte, medfører stigende nitratkoncentrationer i områdets vandløb og i det øverste grundvand.

Undersøgelserne fra 2 drænsystemer 1970-74 fra et skovområde på Sjælland viser tydeligt lavere koncentrationer af nitrat med tilsvarende undersøgelser af drænvand fra agerland på Sjælland i 1967 (Kristiansen, 1976). Koncentrationerne var henholdsvis 2,5 og 3,1 mg NO_3/l fra skovområdet og 30-50 mg NO_3/l for Turebyholm. Dette viser, at også fra et område som det østsjællandske, er nitratkoncentrationen i drænvand fra et skovareal væsentlig lavere end i drænvand fra et agerland.

Larsen (1977) har sammenstillet forskellige undersøgelser af nitratudvaskningen fra dyrkede områder.

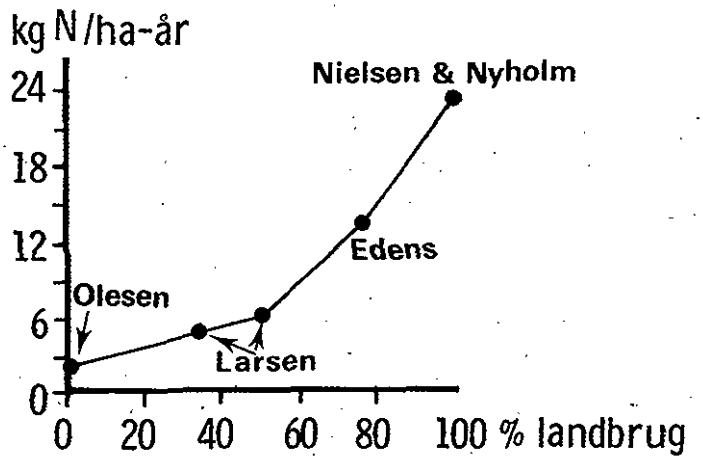


Fig. 1.17 Nitratudvaskningens afhængighed af % landbrug i oplandet. (Efter Larsen, 1977).

I figur 1.17 ses, at udvaskningen af nitrat afhænger af % landbrugsareal i oplandet på en sådan måde at nitratudvaskningen stiger med landbrugets andel af arealanvendelsen.

Indenfor Gudenåens opland er der gennemført undersøgelser af afstrømningen fra 2 landbrugsområder og ét blandet skovlandbrugsområde for at opgøre de diffuse kilder. Se tabel 1.18. De diffuse kilder udgøres af næringsstoftilførsel fra skov- og landbrug og består af overfladestrømning samt tilførsel med drænsystem og grundvand.

	Arealanvendelse	jordtype	opland	kg/ha/år total N	kg/ha/år total P
Granslev Å	50% skov 50% landbrug		43 km^2	7.0	0.15
Gjelbæk	landbrug	svær lerjord	12 km^2	25	0.43
Vodbæk	landbrug	sandet lerjord	11 km^2	14	0.17

(Gudenåundersøgelsen, 1977)

Tabel 1.18 Afstrømning af kvælstof og fosfor fra 3 områder i Gudenåens opland.

Arealanvendelsen ses af tabellen at have en væsentlig betydning for koncentrationer af N og P i afstrømningsvandet. Udvaskningen fra et delvist udyrket areal er tydelig mindre end fra et udprøget landbrugsareal.

På Askov forsøgsstation er der udført forsøg for at belyse hvilken indflydelse sædskiftet har på jordens kvælstofindhold. Se fig. 1.18.

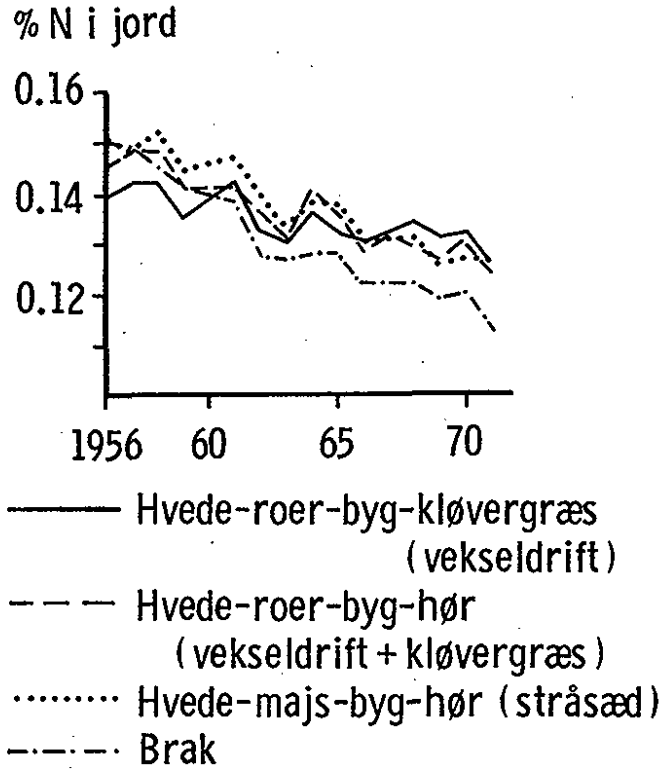


Fig. 1.18 Sædskiftets indflydelse på jordens kvælstofindhold. Markforsøg på Askov lermark. (Lindhard, 1973).

Kurverne viser svingninger fra år til år, men det er tydeligt at vekseldrift med kløver bevarer et højere kvælstofindhold i jorden end vekseldrift uden kløver. Faldet i kvælstofindholdet i jorden er størst, hvor jorden er vegetationsløs (brak).

På figur 1.19 ses resultaterne af en undersøgelse af afgrødernes betydning for nitratudvaskningen (Hansen, 1977).

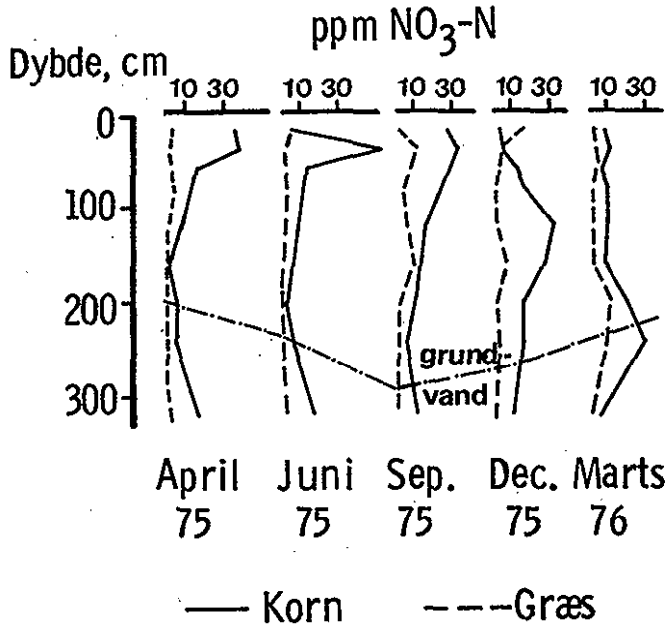


Fig. 1.19 Nitratkoncentrationen i jordvandet, ppm. Sandjord, vandet korn og græs (Hansen, 1977).

Nitratudvaskningen er væsentlig større fra kornafgrøder end fra græsafgrøder. Det skyldes navnlig at mineralisering af rod og stub efter kornhøsten sker på et tidspunkt, hvor marken er vegetationsløs.

På marskjorden ved Højer undersøges jordvæskens indhold af plantenæringsstoffer ved forskellige behandlingssystemer. Tabel 1.19 viser kvælstofudvaskningen under 80 cm dybde.

	1977 - 78	1978 - 79
Overskudsnedbør	400 mm	200 mm
Pløjning	39	19
Halm	-	11
Ubehandlet	17	6
Halm og efterafgrøde	8	3

(Hansen, 1980)

Tabel 1.19 Kvælstofvedvaskning til 80 cm dybde kg N pr. ha Marskjord Højer.

Traditionel jordbehandling, der afsluttes med pløjning, ses at give det største kvælstoftab. Halmiblanding nedsætter kun tabet lidt. Ved at undlade efterårsjordbehandlingen mindskes kvælstofnedvaskningen betydelig, og ved såning af efterafgrøde kan kvælstofnedvaskningen næsten undgås. Hvelplund og Østergård (1979) viste i overensstemmelse hermed at dyrkning af efterafgrøder på en sandblandet lerjord effektivt kan opsamle den dannede nitrat og derigennem hindre nedvaskning.

1.5.2 Markvanding, indflydelse på nedsivningen

For at opnå det maximale udbytte af landbrugsproduktionen er der flere steder i landet behov for vanding.
Det er især på sandjord at vandbehovet er større end nedbøren. Aslyng (1978) angiver nedbørsunderskuddet til 100 mm/år.
I 1977 blev 9% af landbrugsarealet vandet i Ringkøbing og Ribe amter henholdsvis 210/0 og 320/0-
Landbrugsministeriet (1978) skønner, at der i Danmark er behov for vanding af godt 50% af landbrugsarealet.

Markvanding finder sted om sommeren, især i maj, juni, juli, når vandføringen i vandløb er lille. Selvom der vandes med grundvand, reducerer det sommervandføringen yderligere, hvis indvindingen ikke sker langt fra vandløb. Vandindvindingen vil desuden medføre, at der sker en ringere fortynding af de tilledte forurenende stoffer, med en heraf følgende risiko for forringelse af vandkvaliteten.

Vandingens indflydelse på udvaskning af plantenæringsstoffer er især undersøgt for nitrat.

Tabel 1.20 og 1.21 viser resultater fra et vandingsforsøg-

Afgrøde	Periode	Nedbør mm	Vanding mm	Afstrøm. t. grundvand mm		
				Vandet	Uvandet	vandet/uvandet %
græs	apr.okt.	297	302	133	71	62
	okt.apr.	377	o	319	296	23
byg	apr.okt.	297	119	76	58	18
	okt.apr.	377	o	324	316	8

(Bennetzen, 1979)

Tabel 1.20 Merafstrømning ved vanding af græs og korn, m.m. Sandjord ved Jyndevad, gns 1965/76 og 1976/77.

Vanding forøger afstrømningen både i og udenfor vandingsperioden.

Afgrøde	Tilført kg N/ha	Høstet kgN/ha	Ændring i lager Uorganisk	Organisk	Udvasket kgN/ha	gns.konc. ppm NO_3-N
Græs, V	264	272	1	-32	23	5
Græs, Uv	194	125	-1	-16	86	23
Byg, V	123	91	-1	-26	59	15
Byg, Uv	111	56	-2	9	48	13

(Bennetzen, 1979)

Tabel 1.21 Kvælstofbalance i kg N pr ha. April til april, gns. af 1974 til 1976. Sandjord Jyndevad. v= vandet, Uv - uvandet.

Udvaskningen af kvælstof er 63 kg N/ha større fra uvandet end fra vandet græsmark, mens udvaskningen for bygmarken er 11 kg N/ha mere på vandet end på uvandet mark. Den iagttagende forskel kan skyldes, at vanding af markerne har haft en gunstig virkning på biomassen, således at rod- og stubbiomassen efter høst har været større på vandet mark, samtidig har den biologiske omsætning været begunstiget af et større vandindhold på de vandede marker. Begge forhold betyder større frigivelse af nitrat. Vanding bevirker at afgrøder er i stand til at optage kvælstof i hele vækstperioden, og den merafstrømning, vandingen medfører (se tabe 1.20) har kun betydet øget udvaskning af nitrat på marker, der er vegetationsløse i vinterhalvåret. På vedvarende græsmark ses derimod en redutkion i udvaskning af nitrat, da den frigivne kvælstof indgår i biomassen.

Udvaskningens indvirkning på grundvandets kvalitet afhænger af, i hvilket omfang vandets nitratindhold vil blive omdannet ved nedsivning gennem jordlagene til grundvandet.

1.5.3 Forureningsrisikoen ved anvendelse af handelsgødning

For at undersøge kvælstoftilførslens indflydelse på kvælstofudvaskningen gennem drænvand, er der på et 5 ha stort drænet areal ved Kolding anlagt et markforsøg over 10 år. De første 2 års resultater er opgjort og ses i tabel 1.22 (Kjellerup, 1975a).

År	Tilført kvælstof kg/ha	Udbytte kærne kg/ha	halm kg/ha	N-optagelse i kærne og halm kg/ha	Kvælstoftab i drænvand kg/ha
		1973-74			
1973-74	0	35.6	-	54	12.5
	55	48.0	-	80	13.4
	110	52.1	-	98	16.0
	165	45.5	-	104	19.1
		1974-75			
1974-75	0	40.8	20.1	58	15.0
	55	56.7	31.5	89	17.6
	110	61.2	29.2	110	22.4
	165	59.2	28.9	114	31.7

(Kjellerup, 1975 a)

Tabel 1.22 Kvælstofoptagelse i byg og kvælstoftab med drænvand ved tilførsel af kvælstof som kunstgødning.

Der er for begge år en tydelig sammenhæng mellem tilført kvælstof og kvælstoftab i drænvand. Jo større kvælstoftilførsel, jo mere kvælstof udvaskes. Udvaskningen af kvælstof i drænvand var størst i 1974-75, hvilket kan tilskrives en større vinternedbør.

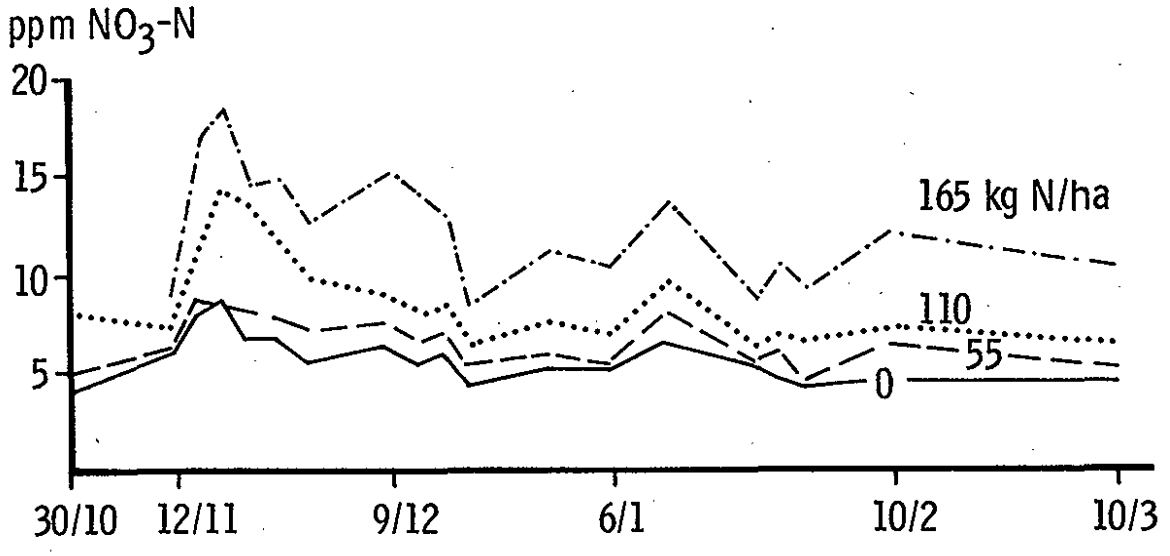


Fig. 1.20 Koncentration af nitrat i drænvand i vinterperioden 1974-75 for forskellige gødningsniveauer tilført bygafgrøder på lerjord. (Kjellerup, 1975).

De højeste nitrat-N koncentrationer er fundet i begyndelsen af perioden, men koncentrationen stiger tydeligt med øget anvendelse af kvælstof og viser en markant forøgelse, når gødningstilførslen overstiger normalforbruget på 110 kg N/ha. Ved den økonomisk optimale kvælstofanvendelse til byg - 110 kg N/ha har der været en større kvælstofudvaskning i drænvand, end hvor der ikke er anvendt kvælstofgødning. Forøgelsen af drænvandets kvælstofkoncentration er maximalt blevet fordoblet.
Ved tilførsel af over 110 kg N/ha til byg kan der forventes stigende kvælstofudvaskning og kvælstofkoncentration i drænvand.

1.5.4. Forureningsrisikoen ved anvendelse af naturgødning.
Ved Askov forsøgsstation blev der i 1973-76 udført et lysimeterforsøg med det formål, at vurdere nedvaskningsfaren ved anvendelse af husdyrgødning.

I tabel 1.23 ses resultaterne fra forsøget (Nemming, 1977).

	Mineralstofudvaskning g pr m^2 gens. 1973/74-76/77											
	1	2	4	2,5	5	10	5	10	20	10	20	40
	NPK i kunstg.						kg gylle pr. m^2					
	hvert år			hvert år			hvert 2. år			hvert 4. år		
lerjord												
NO_3-N	2	3	3	3	3	4	3	3	3	3	3	4
P					0,01 i alle forsøgsled							
K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Na	3	2	2	3	3	2	3	2	2	2	2	2
Ca	35	38	44	36	32	37	33	34	31	33	35	36
Mg	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Cl	7	10	15	6	7	9	5	5	7	4	4	5
S	7	9	11	5	5	6	5	5	6	5	6	7
mm gennemsivningsvand pr m^2	385	181	191	404	364	370	396	382	338	384	400	393
Sandjord												
NO_3-N	4	5	5	4	5	7	4	5	5	5	5	7
P					0,02 i alle forsøgsled							
K	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Na	4	4	4	5	5	6	4	4	4	4	4	4
Ca	41	44	48	39	40	45	35	38	39	38	36	43
Mg	3	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	3
Cl	15	18	24	14	15	19	12	13	13	12	11	12
S	10	11	14	8	8	9	6	8	9	8	8	9
mm gennemsivningsvand pr m^2	485	473	444	478	482	444	450	432	426	466	435	416

(Nemming, 1977)

Tabel 1.23 Belastning af jorden med stigende mængder husdyrgødning, lysimeterforsøg ved Askov 1974-77.

Den største udvaskning af nitrat, svovl og calcium er sket efter tilførsel af 10 kg gylle pr m^2/år og 40 kg gylle pr m^2/4 år. Fosforudvaskningen har været uden betydning. Resultaterne viser, at det mindste tab af husdyrgødningens indhold af næringsstof fås jo relativt mindre mængder, der anvendes. Tilførsel af store mængder gylle af en gang giver den største fare for udvaskning.

I tabel 1.25 ses at udvaskningen for samme nitrogentilførsel i NPK-gødning og gylle er næsten lige store. Selvom resultater fra lysimeterforsøg ikke direkte kan sammenlignes med drænvandsundersøgelser under naturlige forhold, får man et relativt mål for udvaskningsfasen ved anvendelse af forskellige gødningsmængder og former. Forureningen som følge af intensivt husdyrhold kan ske ved pelsdyrhold, fjerkræhold, og malke- eller fedekvæg.

Den gødning og urin dyrene efterlader på jordoverfladen eller som anbringes i møddinger indeholder både organiske og uorganiske forbindelser der af nedbøren og spulevand ved rengøring kan nedvaskes i jorden. En meget stor del af kvægbestanden er koncentreret på sandjorden i midt- og vestjylland. Til gengæld findes de fleste svin i østjylland og på øerne. Ved at anbringe store husdyrkoncentrationer på sandede jorde øges faren for forurening, idet sandjord har stor ledningsevne, ringe nitratreduktionskapacitet og ofte frit grundvandsspejl (se afsnit 1.5), hvorved der åbnes mulighed for at nitraten kan spredes til dybere liggende lag ved diffusion. De jyske hedesletter er et eksempel på jord af denne beskaffenhed, men andre steder i landet findes lignende forhold.

I landets østlige egne findes såkaldte "svinefarme". Gyllen spredes på de tilliggende marker, hvor den foretrukne afgrøde er byg. Udvaskningen af nitrat er vist pludselig at stige, når kvælstoftilførslen øges stærkt til f.eks. korn, fordi næringsoptagelsen slutter, mens nitrifikationen stadig kan foregå. Der vil derfor også på de mere muldrige jorde lokalt være risiko for nitratudvaskning.

Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 120 af 29. marts 1973 indeholder retningslinier for indretning af stalde o.s.v. men den bedste sikkerhed for at undgå forurening fås ved at undersøge jordbunden før placering af store husdyrkoncentrationer.

1.5.5 Forureningsrisikoen ved anvendelse af spildevand.

Ved anvendelse af spildevand til vanding af dyrkede arealer eller ved udledning til nedsivningsbassiner kan der opnås en gødningseffekt især af N, P og K - samt en øget grundvandsdannelse. Samtidig vil tilførsel af næringsstoffer sammen med store vandmængder øge faren for en udvaskning til dræn- og grundvand. I hvilket omfang grundvandskvaliteten vil

vil ændres afhænger især af spildevandsmængde og -sammensætning, udledningsmetoder og hydrologiske forhold.

Kvælstof er normalt det næringsstof, der forekommer i størst mængde i spildevand. Med et vandforbrug på 200 l/person/døgn og med værdier for total kvælstof og total fosfor på henholdsvis 15 g/person/døgn og 5 g/person/døgn fås koncentrationer i spildevand på

total kvælstof:	75 mg/l
total fosfor:	25 mg/l (Miljøstyrelsen, 1979)

Ved udledning af urenset spildevand, vil der hvis nedsivningen sker under vandmættede forhold, ske anaerob nedbrydning, hvorved det organisk bundne kvælstof omdannes til ammonium.
I ammoniumholdigt spildevand vil ammoniumionerne i jorden udbyttes med andre absorberende kationer. Ombytningskapaciteten er størst i en humusrig og lerholdig jord, mens sand og grovkornet materiale vil have en ringe tilbageholdelsesevne. Såfremt ammoniumionerne ikke optages af planter eller omdannes til NO_3 vil de transporteres videre med det nedsivende vand, og jordlagene over de naturlige grundvandsspejl vil hurtigt mættes med ammonium, hvorefter næsten al ammonium og organisk bundet kvælstof i spildevandet vil blive transporteret ned til grundvandet som ammonium.
Hidtil har opmærksomheden mest været rettet mod nitrat. Da nitrat ikke tilbageholdes i jorden, følger det vandets bevægelse, hvorimod ammonium på grund af ionbytningsprocessen bevæger sig betydeligt langsommere. En eventuel nitratforurening vil derfor langt hurtigere end en tilsvarende ammoniumforurening kunne konstateres i vandindvindingsanlæg. Til gengæld vil en ammoniumforurening være af meget permanent karakter.
I miljøstyrelsens rapport "Jord som recipient for spildevand" (1979) er forureningsrisikoen ved udledning af spildevand til jord udførligt gennemgået, og der henvises til denne for nærmere belysning af problematikken. Her skal konklusionen kort refereres.
Ved udledning af moderate mængder husspildevand til bevokset jord vurderes risikoen for forurening af jord og grundvand at være forsvindende, men udledning til nedsivningsbassiner kan give kvalitetsændring af grundvand. Ved udbringning på vanskeligt gennemtrængelig jord og i frostperioder kan der ske afstrømning til vandløb og søer.

1.5.6 Forureningsrisikoen ved disponering af fast affald.

Slutdeponering af fast affald fra urbane områder (råaffald, forbrændingsrester, kompost, spildevandsslam)kan påvirke vandkvaliteten og overfladevand og grundvand. Slutdisponeret fast affald rummer en risiko for vandforurening, fordi infiltreret vand kan opstemme og opløse forureningskomponenter i affaldet og transportere disse enten direkte med overfladeafstrømning til recipienter eller via nedsivning til grundvandet.

Andersen og Christensen(1977) har ved gennemgang af litteratur fundet at påvirkningen af dræn- og grundvand som følge af disponering af fast affald ikke tegner et klart billede, hvilket især skyldes, at der i ringe omfang er foretaget undersøgelser af vandkvaliteten i nærheden af disponeringspladser for fast affald - nok fordi slutdeponering ofte foregår på jorde af ringe jordbrugsmæssig værdi. En anden faktor, der er med til at sløre en eventuel forureningseffekt er, at nedsivningsvandet afhængig af jordbundsforholdene kan være adskillige år forsinket.

Slutdisponeringen af fast affald sker ved deponering på lossepladser og lignende, og ved spredning på jord enten i "tykke lag" eller ved opblanding i jord.
Ved deponering på godkendte lossepladser vil nedsivningsvandet oftest blive opsamlet og renset, hvilket mindsker forureningsrisikoen. Udlægning af kompost og stabiliseret slam i tykke lag kan tænkes benyttet i forbindelse med retablering af plantedække på afgravede arealer, afskovede arealer samt ved anlægsarbejder. Arealernes udstrækning vil oftest udelukke en dræning og opsamling af perkolat, hvorfor der er en risiko for forurening af dræn- og grundvand. Opblanding af jord og kompost og stabiliseret slam er aktuel i landbrug, gartneri og plantager. Lagtykkelsen er lille, men de benyttede arealer omfangsrige. Også ved denne form for disponering opstår der fare for dræn- og grundvandsforurening.

Der vil dog hvor slagger udlægges i tykke lag blive krævet overdækning med et lavpermeabelt lag - hvorved perkolatproblemet mindskes.

Pedersen (1977) har sammenlignet de udvaskede stofmængder fra fast affald med påvirkningen fra andre forureningskilder i samme område og fundet at slagger i tykke lag anvendt som bundsikring synes at udgøre en ringe forureningsrisiko for vandkvaliteten dels fordi ind-

holdet af næringssalte i perkolat, sammenlignet med andre kilder, er af samme størrelsesorden, og dels fordi der ved anvendelse af slagger som bundsikring sædvanligvis vil blive krævet overdækning og dermed mindsket nedvaskning. Fra kompost og slam disponeret i tykke lag er det beregnet, at mængden af NO_3-N, der udvaskes pr år er ca 600 kg/ha/år fra slam og mængden af total-N er ca 500 kg/ha/år fra kompost. Sammenholdes dette med drænvandsundersøgelserne fra 1971-77 hvor total-N er fundet udvasket i en mængde på 21 kg N/ha (se tabel 1.8) hvoraf hovedparten er NO_3-N, må udlægningen af kompost og slam i tykke lag f.eks. i forbindelse med retablering være en væsentlig kilde til lokalforurening af dræn- og grundvand.

Stof	Slamdispergerede jorder	Normaltgødede jorder
N	4	2
P	0.003	0.003
Ca	10	10
Mg	1	0.8
Na	2	1.5
K	0.5	0.1
C1	2	5

(Pedersen, 1977)

tabel 1.25 x) Udvaskede stofmængder fra slamdispergerede jorder (5 tons TS/ha) og normaltgødede jorder, mængder angivet i g pr m^2 pr år.

x) (tabel 1.24 er udgået)

Af tabel 1.25 ses at udvaskningen fra slam anvendt i jordbruget er af samme størrelsesorden som nedvaskningen fra normalgødet jord. Anvendelse af slam i den angivne mængde, kan på baggrund heraf ikke vurderes at rumme en yderligere foureningsrisiko for dræn- og grundvand.

Askov forsøgsstation startede i 1973 mark- og lysimeterforsøg med slam som kvælstofgødning for bl.a. at belyse nedsivningsrisiko ved anvendelaf slam i jordbruget.
Resultaterne fra lysimeterforsøget viste at nedvaskningstabet for nitrat er størst, hvor tilførslen har været størst. Anvendelsen af en højt spormetalbelastet slamtype giver mindre udvaskning end den lavt spormetalbelastet slamtype kan. Efter tilførslen af 4 t slamtørstof/ha for den lavt metalbelastede slamtype, ses der i alle jordtyper en nitrat nedvaskning, der er større end efter tilførslen af kunstgødning. Udvaskningen af kalium og natrium viser tendens til at være størst efter lavt metalbelastet slam og var stigende for stigende tilførsel. Det sidste gælder også for udvaskningen af calcium og magnesium.

Udfra det omtalte lysimeterforsøg samt markforsøg konkluderes efter 2 års resultater (Statens jordbrugs- og vet. videnskabelige forskningsråd, 1976) at:
Udvaskningen af kvælstof efter slamtilførsel overstiger udvaskningen efter optimal tilførsel af handelsgødning ved tilførsel af 9 t slamtørstof pr ha. Udvaskningen af kvælstof er afhængig af afgrøde, jordtype og slamtype. Afgrøder med lang vækstperiode giver mindst udvaskningstal.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 1.5

Forureningsrisikoen ved anvendelse af plantenæringsstoffer.
I et homogent leromåde er der de bedste betingelser for reduktion af nitrat, inden det når grundvandet. Der er ingen risiko for nitratnedsivning i et sådant område. I et inhomogent leromåde findes gode muligheder for nitratreduktion, men der er fysisk utilstrækkelig kontakt mellem nitraten og de reducerende lag. Der vil derfor være fare for en vis nitratnedsivning til grundvandet. I et inhomogent sandjordsområde er betingelserne for nitratreduktion dårlige og der findes som følge heraf nitrat i det øverste grundvand. I et område med kridtlag lige under jordoverfladen og i området med frit vandspejl er nitratreduktionsmulighederne ringe og der vil forekomme nitrat i grundvandet.

Forløbet af overgangszonen mellem det nitratreducerende og nitratoxiderende lag vil bestemme blandingsforholdet i grundvandspåvirkede vandløb. Moderne intensiv landbrugsdrift kan medføre, at de reducerende stoffer i jordlaget opbruges, hvorved nitratfronten forskydes nedefter. Nitratindholdet i vandløbet vil følgelig stige.

Udvaskningsrisikoen af fosfor er i de fleste jorde ringe, fordi der sker fastlæggelse i jorden. På sandjorde kan tilførslen af store fosformængder nedvaske fosfor til relativ stor dybde. På mosejord kan fosforudvaskningen ligeledes være betydelig.

Blandt de næringsstoffer, der ikke er tungmetaller, giver kun svovlforbindelser nedvaskningsproblemer i visse jordtyper.

I grundvandsafhængige vandløb i et jysk hedesandsområde er koncentrationerne af nitrat og klorid og i mindre grad koncentrationen af kalium og natrium størst, hvor vandløbets opland domineres af agerland,

og lavest, hvor oplandet domineres af plantage eller hede. Agerdyrkning i Karup Å"s opland medfører stigende nitratkoncentrationer i områdets vandløb og i det øverste grundvand. Også fra østsjællandske områder er nitratkoncentrationen i drænvand fra et skovareal væsentlig lavere end fra et agerland. Udvaskningen af nitrat afhænger af procent landbrugsareal i oplandet på en sådan måde, at nitratudvaskningen stiger med landbrugets andel af arealanvendelsen.

Undersøgelser af sædskiftets indflydelse på jordens kvælstof-indhold viser, at nitratudvaskningen er væsentlig større fra kornafgrøder end fra græsafgrøder, og effekten er størst på lette sandjorde. Traditionel jordbehandling der afsluttes med pløjning giver det største kvælstoftab, mens såning af efterafgrøde betyder at kvælstofudvaskning næsten helt undgås.

Vanding bevirker at afgrøder kan optage kvælstof i hele vækstperioden, og der er kun iagttaget øget udvaskning af nitrat på marker, der er vegetationsløse i vinterhalvåret. Vanding på vedvarende græsarealer giver derimod reduktion i udvaskning af nitrat.

Ved tilførsel af stigende mængder handelsgødning til byg. på lerjord måles en stigende kvælstofudvaskning. Stigningen er mest markant for tilførsel på over 110 kg N/ha. Udvaskningen af næringsstoffer ved anvendelse af kunstgødning er større på sandjord end på lerjord.

Udvaskning af næringsstoffer fra husdyrgødning er mindst når der anvendes relativ små mængder. Udvaskningsrisikoen er størst ved anvendelse at store mængder gylle på én gang. Kvælstofudvaskningen er for samme kvælstoftilførsel med kunstgødning og gylle, stort set ens.

Nedsivningsfaren fra koncentrerede husdyrhold er størst for nitrat, især i sandjordsområder som de jyske hedesletter. Lokalt kan der opstå risiko for stor nitratudvaskning på muldrige jorde.

Ved udledning af moderate mængder husspildevand til bevokset jord er risikoen for forurening af jord og grundvand forsvindende, men udledning til nedsivningsbassiner kan give kvalitetsændring af grundvand. Ved udbringning på vanskeligt gennemtrængelig jord og i frostperioder kan der ske afstrømning til vandafløb og søer.

Slutdisponering af fast affald på jord viser, at kompost og slam disponeret i tykke lag ved retablering må betragtes som en potentiel kilde til lokalforurening af dræn- og grundvand. Udvaskningen fra jorde, hvor der er anvendt 5 tons slam TS/ha, synes ikke at give nedsivningsrisiko udover den, der forventes fra normaltgødede jorde, men udvaskningen af kvælstof efter en slamtilførsel på 9 TS/ha er større end fra normalgødet jord.

1.6 PÅVIRKNING AF FLORA OG FAUNA

1.6.1 Forandringen i jordbundsforhold

Jordens struktur og dermed dens frugtbarhed kan forringes, hvor jorden kun gødes med kunstgødning og ikke tilføres organisk stof gennem naturgødning. Ved omsætningen af organisk stof sker der en langsom frigivelse af næringssalte, hvilket fremmer en gunstig mikrobiologisk aktivitet i jordlaget. Jorden bliver som følge heraf mere løs og åben, og tillader passage af den nødvendige vand og iltmængde til de biologiske processer i jorden. Siden anvendelsen af kunstgødning begyndte har der været tvivl om at jordens produktivitet kunne opretholdes ved brug af kunstgødning alene. Ved Askov forsøgsstation blev der i 1893 anlagt langvarige gødningsforsøg, og siden 1923 er der foretaget humusbestemmelser.

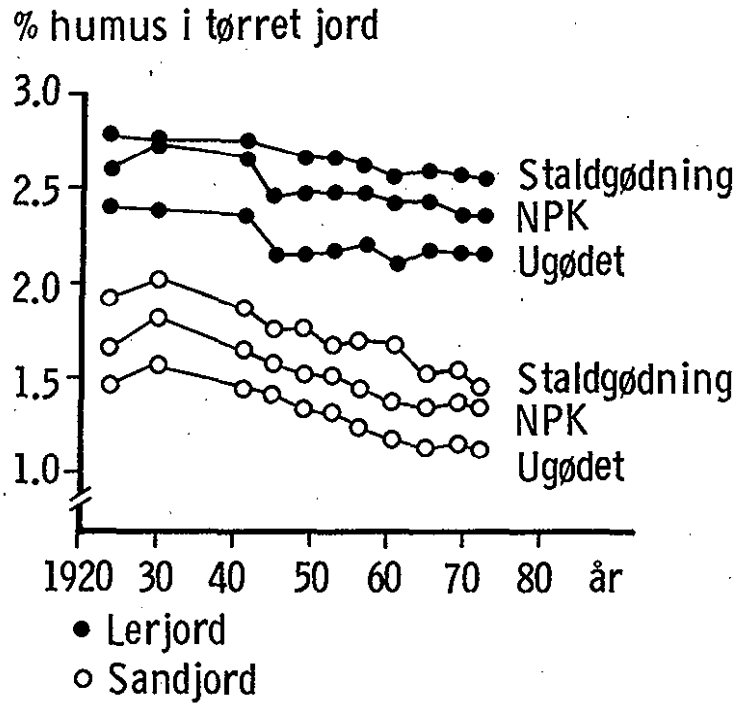


Fig. 1.21 Humusbestemmelser i de langvarige forsøg på Askov 1923-1972. (Efter Nemmig, 1979).

Det laveste humusindhold findes på jorde, der ikke er blevet gødet, mens staldgødning giver større humusindhold end kunstgødet jord. Den generelle tendens til lavere humusindhold fra 1923-72, der ses uafhængig af gødningstype og jordtype kan forklares med, at der ved anvendelse af traktorer i landbruget er mulighed for dybere pløjning, hvorved der sker en iblanding af jord med lavere humusindhold (Nemming, 1979). En anden forklaring er at mekaniseringen i landbruget har bevirket, at større og tungere maskiner nu anvendes, og der sker derfor en sammentrykning af jorden. Derved opstår dårlige vand- og iltforhold, som forringer livsbetingelserne for mikroorganismerne.
Bestemmelse af jordens kvælstofindhold er ligeledes foretaget fra 1923-72. Resultaterne viser i overensstemmelse med fig. 1.21 at det laveste kvælstofindhold findes efter ugødet jord, og det højeste efter staldgødning, mens kunstgødet jord placerer sig midt imellem.

Svovldioxidemission giver som vist i afsnit 1.1.1 anledning til nedbørsforsuring. Det kan medføre øget udvaskning og ændrede vækstbetingelser for plantevæsken på en lokalitet. I Danmark kan der kun forventes en øget udvaskning på i forvejen sure og næringsfattige uopdyrkede jorde vest for israndslinjen. Spredning af kalk og gødning i jordbruget i disse egne vil mindske effekten på dyrkede arealer, idet pH-puffer-kapaciteten er stor. Derimod er der risiko for uhensigtsmæssige forandringer i jordbunden udenfor dyrkede arealer. I det øvrige Danmark er jorden kalkholdig og sammen med gødningstilførslen i jordbruget vil risikoen for en forurenende effekt af jorden være ringe (Johnsen, 1979).

1.6.2 Påvirkning af arts- og populationssammensætningen

	Procent	
	1945	1968
Enårig	83,6	93,0
Flerårig (Rodukrudt)	14,1	4,9
Flerårig	2,3	2,0

(efter Streibig, 1978)

Tabel 1.26 Ukrudtets procentvise fordeling på livsvarighedsgrupper på landbrugsarealer i perioden 1945-1968.

Det ses af tabel 1.26 at der fra 1945-1968 er sket en stigning i de énåriges ukrudtsarters andel af ukrudtsfloraen på marken. Det skyldes nok en kombination af flere faktorer. Den ændring i landbrugets afgrøderotationsmønster, der er sket i de sidste 30 år har medført at kornarealet udgør ca. 65% af sædskiftearealet i 1977 (se afsnit 1.4). Det betyder forbedrede opformeringsmuligheder for enårige ukrudtsarter, mens kraftig kvælstofgødskning vil begunstige kvælstofyndende arter. Mekaniseringen har medført en ændret praksis i jordbehandlingen, hvilket giver gunstige vilkår for bestemte ukrudtsarter. Se tabel 1.27.

	% af totalt indhøstede ukrudtsfrø i avner og halm
Vellugtende kamille Énårig Rapgræs Hyrdetaske Kruset Skræppe Vindaks	90-60%
Ager-Svinemælk Korn-Valmue	ca.50%
Bleg Pileurt Storkronet Ærenpris Forglemmigej Hvidmelet Gåsefod Ager-Rævehale Vej-Pileurt Fersken-Pileurt Euglegræs	30-20 %
15 andre arter	15-1%

(efter Streibig, 1978)

Tabel 1.27 Ukrudtsarternes opformeringsbetingelser ved mejetærskeprocessen.

De nævnte faktorer viser sig at begunstige de samme ukrudtsarter, hvoraf nogle ydermere har vist sig at være temmelig resistente mod de virksomme stoffer, der dominerer ved den kemiske bekæmpelse i kornmarker. (Se afsnit 3.5.1.2.). Der er således i de senere år sket en ensretning af den vilde flora.

Undersøgelsen over 5 lavarter samt svovldioxidimmissionen i Københavnsområdet 1970-72 viser, at arternes udbredelse er afhængig af svovldioxidimmissionen, således at de svovldioxidfølsomme arter trænges tilbage fra de mest forurenede steder til fordel for mere robuste arter. (Johnsen og Søchting, 1973).
Regionale påvirkninger af svovldioxid er vanskelig at erkende p.gr.a. den lave svovldioxidimmission i landområder herhjemme.
Tilsyneladende er der dog sket forskydninger i udbredelsen af 2 meget følsomme lavarter, således at deres udbredelse i de sydlige egne, - hvor påvirkningen fra tyske industriområder gør sig gældende - er reduceret (Johnsen, 1979).Se fig. 1.22.

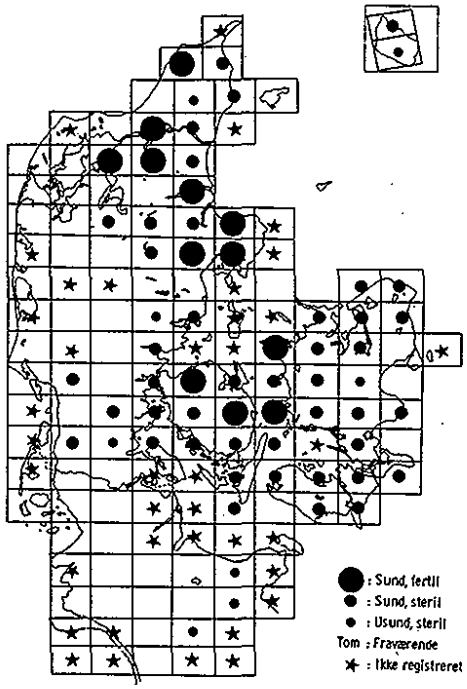


Fig. 1.22 Oversigtskort over Anaptychia ciliaris med bedste registrering indenfor hvert område. (Johnsen, 1979).

Et almindeligt træk for faunaens vedkommende er at opdyrkning medfører en betydelig reduktion i antal af arter, men en stigning i antallet af individer pr. arealenhed (Jørgensen, 1978). De dyr, der formår at tilpasse sig forholdene i det dyrkede land, vil således have større overlevelseschance, især hvis de yderligere ernærer sig af kulturplanter.

Danske forsøg, der direkte eller indirekte viser forskydninger i faunaen som følge af gødskning, nedbørens indhold af plantenæringsstoffer eller dyrkningspraksis, er få.

De senere år har dog skabt en stigende interesse for dyrkningsmetodernes indflydelse på jordbundsfaunaens livsbetingelser.

Der er gennemført undersøgelser over gødskningens indflydelse på regnormebestandens størrelse i nogle forsøgsled med stigende mængder kunstgødning og staldgødning samt i ugødet jord. Resultaterne fremgår af tabel 1.28

	antal pr m^2			g pr m^2		
	unge	voksne	ialt	unge	voksne	ialt
ugødet	70	18	88	9	14	23
½ staldgødning	128	10	138	10	6	16
1 staldgødning	107	18	125	11	14	25
1½ "	103	17	120	13	11	24
2 "	148	8	156	12	4	16
½ kunstgødning	99	19	118	11	10	21
1 "	88	16	104	11	5	16
1½ "	91	16	117	14	12	26
2 "	81	33	114	12	21	33

(Nemming, 1979)

Det ses, at der har været det største antal regnorme i de staldgødede led væsentligt som følge af et forøget antal unge regnorme. I de kunstgødede led er der fundet det største antal voksne regnorme.

1.6.3 Produktionsforandringer

I afsnit 1.6.1 er det berørt hvordan forskellige påvirkninger af landbrugsarealet kan forringe jordens frugtbarhed. En følge heraf kan blive produktionsforandringer for såvel primær som sekundærproduktionen. Langtidsundersøgelser, der belyser denne problematik mangler.

1.6.4 Kvalitetsændring af afgrøder som følge af gødningstilførsel

Gødningsstoffer anvendes for at forøge produktionen af levnedsmidler, men de kan optræde som forureningskilde i levnedsmidler. Især bladgrøntsager kan optage større mængder nitrat ved kraftig kvælstofgødning. Den øgede nitratoptagelse kan medføre, at planterne opsuger en uforholdsmæssig stor mængde vand, hvorved grøntsagen får et fortyndet ernæringsmæssigt indhold samtidig med et stort nitratindhold. Det er især nitratforureningen, der er betænkelig, ikke for en voksenernæring, da den daglige acceptable dosis (ADI) sjældent overskrides, men for spædbørn kan der opstå sundhedsfare, fordi nitrat i deres tarmsystem kan omdannes til nitrit, der har en lavere ADI værdi. Forøget indtagelse af nitrat vil dog altid være betænkelig på grund af faren for dannelse af kræftfremkaldende nitrosaminer.

Anvendelsen af koncentreret handelsgødning er i afsnit 1.1.2 vist at være stigende, formålet er at opretholde en stor planteproduktion og eventuel forøge denne, men derved kan der ske en mindskelse af jordens reserve af andre stoffer. Næringssammensætningen i planterne vil således ændres i ugunstig retning og deres ernæringsmæssige værdi forringes. En sammenligning af tidligere dyrkede afgrøders mikronæringsstofindhold og indholdet i de dyrkede afgrøder i dag er ikke mulig, da undersøgelsen af mikronæringsstofsammensætningen i afgrøder er ret ny.

SAMMENFATNING EFTER AFSNIT 1.6

Feltundersøgelser over ændringer i mikroorganismernes nedbrydningsaktivitet, forandringer i jordens kemiske sammensætning, arts- og populationsforandringer, produktionsforandringer og kvalitetsforringelse af afgrøderne som følge af forurening med plantenæringsstoffer er kun i ringe omfang belyst under danske forhold.

Humus- og kvælstofindholdet er lavere i jorde, der udelukkende bliver kunstgødet end i jorde, der får tilført staldgødning.

Den stigende kvælstoftilførsel til landbrugsarealet, sammen med ensidigt afgrødevalg og øget mekanisering har været medvirkende til den ensretning af den vilde flora, der er sket i de senere år.

Regnormebestanden - som er afgørende for at jordens frugtbarhed opretholdes - er større i jorde, der gødes med staldgødning end i jorde, der gødes med kunstgødning.

Nedbørsforsuring som følge af svovldioxidimmission kan give forøget udvaskning af næringssalt fra sure og næringsfattige udyrkede jorde vest for israndslinien, mens gødningstilførslen og kalkning på dyrkede arealer mindsker effekten på grund af puffer virkningen.

Øget SO_2 indhold i atmosfæren kan lokalt og til en vis grad regionalt være afgørende for SO_2-følsomme lavers udbredelse.

1.7 FREMTIDIG FORURENING MED PLANTENÆRINGSSTOFFER

1.7.1 Anvendelse af handelsgødning i jordbruget.

Den foreliggende redegørelse over forureningsrisikoen med plantenæringsstoffer viser, at kvælstoftilførslen til det terrestriske miljø på nuværende tidspunkt rummer en forureningsrisiko især for vore grundvandsresourcer. Forbruget af kvælstof i handelsgødning er siden 1970 i gennemsnit øget med 6 kg/ha/år, mens forbruget af fosfor og kalium er steget i gennemsnit med henholdsvis 0,1 kg/ha/år og - o,4 kg/ha/år. Fortsætter denne tendens vil forbruget i 1985 af kvælstof, fosfor og kalium være 156 kg N/ha/år, 21 kg P/ha/år og 46 kg/ha/år.

Da kvælstoftilførslen med handelsgødning for landet som helhed udgør det største bidrag til den totale kvælstoftilførsel (se afsnit 1.3) må de uheldige effekter i det terrestriske miljø, som tilskrives kvælstof, i fremtiden forventes at forstærkes som følge af stignig i kvælstofforbruget via handelsgødning.

1.7.2 Anvendelse af spildevand og spildevandsslam i jordbruget.

Slamproduktionen er skønnet til i 1985 at være 1.739.000 t slam/år (15% slamtørstof) (Miljøstyrelsen, 1978a). Det svarer til 261.000 TS/år. Ud fra prognoserne fra Vestsjællands amt vil slutdisponeringen i jordbruget i 1977 være nogle få procent mindre end i 1985. Regnes for hele landet at ca. 42% disponeres i jordbruget i 1985, skal der aftages 110.000 TS/år mod 40.500 TS/år i 1977. Anvendes der den maximale tilrådelige slammængde 15 TS/ha/år, vil der i 1985 skulle bruges o,24% af landbrugsarealet mod 0,09% i 1977.

Prognoser for anvendelse af spildevand i jordbruget kan ikke fremskaffes. Det er derfor ikke muligt at forudsige den fremtidige belastning af landbrugsarealet med plantenæringsstoffer fra denne kilde.

1.8 REFERENCELISTE

Andersen, A.E. (1979) Næringsstoffernes kredsløb.
Ugeskrift for Jordbrug, nr. 26.

Andersen, C.E. (1978) Gødning som dyrkningsfaktor. Udvikling i tilførsel af plantenæringsstoffer og sporstoffer til dansk landbrugsjord.
Ugeskrift for Jordbrug, nr. 19.

Andersen, L. og Christensen, T.H.(1977) En vurdering af fast affald som kilde til vandforurening.
Nordforsk. Miljövårdssekretariatet, publ. 2.

Aslyng, H.C. (1978) Miljø og jordbrug.
DSR.-forlag, KVL.

Bennetzen, F. (1978) Vandbalance og kvælstofbalance ved optimal planteproduktion. 3 modeller og resultater.
Tidsskrift for planteavl, bd. 82, nr. 2, s. 191-22o.

Christensen, W. (197o) Nitrat i overfladevand og grundvand.
Hedeselskabets Tidsskrift, bd. 91, s. 5o-6o.

Danmarks Statistik (1977) Statistiske meddelelser 11.

Danmarks Statistik (1978) Statistisk tiårs oversigt.

Fischer, J. (1971) Udvaskning af plantenæringsstoffer i drænvand.
Hedeselskabets Tidsskrift, bd. 92.

Forureningsrådets publikation nr. 16 (1971) Plantenæringsstoffer.
Forureningsrådets sekretariat.

Gudenåundersøgelsen (1977) Kilder, søer og vandløb.
Samlerapport.
Vandkvalitetsinstituttet.

Handelsgødningsstatistik (1977).

Hansen, J. Aa., Christensen, T.H. og Tjell, J.chr. (1979)
Jord som recipient - et synspunkt.
Ugeskrift for Jordbrug nr. 1o.

Hansen, L. og Pedersen, F.E. (1975) Drænvandsundersøgelsen 1971-74.
Tidsskrift for Planteavl, bd. 79, s. 67o-688.

Hansen, L. (1977) Vandbalance og kvælstofbalance.
Statens Planteavlsforsøg.

Hansen, L. (198o) Dyrkningsforanstaltninger for landbrugsjorden.
Ugeskrift for Jordbrug 1.

Henriksen, A. (1973) Tilførte mængder og former af plantenæringsstoffer.
NJF Tidsskrift, bd. 55.

Hovmand, M.F. (1976) Atmosfærisk nedfald i Danmark.
Rapport fra I.Ø.B. Københavns Universitet.

Hvelplund, K.E. og Østergaard, H.S. (1979) Dansk landbrugskvælstoføkonomi/økologi.
Ugeskrift for Jordbrug 29.

Jensen, F.P. og Torp, U. (1979) Luftkvaliteten i Danmark, vurderet på basis af foreliggende undersøgelser.
Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium, Risø.

Jensen, H.E. (1977) Kvælstofbalance og kvælstoftransport i dyrket jord.
Nordforsk. Miljövårdssekretariatet, publ. 2.

Jensen, J. (1962) Undersøgelser over nedbørens indhold af plantenæringsstoffer.
Tidsskrift for Planteavl, bd. 65.

Jensen, J. (1978) Indhold af B, F, Mn, Cu, Cd, Pb og Zn i drænvand.
Tidsskrift for Planteavl, bd. 82, nr. 4.

Jepsen, H.M. (1979) Erfaring og problemer i forsøg med sædskifte.
NJF Tidsskrift nr. 1.

Jepsen, H.M. (1980) Afgrødeudvalg og dyrkningssystemer.
Ugeskrift for Jordbrug nr. 1.

Johnsen, I. og Søchting, U. (1973) Influence of air pollution
on the epiphytic lichen vegetation and bark properties
of diciduous trees in the Copenhagen area.
Oikos, 24, 344-51.

Johnsen, J. (1979) Luftforurening. Effekter på vegetation og
jordbund.
Ugeskrift for Jordbrug nr. 29.

Jørgensen, J. (1978) Påvirkningen af faunaen.
LOK, Landbrugets oplysnings- og konferencevirksomhed.

Jørgensen, V. (1972) Nedbørens indhold af plantenæringsstoffer.
Ugeskrift for Agron. og Hort., bd. 1.

Jørgensen, V. (1974) Nedbørens indhold af plantenæringsstoffer
1970-74.
Statens forsøgsvirksomhed i Plantekultur.
Medd. nr. 1168.

Kjellerup, V. (1975a) Kvælstofgødningens indflydelse på drænvan-
dets indhold af nitratkvælstof.
Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur. Medd. 1220.

Kjellerup, V. (1975b) Om sammenhæng mellem stigende kvælstof-
mængder til korn og drænvandets næringsstofindhold.
NJF Tidsskrift, bd. 57.

Kofoed, A.D. og Lindhard, J. (1968-69) Mineralstofbortførsel
fra græsdækket jord i lysimetre.
Tidsskrift for Planteavl, bd. 72.

Kristiansen, H. (1976) Grundvand. Omsætning og kvalitet på udyrket mark.
Pers.medd.

Kristiansen, H. (1979) Karup Hedeslette.
DGU.

Landbrugsministeriet (1978) Vanding i jordbruget.
Betænkning 841, København, 159 s.

Larsen, V. (1977) Oversigt over diffus stoftilførsel til vandløb fra landbruget.
Nordforsk Miljøvårdssekretariatet, publ. 2.

Lind, A.M. og Pedersen, M.B. (1976) Nitrat reduction in the subsoil. I and IV.
Tidsskrift for Planteavl 8o s. 73-81 og 1o7-118.

Lindhard, J. (1973) Om kvælstoffets kredsløb.
Ugeskr. for Agron. og Hort., bd. 2.

Miljøstyrelsen (1978a) Notat vedrørende investeringer i affaldshåndtering og affaldsmængder på grundlag af amtskommunernes planlægning i medfør af miljøbeskyttelseslovens kap. 9. J.nr. M 3o35-32.

Miljøstyrelsen (1978b) Spildevandsslam som gødning i jordbruget.
Kortfattet fremstilling til orientering for brugere af slam.
J.nr. M 3oo1-8.

Miljøstyrelsen (1978c) Anvendelse af spildevandsslam som gødning.
Vejledning for producenter af slam og for tilsynsførende myndigheder.
J.nr. M 3oo1-8.

Miljøstyrelsen (1979) Jord som recipient for spildevand.
Statusrapport vedrørende jord som recipient for spildevand.
Miljøstyrelsen, April.

Miljøministeriet (1980) Bekendtgørelse nr. 6 af 4. januar.

Nemming, O. (1977) Staldgødningsanvendelse og- forurening.
Statens Planteavlsforsøg.

Nemming, O. (1979) Humusbalance og jordfauna i de langvarige gødningsforsøg ved Askov.
NJF, nr. 1.

Olesen, S.E. (1976) Midtvejsrapport for dansk slamforskning.
Delrapport 5. Slamanvendelse i nåleskovsplantager.
Statens jordbrugs- og veterinærvidenskabelige forskningsråd, København.

Pedersen, M.B. (1974) Grundvandsforurening som følge af intensivt husdyrhold.
Ugeskrift for Agronomer, 44, s. 824-26.

Pedersen, S.D. (1977) Tilførsel af forurening fra forbrændingsaffald.
Nordforsk. Miljövårdssekretariatet, publ. 2.

Statens Forsøgsvirksomhed (1972) Drænvandsundersøgelser 1971-72.
Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur, medd. 1068.

Statens jordbrugs- og veterinærvidenskabelige forskningsråd. (1976) Midtvejsrapport for dansk slamforskning.

Streibig, J.C. (1978) Påvirkning/ændring af floraen.
LOK, Landbrugets oplysnings- og konferencevirksomhed.

Troedsson og Nykvist (1973) Markvård og markläre.

Vandkvalitetsinstituttet (1978) Spildevandsslam som gødning i jordbruget. Kortfattet fremstilling til orientering for brugere af slam.
Miljøstyrelsen, J.nr. M 3001-8.

2. FORURENING MED SPORSTOFFER, HERUNDER TUNGMETALLER

Sporstoffer er karakteristiske ved at optræde i meget små koncentrationer i omgivelserne. Når især tungmetaller er blevet fremhævet i forbindelse med forurening, skyldes det faren for deres giftighed og dermed uheldig virkning i miljøet.

Tungmetaller omfatter en række essentielle stoffer for planter og/eller dyr, mens andre er ikke essentielle og udviser toksiske virkninger overfor levende organismer. Alle tungmetaller vil dog i større doser være mere eller mindre toksiske.

Metaller med dokumenteret toksiske virkninger overfor dyr og planter er tungmetallerne:

Cadmium	Cd
Cobolt	Co
Chrom	Cr
Kobber	Cu
Kviksølv	Hg
Mangan	Mn
Nikkel	Ni
Bly	Pb
Zink	Zn
Arsen	As
Vanadium	V

Af de ovennævnte metaller er cobolt, kobber, mangan og zink biologiske essentielle næringsstoffer.

De fleste tungmetaller eller rettere mange af deres kemiske forbindelser har selv i små koncentrationer en udtalt gifteffekt på levende organismer. Den artsspecifikke forskel kan dog være stor både for planter og dyr og dertil kommer, at den fysiologiske virkning ofte er meget forskellig for forskellige kemiske forbindelser af èt og samme grundstof, og antagonistiske/synergistiske effekter er kendte.

En af farerne ved tungmetalforureningen er som nævnt ovenfor den direkte toksiske effekt på de organismer, der kommer i forbindelse med stoffer, men optagelse af fysiologisk vanskeligt udskillelige tungmetaller i koncentrationer, der ligger under grænsen for synlige effekter, kan også være miljøskadelige. Dette er en følge af opkoncentreringen gennem fødekæden.

Tungmetaller tilføres det terrestriske miljø ad flere veje. Det kan ske ved nedfald fra atmosfæren enten som regn eller ved tørdeponering og en del tilføres ved brug af handelsgødning, hvor tungmetaller findes som urenheder. I de senere år sker der desuden tilførsel ved spredning af spildevand og spildevandsslam i jordbruget. Deponering og oplagring af affald giver også risiko for forurening med tungmetaller - især ved nedsivning. Endelig sker der til stadighed tilførsel via forvitring af mineraler og omsætning af organisk materiale i jorden.

Tungmetallerne kan følge forskellige veje i det terrestriske miljø for til sidst at ende i f.eks. mennesket. Fra luften vil tungmetaller dels deponeres direkte på de overjordiske plantedele, og nogle kan ad den vej optages i vegetationen, og dels afsættes på jordoverfladen, hvorfra der kan ske optagelse i vegetationen eller med tiden nedsivning til grundvandet. Ved spredning af kunstgødning eller slam/spildevand som jordforbedringsmiddel samt via deponering af affald påføres tungmetaller jorden direkte og kan derfra optages i vegetationen eller nedvaskes til grundvandet. Tungmetalforurenet drikkevand og vegetation kan blive til skade for alle senere led i fødekæden enten ved direkte konsum eller gennem andre led i fødekæden. Mange tungmetaller bindes stærkt til humus og lerhumuskomplekser i de øverste jordlag og fjernes meget vanskeligt igen. Der vil derfor med tiden kunne ske en akkumulering af tungmetaller i topjordlaget.
Akkumulering af tungmetal i jorden er mistænkt for at påvirke den mikrobiologiske omsætning i jorden og dermed dens frugtbarhed. Giftfaren for højere dyr beror hovedsagelig på akkumulering i vævet.

Undersøgelser af tungmetallernes indflydelse på miljøet, herunder også det terrestriske miljø, har internationalt koncentreret sig mere og mere omkring 3 metaller. Pb, Cd og Hg, som har vist sig at være til fare for den menneskelige sundhed. I 1972 udtalte FAO/WHOs ekspertgruppe, at for disse tre metaller er i dag den indtagelse, som mennesket har via kosten og via luften af samme størrelsesorden som det, der vurderes at være tilladeligt.
Undersøgelser af tungmetaller i husdyr tager specielt sigte på at vurdere deres anvendelse til menneskelig ernæring. Særlig i lever og nyrer kan der ske en akkumulering af tungmetal.
Undersøgelsen af tungmetalbelastningen af den vilde fauna er koncentreret om påvirkningen af fugle og vildt. Indenfor disse grupper findes mange arter, der er sidste led i fødekæden, og som sådanne mest udsatte

for den tungmetalforurening, der sker som følge af opkoncentrering gennem fødekæder.

Udover tungmetallerne er der metalloider, som har vist sig at give anledning til uheldige effekter i det terrestriske miljø.

2.1 TILFØRSEL AF SPORSTOFFER TIL DET TERRESTRISKE MILJØ

2.1.1 Atmosfærisk nedfald af sporstoffer

Måling af nedfaldet af spormetaller er i Danmark foretaget på to forskellige måder. 1) Ved bestemmelse af nedfald i tragtflaskeopstilling, som mål for våd- og tørdeponering og 2) ved biologisk monitorering. Direkte nedfaldsmålinger giver absolutte minimumsværdier for metaldeponeringen pr. areal pr. tidsenhed, mens målinger af biologisk materiale giver et relativt billede af metaldeponering på vegetationen.

Biologisk monitorering foretages på to principielt forskellige måder. Ved den ene metode benyttes, at forskellige arter har forskelig grad af tolerance overfor visse stoffer. Man kan derfor ved hjælp af artssammensætningen vurdere et områdes forurening med det pågældende stof. Den anden metode bygger på, at visse arter i særlig grad optager forureningskomponenter. Hertil kan enten benyttes arter, der er naturlig forekommende i et område, eller benyttes transplanteret materiale.
Ved bedømmelse af luftforureninger mosser og laver, der vokser på træer, særligt velegnede som monitororganismer. Dels fordi de som regel er afhængige af næringsstoftilførslen fra luften, og dels fordi de meget effektivt optager tungmetaller. Højere planter er vanskeligere at anvende som monitororganismer, bl.a. fordi de gennem rodnettet optager tungmetaller fra jorden. Desuden optages tungmetaller, der falder på bladoverflader ikke fuldstændigt, men adsorberes til overflader. Den adsorberede del vil af nedbøren kunne skylles af. Jord kan også anvendes som indikator for luftforurening, men vanskelighederne er her store på grund af forskelle i geologisk oprindelse.

Der er i løbet af de sidste 10 år foretaget adskillige fysiskkemiske målinger af nedfald og luftbårne partikler, men da disse påvirkes af kraftige korttidsvariationer, kræves der omfattende målinger over lang tid for at beskrive det gennemsnitlige luftforureningsniveau. Biologisk monitoring har adskillige fordele i forhold til andre metoder, der benyttes for at få et integreret billede af luftforureningen. Ved biologisk monitoring er det muligt på en mindre eksakt måde at beskrive områder

med høj metalbelastning. På grundlag af denne kan niveauet og mulige effekter på forskellige trofiske niveauer af metaltilførsel vurderes. Metoden giver således et relativt mål for den totale atmosfæriske belastning med metaller.

2.1.1.1 Metalnedfald målt ved direkte opsamling

år	lokalitet	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Cr	Mn	ref
1973	landdistrikt		210	5	38	490	25	6		Hovmand 1975
1975	-		76	2	18	160	6,5	5	100	1977c
gens			150 ±70	3.5 ±1.5	28 ±10	300 ±150	16	6	100	
gens 1973-75	landbrugsområde		177	3		230				Tjell 1976
1975-76	landbrugsområde		93	2		147				Hovmand 1979
1976-77	3 stationer på sjælland	0.7								Sevel 1977

tabel 2.1. Atmosfærisk nedfald af tungmetal over et baggrundsområde i g/ha/år, gens for hele landet.

Undersøgelsesperioderne 1973 og 1975 (Hovmand 1975 og 1977c) ligger så tæt på hinanden, at forskellene mere må betragtes som en variation end som en udviklingstendens.

Naturligt forekommer der en række stoffer inklusivt nogle metaller i atmosfæren. Af de betydeligste naturlige kilder til emission af fast stof til atmosfæren er havet og jordoverfladen.
Den menneskelige aktivitet i form af energiproduktion, industriel aktivitet, landbrug og transport har imidlertid medført en forøget emission af næsten alle metaller til atmosfæren. Hovmand (1977b)anfører, at de metaller, der viser den størst procentvise stigning, omfatter nogle af de metaller, som har størst anvendelse i industriproduktion: Pb, Zn, Cu, og følgestoffer som Cd, V og Ni se fig. 2.1

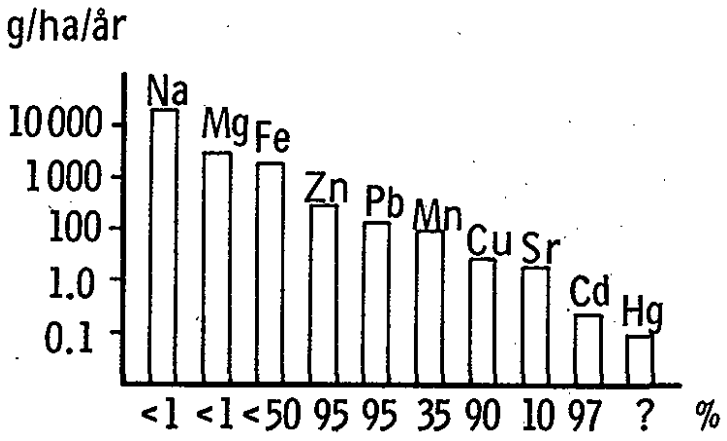


Fig. 2.1 Årligt atmosfærisk nedfald i Danmark af en række metaller. Gennemsnitsværdier for årene 1973 og 1975, angivet i g/ha/år. Den lodrette akse er logaritmisk inddelt. Under hver søjle er den anthrogogent emitterede andel angivet i %. (Hovmand, 1977c).

Det ses af figuren, at den menneskelige aktivitet næsten udelukkende betinger det atmosfæriske nedfald af Zn, Pb, Cu og Cd og for 50% nedfaldet af Fe.

Udviklingen i forureningstilstanden i storbyen kan synes af mindre interesse for det økologiske kredsløb på den dyrkede jord, men forureningsforholdene i byerne giver en ide om hvilken udviklingstendens, der må forventes i landdistrikterne.
Fra 30 målestationer i Storkøbenhavn blev der i 1973 opsamlet atmosfærisk nedfald. Resultatet ses fig. 2.2.

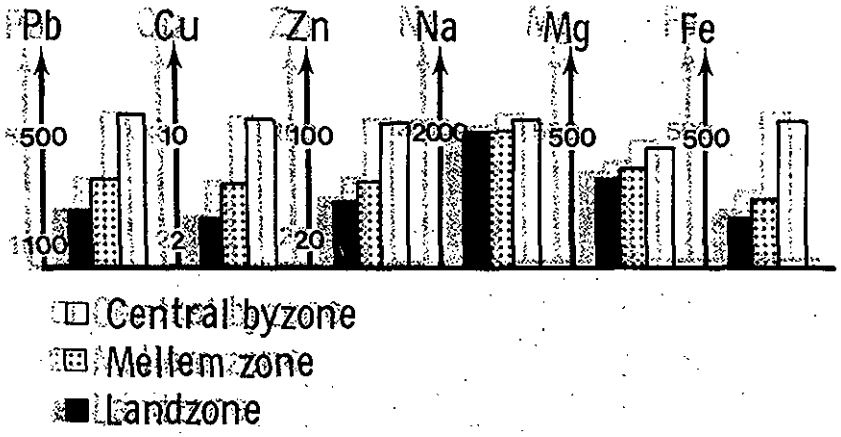


Fig. 2.2 Metalnedfald i København 1973 (g/ha/år). (Hovmand, 1975).

Det fremgår af figuren, at der er et øget nedfald i det centrale København med en faldende gradient ud mod landdistrikterne. Nedfaldet af tungmetallerne er ca. 3 gange større i den centrale zone end i landzonen.

Metalnedfald målt på 17 stationer fordelt over hele landet (Hovmand, 1977c) viser, at de største nedfaldsværdier forekommer i den syd-østlige del af landet med en aftagende gradient mod nordvest. Nedfaldet over nordvest-Danmark var 30% lavere end over sydøst-Danmark. Pb- Cd og Zn-nedfaldet blev vist at være signifikant højere i sydøst-Danmark end i nordvest-Danmark, og nedfaldet af Pb, Cd og Zn er jævnt fordelt over Danmark og de tilgrænsende farvande.
Nedfaldsmålingerne lader således formode, at størstedelen af nedfaldet i landdistrikterne har kilder uden for Danmark og er blevet transporteret hertil af sydlige og vestlige vinde.

Hovmand (1976) har gennem 2½år analyseret det atmosfæriske nedfald ved Keldsnor (Langeland) for bly (se tabel 2.2) og fundet, at regnbærende luftmasser, der har passeret Atlanten, indeholder signifikant mindre bly end regnbærende luftmasser, der har passeret Centraleuropa og England. På baggrund af dette vurderes det, at mindst 65% af blynedfaldet

over landdistrikter i Danmark stammer fra fjernstransport.

De regnbærende luftmassers oprindelse	Antal prøver	Pb-koncentration, gennemnitsværdier.
Centraleuropa	13	22,8 ppb
England	12	11,9 ppb
Skagerak-Atlanten	15	4,4 ppb

(Hovmand, 1977c)

tabel 2.2 Blykoncentration i nedbørsprøver (døgnindsamlinger) inddelt efter luftmassernes oprindelse. Indsamlinger fra Keldsnor i perioden 1974-76.

2.1.1.2 Metalnedfald målt ved biologisk monitoring

Pilegaard (1979a) har undersøgt metalakkumulationen i transplanterede mosser og laver og sammenlignede dette med nedfaldet fra atmosfæren. Koncentrationen af akkumulerede metaller i transplantanterne var lineær korreleret med det atmosfæriske nedfald. Mosserne akkumulerer dog tungmetaller lidt hurtigere end laver. Desuden viste de transplanterede mosser og laver samme kvalitative billede af forureningen med tungmetaller som blev fundet ved at analysere en lav indsamlet fra området.
Andersen et al (1978) har undersøgt sammenhængen mellem det atmosfæriske tungmetalnedfald og metalkoncentrationen i mosser og en lav fra København-området. Resultaterne viser i overensstemmelse med Pilegaard (1979a), at der var en lineær korrelation mellem det atmosfæriske nedfald og tungmetalkoncentrationen i mosser og laver.

Adskillige undersøgelser gennem de seneste 10 år har vist, at der sker en fjerntransport af tungmetaller til Skandinavien. Rühling og Tyler har ved hjælp af mosundersøgelser fundet, at depositionen af nogle tungmetaller var større i den sydlige og sydvestlige del af Skandinavien end i den nordlige del. For at få belyst, om det tilsvarende billede tegner sig for det atmosfæriske tungmetalnedfald over Danmark, er der foretaget lignende målinger herhjemme.
Pilegaard et al (1979) undersøgte indholdet af tungmetaller i to laver og en mos indsamlet fra bøgeskove fordelt over hele landet. se fig 2.3

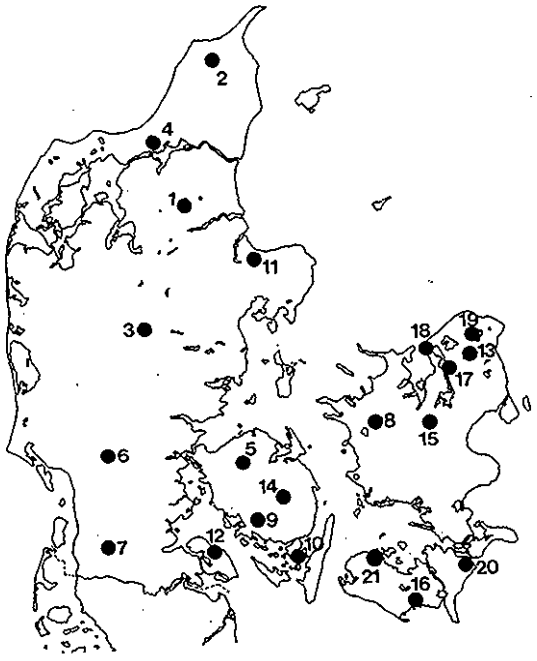


Fig. 2.3 Placeringen af indsamlingssteder. Numrene refererer til tallene i tabel 2.3, som er ordnet efter den gens.tungmetalkoncentration (Pilegaard et al, 1979)

Station	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	ppm (gens)								
1 - 14	0.27	4.1	8.9	1920	147	4.6	54	7.2	71
13 og 16 - 21	0.50	5.1	15.1	2000	73	6.8	88	9.4	92
Forhold b/a	1.9	2.1	1.7	1.0	0.5	1.5	1.6	1.3	1.3

(Pilegaard et al, 1979)

tabel 2.3 Gennemsnitlige koncentration af tungmetal i to laver og en mos i det nordvestlige-Danmark (station 1-14) og østlige- og sydøstlige-Danmark (station 13 og 16-21).

Af tabellen ses at de højeste koncentrationer af tungmetal findes i sydøst-Danmark og de laveste i nordvest-Danmark. Koncentrationen af de fleste metaller stiger med ca en faktor 1.5 fra nordvest-Danmark til sydøst-Danmark. I undersøgelsen blev det påvist at koncentrationen af Cd, Cr, Cu, N, Pb, V og Zn i plantematerialet afspejler den regionale atmosfæriske deposition. jfr. tabel 2.4

	Cd	Pb	Zn
Nedfald	1.4	1.6	1.3
Lecanora (lav)	1.7	1.3	1.4
Hypogymnia (lav)	2.1	1.2	1.0
Hypnum (mos)	1.5	1.5	1.1
Epiphyter (gennemsnit)	1.8	1.3	1.2

(Pilegaard, 1978)

Tabel 2.4 Forholdet mellem metalnedfald i sydøst- og nordvest-Danmark og forholdet mellem koncentrationer i epifyter i sydøst- og nordvest-Danmark.

Af tabellen ses at de tre epifyter alle viser samme regionale fordelingsmønster i metalindhold. Det regionale fordelingsmønster afspejler, at der sker nedfald fra en atmosfærisk "pool, som tilskrives både fjerntransport og lokal forurening. Forureningen fra begge sider af Øresund blev vist at overlejre et mere vidtgående regionalt mønster, som skyldes fjerntransport fra kilder syd for Skandinavien. (Pilegaard et al, 1979). Der er således i Danmark er nærmest en sydlig gradient i tungmetalnedfaldet, som dog overlejres af lokal forurening fra begge sider af Øresund, mens man i Skandinavien som helhed kan iagttage en sydvestlig gradient.

2.1.1.3 Udviklingen i det atmosfæriske metalnedfald.

Mosser og laver bruges som det fremgår af ovenstående til at beskrive forureningsgraden i dag som følge af metalnedfald, men de har også været benyttet til at belyse udviklingen i det atmosfæriske tungmetalnedfald.

Herbariemateriale af mosser indsamlet fra et antal træer i 1951 er blevet sammenlignet med mosser indsamlet fra samme træer i 1973 og 1975 (Rasmussen, 1977). Indsamlingerne er foretaget i et skovområde- Draved Skov - i Sydvestjylland som ikke påvirkes af lokal forurening eller forurening fra vejtrafik. Metalkoncentrationer i mosser vil derfor belyse variationen over et dansk baggrundsområde af det atmosfæriske nedfald. Resultaterne af undersøgelsen fremgår af tabel 2.5

	Næringsstoffer				Tungmetaller								
Periode	Ca	K	Mg	Na	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
1951-73	48	9	-11	15	-17	48	23	19	-68	53	64	76	43
1951-75	-20	10	-22	53	-15	62	47	47	-59	42	66	108	55
1973-75	-68	1	-11	38	2	14	24	28	9	-11	2	32	12

(Rasmussen, 1977)

tabel 2.5 Ændringer i metalindholdet i epifytiske mosser fra niveauet i 1951 til niveauet i1972 og i 1975, samt ændringer i perioden fra 1973-75. Alle værdier er udtrykt i % af 1951 niveauet.

Der er fra 1951-73 sket en forøgelse på 19-76% for Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V og Zn, mens forøgelsen fra 1951-75 er 42-108%. Højest for Pb og V.

For Cu, Fe og V er der en signifikant forøgelse alene fra 1973-75.

Johnsen og Rasmussen (1977) har undersøgt tungmetalindholdet fra en mos indsamlet flere gange i løbet af perioden 1944-76 fra en enkelt lokalitet i Nordsjælland. Indsamlingslokaliteten var uden lokale industrivirksomheder.

Tungmetalkoncentrationen i mosarten som funktion af tid viste et uensartet mønster for de forskellige metaller.

Der blev fundet en signifikant forøgelse alene for Pb, V og Zn, mens der var insignifikant forøgelse af Cd, Cr, Cu, Fe, Mn og Ni.

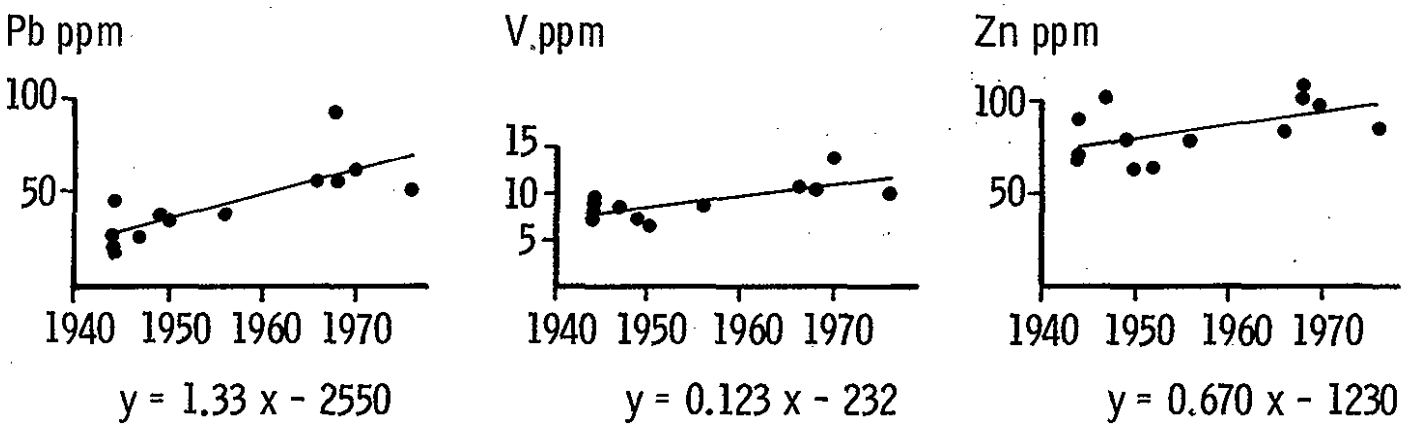


Fig 2.4 Indholdet af bly, vanadium og zink i mosser (Plerogonium Gracile) som funktion af tiden. (Johnsen og Rasmussen, 1977).

Stigningen var for Pb, V og Zn henholdsvis 155%, 51% og 28% fra 1974-1976.

Den observerede forøgelse af Pb, V og Zn i mos kan være en følge af forøgelsen af den menneskeskabte emission. Rasmussen (1977) fandt også den største forøgelse i mos af Pb og V (se tabel 2.5).

Som et resultat af Pb-210 og C-14 dateringsmetoder har det været muligt af bestemme udviklingen i blynedfaldet i løbet af de sidste 600 år i en højmose - Draved mose - i sydvest-Jylland (Aaby et al, 1979). Højmosen er karakteriseret ved kun at få stoffer tilført med regnvand og tørdeponering. Det er ved flere undersøgelser fastslået, at bly fastlægges i tørvelaget, idet der er en ekstrem høj fiksationskapacitet i tørvemos. Koncentrationen af bly i tørvelaget kan derfor alene tilskrives det atmosfæriske nedfald.

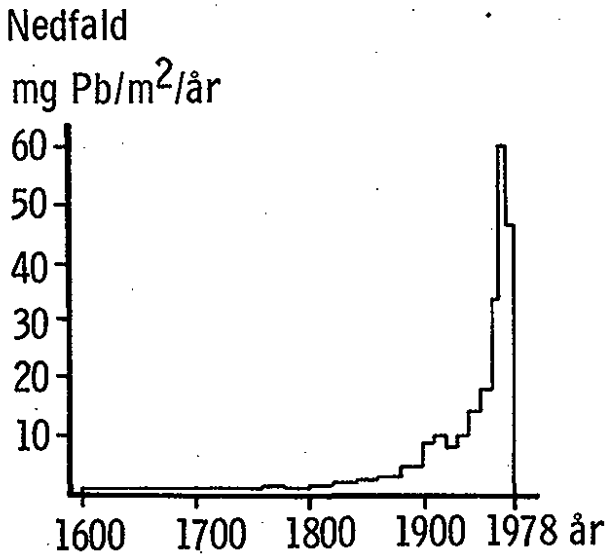


Fig. 2.5 Blynedfald i Draved Mose fra 1600-1978, mg/m_2/år. (Aaby et al, 1979).

Af fig. 2.5 ses at der fra 1700-tallet er sket en langsom stigning i blynedfaldet, mens der fra 1900 til 1945 skete en fordobling. Efter 1945 er stigningen i blynedfald ekstrem stor -300% fra 1945-79.Den kraftige stigning fra 1900-1945 kan tilskrives industriens blyforarbejding og anvendelsen af kul, mens den bratte stigning i efterkrigstiden falder sammen med anvendelsen af blyholdigt benzin. Faldet i 1976 skyldes sandsynligvis Vesttysklands restriktion af bly i benzin.

Til sammenligning kan nævnes at ved indsamling af epifytiske mosser i Draved skov fandtes en 65% stigning i blykoncentrationen fra 1951-79 (Rasmussen, 1977), mens der i Nordjylland i en mosart blev bestemt en 150% stigning i blykoncentrationen fra 1944-1976 (Johnsen og Rasmussen, 1977).

Den årlige deposition af bly i Draved mose har i 70-erne været 500-600 g/ha/år. Dette er 3-4 gange større end det atmosfæriske nedfald på i gennemsnit 150 g/ha/år målt for Danmark som helhed (se tabel 2.1). Forskellen kan skyldes, at det generelt er vanskeligt at sammenligne depositionshagstigheden i biologisk materiale med det atmosfæriske nedfald målt ved direkte opsamling, fordi den sidstnævnte metode kun giver minimumsværdier for det naturlige nedfald.

2.1.2 Sporstoffer i gødning

Kunstgødning 1)	Mn	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ref.
PK-gødning g/ha	0.8	13	2.5	1.0	12	0.8		Simonsen, 1975
NPK-gødning g/ha	16.7	0.5	0.5	0.2	3	0.01		
						3.0		Hansen, 1980
Ialt	17.5	13.5	3.0	1.2	15	0.8	180	+Handelsgødningsstatistik. 1977
Organisk gødning 2)								
Staldgødning	*550*	*-30*	*5-70*	*10-30*	*450*	*0.5-4*	*150*	*Andersen, 1978*

tabel 2.6 Tilførslen af tungmetaller til landbrugsarealet med gødning (g/ha/år).

1) Tilførslen med kunstgødning er beregnet udfra forbruget af NP- og NPK-gødning i 1974.
2) Tilførslen med staldgødning er beregnet udfra forbruget i 1970-75.

Indholdet af tungmetaller i staldgødning viser en stor spredning i koncentrationerne af tungmetal, hvilket skyldes sammensætningen og mængde af foder. Af tabellen fremgår endvidere at koncentrationen af Cd i handelsgødning er steget betydeligt i de senere år. Det er en følge af, at mangel på ren råfosfat til fremstilling af handelsgødning gør det nødvendigt at benytte råfosfat med et betydeligt cadmiumindhold til gødningsfremstilling (Hansen, 1980).

2.1.3 Tilførsel ved slamanvendelse i jordbruget.

Spildevandsslam udnyttes i jordbruget fordi der derved opnås en gødningseffekt, og desuden har slammet en positiv effekt som jordforbedringsmiddel. Desværre er der også negative effekter ved anvendelse af slam i jordbruget. En af de væsentligste skyldes slammets indhold af potentielt toksiske stoffer. De stoffer der anses at indebære den største forgiftningsrisiko, hører til de uorganiske giftstoffer. Det er især stofferne Pb, Cd og Hg der er vist at kunne optræde i toksiske koncentrationer i fødekæder.

	Mn	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg	ref.
	ppm								
Industribelastet slam	1.500	860	220	2·200	6·300	40	1·300	20	1) Hirslund, 1977
ikke industribelastet slam		36	20	314	1.731	7	241	5	2) Miljøstyrelsen, 1975

tabel 2.7 Indholdet af tungmetal i slam, ppm slamtørstof.

1) Slammets tungmetalindhold er beregnet udfra Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for metaludlejning til recipienter.

2) Slammets tungmetalindhold er gens af slam fra 22 danske rensningsanlæg, der ikke er belastet særligt fra industrielle metalholdige udledninger.

Tilførslen af sporstof med slam ses af tabel 2.7 at være bestemt af spildevandets oprindelse.

Sporstofindholdet i slam er desuden bestemt af rensning og slambehandling.

Ifølge udkast til bekendtgørelse om spredning af slam på jord (Miljøstyrelsen, 1980b) må der for anvendelse af slam i jordbruget fremover kun benyttes slam med et højeste indhold af visse stoffer. Se tabel 2.8

Cadmium	(Cd)	8 ppm
Kviksølv	(Hg)	6 -
Bly	(Pb)	475 -

(Miljøstyrelsen, 1980b)

Tabel 2.8 Højeste indhold af Cd, Hg og Pb i slam, der agtes udspredt efter 1. september 1980, ppm tørstof.

Sammenlignes tabel 2.7 og tabel 2.8 ses at en slamtype, som den industribelastede fremover ikke mere tilrådes udbragt i jordbruget. Den ikke industribelastede slamtype opfylder derimod de foreslåede krav til slammets maximal indhold af tungmetaller også efter 1980. Fastsættelse af 15 t TS/ha, som den maximale slamtilførsel der tilrådes anvendt på landbrugsjord pr år (Miljøstyrelsen, 1980b) er sket bl.a. for at undgå at dyr og mennesker indtager for store mængder af det giftige metal Cd.

Slammængden i 1977 er vurderet til 89. 2 x 10^3t TS/år (Vandkvalitetsinstituttet, 1978) heraf blev 45% anvendt i jordbruget svarende til 40 x 10^3t TS/år.
I tabel 2.9 er angivet den beregnede tungmetaltilførsel til landbrugsarealet ved anvendelse af den maximale tilrådelige dosis på 15 t TS/ha/år.

Slamtype	Slammængde t TS/ha/år	Mn	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg
		g/ha/år							
Industribelastet	15	22.500	12.900	3.300	33.000	94.500	600	19.500	300
Ikke industribelastet	15		540	300	4.710	26.000	105 X)	3615	75

tabel 2.9 Tilførsel af tungmetal til landbrugsjord med slam g/ha/år

Til beregningerne er benyttet at indholdet i slam af tungmetaller er som angivet i tabel 2.7.

X) De kommende regler - ifølge udkast til slambekendtgørelsen - vil formentlig max.tillades 5o g Cd/ha/år. Grænsen medfører, at der kun hvis Cd-koncentrationen er meget lav kan anvendes max.dosis på 15 t TS/ha/år.

2.1.4 Indhold af sporstoffer i jord

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg	ref.
Tåstrup	0.29	7.3	10.4	305	11.8	23.0	42.3		Pilegaard,1979b
Kyndby	0.24	8.5	12.5	278	12.2	18.9	52.4		Pilegaard,976
København									
0-10 cm									
Central byzone		85	46			116	224		Andersen et al
Mellem zone		7.3	9.8			43	50		1978
Landzone		8.0	6.6			24	36		
Lundgård let sandjord 0-25 cm	0.05	4			2	6		0.02[1]	Kofoed, 1975
Askov let muldjord 0-25 cm	0.08	13			4	8.5		0.09[1]	"
Rønhave svær muldjord 0-25 cm	0.1	13			6	12		0.05[1]	"
Danmark 0-20 cm	0.25	11.5	13.2	268	6.03	16.3	27.5		Tjell og Hovmand 1978

1) (Sevel, 1975)

Tabel 2.10 Koncentrationen af metaller (ppm tørvægt) i forskellige jorde.

Det ses af tabellen, at det mest forurenede område, den centrale byzone i København, har et tungmetalindhold i jorden, der er ca. 4-10 gange det gennemsnitlige indhold i danske jorde. Af tabellen fremgår desuden at koncentrationer af tungmetal i sandjord er lavere end i muldrige jorde. Dette hænger sammen med sandjords lavere indhold af ler-humus og som følge heraf mindre tilbageholdelseskapacitet.

1) Gens. i dansk	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg[2]
jord 0 - 20 cm	600	28	32	642	14	39	66	128
g/na		$\times 10^3$	$\times 10^3$	$\times 10^3$	$\times 10^3$	$\times 10^3$	$\times 10^3$	

Tabel 2.11 Det gns. indhold af metaller i dansk jord (0-20cm) i g/ha.

1) Ud fra konc. i gns. i dansk jord (tabel 2.10) beregnes indholdet i g/ha i 0-20 cm dybde.
2) beregnet udfra oplysninger af Kofoed (1975)

Der må imidlertid skelnes mellem jordens indhold af tungmetal og tilgængeligheden for planterne. For de fleste tungmetaller skønnes, at plantetilgængeligheden er ganske lille, nogle få procent eller mindre (Kofoed, 1975).

Bidraget af tungmetaller ved forvitring af jordmineraler og nedbrydning af organisk stof er kun belyst i begrænset omfang, hvorfor disse oplysninger ikke er medtaget.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.1

Tilførsel af sporstoffer.
Måling af det atmosfæriske nedfald foretages ved en direkte opsamlingsmetode og ved en indirekte biologisk monitoring. Der er påvist at være lineær korrelation mellem de to metoder, når der som biologisk materiale anvendes epifytiske mosser og laver.

Atmosfærisk nedfald ved direkte opsamling.
Den betydeligste kilde til emission af Cd, Pb, Zn, Cu og Fe til atmosfæren er den menneskelige aktivitet, mens det for Mn, Sr og Hg skyldes andre kilder.
Tungmetalnedfaldet målt over Storkøbenhavn viser, at der er ca. 3 gange større nedfald i den centrale zone end i landzonen.
Det regionale fordelingsmønster for det atmosfæriske tungmetalnedfald viser 30% højere metalnedfald over sydøst-Danmark end over nordvest-Danmark. For Pb- Cd-og Zn-nedfaldet er forskellen signifikant. Fordelingsmønsteret tilskrives fjerntransport af tungmetaller fra det centrale Europa.
Pb-nedfaldet i landdistrikter vurderes til for 65% at stamme fra fjerntransport.

Biologisk monitoring af det atmosfæriske nedfald.
Koncentrationen af de fleste tungmetaller i epifyter stiger med ca en faktor 1.5 fra nordvest-Danmark til sydøst-Danmark. Forholdene er af samme størrelsesorden i epifyter som i regnvand.

Både ved direkte nedfaldsmåling og ved biologisk monitoring af det atmosfæriske nedfald fandtes en sydøstlig-nordvestlig gradient i det atmosfæriske nedfald, som tilskrives fjerntransport fra kilder syd for Skandinavien. I Øresundsområdet sløres billedet af den lokale forurening.

Udviklingen i det atmosfæriske tungmetalnedfald.
I et baggrundsområde i Sydvestjylland - Draved Skov - er der i epifyter i perioden 1951-75 konstateret en forøgelse på ca. én størrelsesorden i koncentrationen af Pb, Zn, Cr, Cu, Ni, V og Fe. Højest for Pb og V. Stigningen synes at accelerere for Cu, Fe og V.
Tungmetalindholdet i en epifyt indsamlet i Nordjylland viste fra 1944-76 en signifikant stigning i indholdet af Pb, V og Zn på henholdsvis 155%, 51% og 28%. Indholdet af andre metaller var insignifikant korreleret med tiden.
Den iagttagede forøgelse af tungmetaller i epifyter gennem de seneste 30 år falder sammen med en kraftig industriel udvikling og øget afbrænding af fossilt brændstof.

Metalkoncentrationer i tørvemos fra en højmose afspejler det atmosfæriske nedfald. Blybestemmelser i en tidsbestemt højmoseprofil fra Sydvestjylland viser en stigning fra år 1600 frem til år 1900. Herefter er stigningen mere brat og når højdepunktet i 1965-70 hvor nedfaldet er 550 g/ha/år.
Fordelingsmønstret siden 1900 tilskrives industriens blyforarbejdning samt forbrænding af kul og benzin. Faldet i 1976 skyldes sandsynligvis nedsættelse af blyindholdet i benzin i Vesttyskland.
Stigningen i blynedfaldet fra 1945-78 over Sydvestjylland er 65% målt i epifytiske mosser, og 300% målt i tørvemos, mens der over Nordjylland i epifyter er målt 150% stigning.

De mængder tungmetal, der tilføres jorden med gødning, afhænger for staldgødning og ajle bl.a. af foderets sammensætning og mængde.
For kunstgødning er det især afhængig af fosforgødningernes indhold af tungmetal. Dette bestemmes af råfosfatens oprindelse og af fremstillings processen. Cd-tilførslen med handelsgødning til landbrugsarealet er i løbet af 1970-erne steget ca en faktor 10 som følge af mangel på ren råfosfat til fremstilling af gødning.

I 1977 blev ca. 45% af den producerede slammængde anvendt i jordbruget. Det svarer til 40×10^3 t TS/år.
Tilførslen af sporstof med slam er bestemt af spildevandets oprindelse i rensningsprocessen og slambehandling. Ifølge forslag til regler for slamanvendelse vil en industribelastet slamtype ikke mere kunne anvendes i jordbruget på grund af for højt tungmetalindhold.

Indholdet af sporstof i jord (0-25 cm) er højere i en muldrig jord end i en sandjord.

I Københavnsområdet er der 4-10 gange mere tungmetal i jorden (0-10 cm) fra den centrale bykerne end fra et baggrundsområde.

2.2 FRAFØRSEL AF SPORSTOFFER FRA LANDBRUGSAREALET

2.2.1 Fraførsel med afgrøder

lokalitet	afgrøde	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	ref.
gens. af 5 forsøg ved Askov,Lundgård og Rønhave 1973-74	byg,kerne	0.2	2.5	21		58	0.3	14	130	Kofoed,1975
	- halm	0.5	3.1	16		75	0.9	6.2	78	
	ialt	0.7	5.6	37		133	1.2	7.6	218	
	bederoer,rod	2.4	17	57	0.03	343	3.8	7.6	324	
	- top	2.8	13	56		644	5.1	15.0	273	
	ialt	5.2	30	113		987	8.9	22.6	597	
	ital.rapgræs	1.5	8.T	72	0.2	863	5.4	14.0	225	
Med en arealanvendelse på 60% korn, 30% græs - frø 10% roer		1.4	8.8	55	0.16	437	3.2	11.0	258	Beregnet
Det danske landbrugsareal		0.2	-	8.0	-	-	2.0	1.5	17	Hovmand, 1979

tabel 2.12 Bortførsel af tungmetaller med forskellige afgrøder g/ha/år

Den mængde tungmetaller, der bortføres med planter, ses at afhænge af plantearten og plantedelen. I afsnit 2.4.2 findes en nærmere gennemgang af planternes optagelse af tungmetal.
Det bør bemærkes, at Hovmand (1979) angiver bortførslen med afgrøder en størrelsesorden mindre end de andre kilder, når Ni undtages. (Kofoed, 1975).

2.2.2 Fraførsel ved nedsivning til dræn- og grundvand

I perioden 1973-77 er der foretaget bestemmelser af sporstoffer i drænvand fra 15 morænejordsarealer, som er systematisk drænede til 100-120 cm dybde. (Jensen, 1978). Resultaterne er opgjort i total udvaskning med drænvand Se tabel 2.13.

Lokalitet	g/ha/år Cr	Mn	Cu	Cd	Pb	Zn	Ni	ref.
gens og 15 morænejorde	-	36	3.4	0.2	1.4	44	-	Jensen, 1978

Tabel 2.13 Udvaskning med drænvand af Mn, Cu, Cd, Pb og Zn, g/ha/år

Som det fremgår af tabellen, er det meget små mængder tungmetal, der udvaskes i drænvandet.

Lokalitet	Mn	Pb	Ni	Cu	ppb Cr	Cd	Zn	Ref.
Suså-Vendebæk *morænejorde* gens	-	0.63	3.7	5.3	0.84	0.32	-	*Jacobsen, 1979*
Hesselvig plantage grovkornet sand	83	4.1	4.9	2.3	1.3	1.9	55	Olesen, 1976
Højst tilladelige værdi		50	50	100-3000	50	5	5000	Miljøministeriet, 1980a

Tabel 2.14 Grundvandets indhold af tungmetal, samt højst tilladelig værdi i drikkevand, ppb.

Af tabel 2.14 fremgår, at indholdet af tungmetal i grundvandet er større for en sandjord end for en morænejord. Det er i overensstemmelse med, at det i flere undersøgelser er vist, at tungmetaller fastlægges i langt højere grad i ler-humusrige jorde end i sandjorde.
Det ses desuden i tabellen at grundvandets indhold af tungmetaller i et morænejordsområde ligger mindst en faktor 10 under de højst tilladelige værdier i drikkevand. Grundvandskvaliteten under en sandjord er væsentlig ringere, og indholdet af Cd er betænkelig højt.

2.2.3 Fraførsel ved fordampning

Blandt tungmetallerne indtager Hg en særstilling idet både metallisk kviksølv og former dannede heraf (Kviksølvklorid og nogle organiske kviksølvforbindelser) er flygtige. Fordampningen for jord er målt til i gennemsnit o,3 g Hg/ha/år (Sevel, 1977.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.2

Tungmetalbortførslen fra landbrugsarealet med afgrøder er afhængig af planteart, samt afgrødernes fordeling på landbrugsarealet.

Udvaskningen af tungmetal til drænvand fra en normal tungmetalbelastet muldrig landbrugsjord sker i meget ringe mængde.
Grundvandet blev i ét morænejordsområde fundet at have væsentlig lavere indhold af tungmetal (mindst en faktor 10) end de højst tilladelige værdier i drikkevand, mens grundvandskvaliteten under et hedesandsområde var væsentlig ringere.
Cd koncentrationen blev målt i samme størrelsesorden som tilladeligt til drikkevand.

Fordampning af tungmetal fra jord er kun betydelig for Hg.

2.3 TUNGMETALBALANCER FOR LANDBRUGSAREALET

Tabel 2.15 viser tungmetalbalancen for det danske landbrugsareal, når der ikke tilføres slam.

Tilførsel g/ha/år	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg	
Atmosfærisk nedfald	2.8	6	21	100	12	140	226	0.7	
gens. 1973-76 %	37	17	6	15	24	90	33	26	2.1
Kunstgødning	3.0	13.5	180	17.5	3.0	1.2	15	2	tabel
%	39	39	51	3	6	0.8	2	74	2.6
Staldgødning	2	15	150	550	35	15	450	-	tabel
%	26	43	43	82	70	10	65	-	2.6
Total tilførsel	7.6	34.5	351	667.5	50	156.26	91	2.7	
Indhold i pløje-laget (0-20 cm)	600	28 $\times 10^3$	32 $\times 10^3$	642 $\times 10^3$	14 $\times 10^3$	39 $\times 10^3$	66 $\times 10^3$	128	tabel 2.11
Fraførsel g/ha/år									
Afgrøder	1.4	8.8	55	437	3.2	11.0	258	0.16	tabel 2.12
Nedsivning gens. af 15 morænejorde	0.2	-	3.4	36	-	1.4	44	-	tabel 2.13
Fordampning	-	-	-	-	-	-	-	0.3	
Total fraførsel	1.6	8.8	58.4	473	3.2	12.4	302	0.46	
Akkummulering 1) g/ha/år	7.	25.7	292.6	195	46.8	144	389	2.2	
2) år for fordobling i 0-20 cm	85	109	109	3292	299	271	170	58	

Tabel 2.15 Tungmetalbalancer for dansk landbrugsjord i gens g/ha/år samt tilførslen fra de enkelte kilder i % af totaltilførsel.

1) Akkumulering er beregnet som tilførsel - fraførsel
2) Antal år for fordobling er beregnet på grundlag af jordens gns. indhold af tungmetaller i pløjelaget (0-20 cm).

Tilførsel

Af tabel 2.15 ses at det atmosfæriske nedfald er den absolut vigtigste kilde til tungmetaltilførslen af Pb og for Cd er tilførslen med det atmosfæriske nedfald lige så stor som tilførslen med kunstgødning.

Tilførslen af Cr og Cu sker overvejende via gødningsanvendelsen, og der tilføres ca lige meget med kunstgødning og staldgødning. Den store tilførsel af Cu med gødning skyldes, dels at der i handelsgødningen tilsættes Cu, og dels at der siden 70-erne er tilsat store mængder kobbersulfat som vækststimulerende middel til visse foderblandinger. (Andersen, 1978).

Mn, Zu og Ni tilføres i det væsentligste med staldgødning. Zn-indholdet i staldgødning skyldes overvejende, at Zn tilsættes foderblandingen. (Andersen, 1978).

Hg må ud fra de foreliggende tal skønnes at tilføres i størst udstrækning med kunstgødning, mens det atmosfæriske nedfald er af mindre betydning.

På baggrund af tungmetalbalancen i tabel 2.15 må tungmetaltilførslen til landbrugsarealet uden slamtilførsel vurderes i overvejende grad at skyldes gødningsanvendelsen og herunder især anvendelse af staldgødning. For Cd sker tilførslen overvejende med kunstgødning. Tilførslen med det atmosfæriske nedfald er dog den væsentligste kilde for Pb. På et landbrugsareal, hvor der ikke tilføres staldgødning, men udelukkende handelsgødning en praksis der er almindelig i landets østlige egne, især på Sjælland - må gødningsanvendelsen skønnes at blive den væsentligste kilde for tilførslen af Cd, Cr, Cu og Hg mens Pb, Zn, Ni og Mn især tilføres med det atmosfæriske nedfald.

Tilførsel g/ha/år	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg	ref.
Atmosfærisk nedfald gens.1973-76	2.8	6	21	100	12	140	226	0.7	tabel 21
%	3	1	1	-	4	3	1	1	
Slam ikke-industri 15 t/TS/ha	105	540	3615	300	300	4710	26.000	75	tabel 29
%	97	99	99	-	96	97	99	99	-
Total tilførsel	107.8	546	3636	100	312	4850	26.226	757	
1) Akkumulering	106.	499	3578	-373	279	4838	25.924	57	
2) År for fordobling 0-20 cm.	6	56	9		50	8	3	2	

Tabel 2.16 Tilførslen i g/ha/år, hvis der på det pågældende areal kun anvendes slam som gødning (15 t TS/ha), samt tilførslen for de enkelte kilder i % af totaltilførsel.

1) Akkumulering er beregnet som tilførsel - fraførsel.

2) Antal år for fordobling er beregnet på grundlag af jordens gens indhold af tungmetaller i pløjelaget (0-20cm),samt under forudsætning af at fraførslen er som anført i tabel 2.15.

Af tabellen ses, at slam, når det anvendes i så store mængder bliver den alt dominerende kilde til tilførslen af samtlige af de angivne metaller.

Fraførsel

Den totale fraførsel af tungmetaller fra landbrugsarealet ses i tabel 2.15. Det fremgår heraf at fraførslen med afgrøder for alle tungmetaller overstiger fraførslen ved nedsivning. Fraførslen af Hg sker især ved fordampning fra jordoverfladen.

2.3.1 Akkumulering i jorden

Nederst i tabel 2.15 og 2.16 er angivet akkumuleringen af metaller, samt det antal år, der vil gå, før indholdet i pløjelaget af et bestemt tungmetal er blevet fordoblet.

Tabel 2.15 viser, at tilførslen af tungmetal til et landbrugsareal, der ikke modtager slam, overstiger fraførslen i mindre grad.

Til et landbrugsareal, der også modtager slam, vil der ved anvendelse af store slammængder (15 t TS/ha/år) som gødning, tilføres langt større mængder tungmetal årligt, end der fraføres. Fra én til to størrelsesordner. En undtagelse er Mn. Se tabel 2.16.

For de metaller, der tilføres i større mængder end de fraføres, vil der ske en akkumulering i jorden.

Hvilken effekt den konstaterede tungmetalakkumulation har på forskellige niveauer i det terrestriske økosystem afhænger af stoffets tilgængelighed i jorden.

Jørgensen (1975) har påvist, at pH og indholdet af organisk stof og lerkolloider influerer på bindingskapaciteten af tungmetaller i jord. Bindingskapaciteten for humus- og lerrige jorde er væsentlig bedre end for sandrige jorde.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.3

Tungmetalbalancer for dansk landbrugsjord lader formode at tungmetaltilførsel til landbrugsarealer uden slamgødskning i overvejende grad skyldes gødningsanvendelse og herunder især staldgødning.

Det atmosfæriske nedfald bliver kun den vigtigste kilde for Pb, mens staldgødning får størst betydning for tilførslen af Zn, Ni og Mn. Cd tilføres i lige store mængde fra atmosfæren og med gødning.

I de egne af landet - især i øst-Danmark - hvor der kun anvendes kunstgødning i landbruget, skønnes gødningsanvendelsen at være den dominerende kilde for tilførslen af Cd, Cr, Cu og især af Hg.

På landbrugsarealer, hvor der som gødning alene blev anvendt slam (15 t TS/ha) ville slam blive den altdominerende kilde for tungmetaltilførslen.

Ved gødningspraksis som ovenfor nævnt ville tilførslen af tungmetallerne Cd, Cr, Pb, Hg, Cu, Ni og Zn til landbrugsjord i alle tilfælde overstige fraførslen.
Overskuddet på balancen af tungmetaller i jorden vil medføre, at der sker en akkumulering i jorden.

Bindingskapaciteten i jorden af tungmetaller er større i en ler-humusrig jord end i en sandjord og bindingskapaciteten er positiv korreleret med pH i jorden.

2.4 PÅVIRKNING AF FLORA OG FAUNA

2.4.1 Påvirkning af den mikrobielle omsætning

Akkumulering i jorden af sporstoffer sker når tilførslen overstiger fraførslen (se afsnit 2.3.1). Blandt de stoffer, der akkumuleres i jorden, er miljøgifte som Pb, Cr, Ni, Cd og Hg. Det kan derfor frygtes, at et øget indhold af disse metaller i jorden og eventuelt også af de essentielle metaller kan være årsagen til forstyrrelser i de jordbundsiologiske processer. Det bevirker, at der sker balanceforskydninger mellem forskellige typer af mikroorganismer, og desuden kan der ske ændring i totalomsætning af vigtige næringsstoffer, hvilket vil medføre reduktion i primærproduktionen. Det er et problem, der herhjemme kun er undersøgt i meget begrænset omfang, mens man i Sverige har udført meget omfattende undersøgelser over sporstoffers indvirkning på mikroorganismers aktivitet i udyrket morjord.

Oplysninger om virkninger af tungmetal på nedbrydningsprocesserne i uopdyrket mordjord kan ikke benyttes til at forudsige effekten i andre jordtyper (incl dansk landbrugsjord), men det kan tjene til at påpege, hvilke problemer der kan opstå ved tungmetalakkumulering i jord.

I en større forsøgsserie over slam anvendt til gødskning (statens veterinær-videnskabelige forskningsråd, 1976) er der konstateret en forskel i gødningsvirkningen af en lavt- og en højt metalbelastet slamtype. Den højt metalbelastede slamtype udviste den ringeste gødningseffekt. Det er nærliggenge at forklare forskellen som en giftvirkning af et eller flere tungmetaller på planterne, men da der ikke er konstateret for-

giftningssymptomer på disse, må en eventuel giftvirkning være af en anden art. En mulighed er, at der er sket en blokering af den bakterielle mineralisering i jorden.

I det følgende vil resultaterne fra de svenske undersøgelser over effekter af tungmetalforurening på nedbrydningsprocessen i skovjord blive omtalt.

Tyler (1977) fandt, at Cu- og Zn-belastningen i jorden nærmest industrianlæg i byen Gusum - der ikke påvirkes nævneværdigt af andre forureningskilder - er meget stor. Ca 1000 gange baggrundsniveauet for Cu og 200 gange for Zn.
I det mest forurenede område er der konstateret alvorlige skader på nåletræer, især gran, og af urtevegetation fandtes kun metalresistente græsarter. I skovbunden fandtes dødt organisk materiale i et tyk lag, tilsyneladende upåvirket af nedbrydningen. Den unormale ophobning af førnemateriale viser klart, at jordens biologiske processer hæmmes på et stadium så næringsstofferne bindes i det døde organiske materiale.

I landbrugsjord vil mangel på visse næringsstoffer kunne modvirkes ved passende gødskning. I den udyrkede jord derimod er de mikrobielt styrede humificerings- og mineraliserigsprocesser oftest af afgørende betydning for opretholdelse af jordens produktionsformåen.
Under forskellige forudsætninger og med flere forskellige metoder er sammenhængen mellem Cu-Zn forureningen og nedbrydningshastigheden i Gusum-området blevet vist at være den samme.
Nedbrydningshastigheden mindskes procentuelt med forureningsgraden.

I skovjord anses kvælstofmineraliseringen - både den mikrobielle og den enzymatiske - for at være den mest sårbare da vækstilgængeligt kvælstof næsten konstant er den produktionsbegrænsende faktor.
Derfor er kvælstofmineraliseringens afhængighed af Cu-Zn forureningen blevet undersøgt. Det blev påvist at ved et Cu-Zn indhold på ca tre gange baggrundsniveauet aftog kvælstofmineraliseringen næsten lineært (logaritmisk skala)med kobberindholdet. Cu-indholdet var af helt afgørende betydning, mens andre metaller og kårfaktorer var af underordnet betydning.

Metalforureningens indvirkning på fosformineraliseringsprocessen er af en sådan art, at ved en forureningsgrad på 3 til 4 gange den regionale baggrund begynder fosfataseaktiviteten at reduceres.

En anden undersøgelse over metalforureningsindvirkning på processen i jorden (Tyler og Westman, 1979) havde til formål at belyse omfanget af påvirkningen på jordprocessen i et stort kystområde som følge af metal- og syre-deposition fra en stor industrivirksomhed.
Forureningen har en meget stor geografisk rækkevidde og er værst i nord-sydlig retning fra virksomheden. Statistiske analyser viste, at surhedsgraden og metalindholdet i nåleskovsmoren har en direkte effekt på nedbrydningshastigheden og fosfataseaktiviteten i jorden. Af de analyserende metaller (Cd, Cu, Zn, Pb og As) er det Cd og Cu som viser de højeste negative korrelationskoeficcienter med de to aktivitetsvariable, hvilket betyder, at det især er disse tungmetaller, der hæmmer jordprocesser i områdets skove.

Endelig har Folkesom (1979) undersøgt effekten af Pb emitteret fra biler på nedbrydningsprocessen i en næringsfattig jord i et skovområde. På grundlag af denne undersøgelse blev det konkluderet, at fosformobiliseringen helt klart hæmmes af Pb og andre pollutanter fra trafikken. Indenfor den blykoncentrationsgradient, som fandtes i undersøgelsesområdet var virkningen af Pb moderat. Dette hænger sandsynligvis sammen med, at pH er højest ved de højeste Pb koncentrationer, hvorved Pb tilgængeligheden nedsættes og den hæmmende virkning mindskes.

2.4.2 Påvirkning af vegetationen.

Der er i Danmark et generelt dårligt kendskab til sporstofforureningseffekter på planter.
Kroniske effekter og langtidseffekter, som over en længere årrække kan bevirke en reduktion i afgrødeproduktion og forskydningen i den naturlige flora, er de sværest erkendelige. Det kan desuden være meget vanskeligt at angive bestemte mængder for fytotoksiske doser. Den artsspecifikke forskel kan være stor og desuden kan virkningen af en bestemt dosis af et stof svækkes eller forstærkes med varierende tilstedeværelse af andre stoffer.
Sporstofforureningens direkte effekt på vegetationen er kun den ene side af de uheldige miljømæssige virkninger. Dertil kommer, at der kan ske overførsel af sporstoffer via planter til efterfølgende led i fødekæden, hvilket i sidste instans kan betyde en sundhedsmæssig risiko for mennesket, især med de metaller, hvor der sker en opkoncentrering igennem fødekæden.

Planterne er i stand til at optage metaller både fra jorden gennem roden og fra luften direkte gennem bladene men hvilken af de to veje der er den mest betydningsfulde, er endnu ikke tilstrækkelig belyst.

Flere undersøgelser har vist, at de kemiske bindinger af tungmetaller i jord spiller en betydelig rolle for optagelse af tungmetaller i planter. Hvis stoffes udfældes som tungt opløseligt salt med en almindelig forekommende ionart, vil der ikke ske en væsentlig forøgelse af jordvæskens koncentration hvis jordens totalkoncentration stiger og dermed heller ingen forøgelse af planternes optagelse. Hvis stoffet derimod ikke fældes ud, men indgår i den plantetilgængelige fraktion (ionbyttet) vil en stigende totalkoncentration af stoffet i jorden over en vis værdi give en øget koncentration i jordvæsken, og dermed vil der kunne ske optagelse i planter.
Plantetilgængeligheden af metaller er ofte beskrevet ved en rangfølge Cd > Zn > Ni> Cu> Pb hvor metallerne længst til venstre er lettest tilgængelige.

Pilegaard (1979b) har undersøgt 4 planters optagelse af tungmetal fra jord, hvortil der er tilført uorganiske metalsalte som mineralsalte. Nitratsalte af metaller tilføres jorden naturligt i relativ store mængder med det atmosfæriske nedfald.
Forsøget viste en lineær korrelation mellem jord- og rodkoncentrationerne. Cd og i væsentlig mindre grad Cu og Ni, blev translokeret fra roden til de overjordiske dele af planterne. Pb og Cr blev derimod tilbageholdt i roden.Resultaterne af undersøgelsen viste, at Cd var den mest mobile, fulgt af Cu og Ni, mens Pb og Cr var immobile.
Plantetilgængeligheden blev i undersøgelsen fundet at være Cd>Ni>Cu>Cr>Pb, hvilket er i god overensstemmelse med andre undersøgelser.

Planteoptagelse af tungmetal fra slam deponeret i jordbruget udgør en forureningsrisiko, fordi metallerne ad den vej tilføres fødekæderne. Med det formål at belyse tungmetallers optagelse i planter og at vurdere plantetilgængeligheden på lang sigt er der ved Statens forsøgsstation siden 1973 gennemført markforsøg med dyrkning af afgrøder på jord gødet med slam,. (Damgaard-Larsen et al, 1979). Der er blevet tilført en lavt og en højt metalbelastet slamtype i mængder på 10 t og 30 t slamtørstof pr. ha dels hvert år gennem 4 år og dels som en engangstilførsel.

Virkningen af slamgødskningen er blevet undersøgt på forskellige afgrøder dyrket på en sandjord (Lundgård), en sandblandet lerjord (Askov) og på en lerjord (Rønhave).

Ved årlig gødskning med slam igennem 4 år har tilførslen af en lavt metalbelastet slamtype bevirket en svag forhøjelse i jordens tungmetalindhold. For Zn er der dog sket en fordobling i lerjord.
Tilførsel af den højt metalbelastede slamtype til jorden har fordoblet Pb-indholdet og 2-3-doblet Cd-indholdet i forhold til kunstgødet jord. (Damgård-Larsen et al, 1979).
I tabel 2.17 er samlet resultaterne for indholdet af tungmetal i afgrøder dyrket på jord, der årlig er gødet med slam.

Plantedel	Cu			Mn			Zn			Ni		
	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K
Byg kerne	4.8	4.9	3.6	18	15	19	47	34	30	0.5	0.7	0.4
- halm	4.4	3.9	4.1	30	22	29	44	20	14	0.6	0.8	0.4
Ital. rajgræs	9.3	8.6	8.1	95	91	104	51	37	34	2.2	4.2	1.8
Bederoer, rod	7.0	7.4	8.2	48	35	47	84	58	39	1.4	2.2	1.0
- top	11.8	12.0	10.8	166	113	152	152	110	52	3.0	5.4	2.3
Kartofler	8.8	8.8	6.9	24	19	21	36	23	22	1.8	2.6	1.6
Gulerødder, rod	10.1	9.4	11.0	42	26	39	41	28	29	1.8	2.4	1.5
- top	13.0	14.2	12.2	223	130	173	69	40	33	2.5	3.6	2.5
	Cr			Pb			Co			Cd		
	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K	Slam I	Slam II	K
Byg kerne	0.6	0.7	0.7	0.5	0.6	0.5	0.05	0.05	0.04	0.09	0.12	0.07
- halm	0.8	0.8	0.8	1.2	1.4	1.4	0.05	0.06	0.04	0.18	0.27	0.22
Ital.rajgræs	1.3	2.1	1.2	2.6	3.0	2.6	0.12	0.13	0.04	0.24	0.44	0.27
Bederoer, rod	1.1	1.3	1.4	1.5	1.2	1.2	0.19	0.18	0.16	0.42	0.65	0.39
- top	2.9	3.2	2.3	5.5	6.4	5.4	0.90	0.98	0.76	0.96	1.41	0.91
Kartofler	1.2	1.6	1.1	0.9	2.0	1.0	0.25	0.32	0.25	0.31	0.41	0.31
Gulerødder, rod	1.2	1.5	1.1	1.3	1.3	1.3	0.25	0.31	0.29	0.62	0.73	0.77
- top	3.7	5.9	3.6	9.1	12.9	10.2	1.68	1.89	1.64	0.91	0.66	0.19

(efter Damgaard-Larsen et al 1979)

Tabel 2.17 Afgrødernes indhold af Cu, Mn, Zn, Ni, Cr, Pb, Co og Cd i ppm tørstof efter 4 års slamtilførsel gens. af 3 forsøgssteder og år (1974-77).
Slam I: 30 t lavt metalbelastet slamtørstof/ha/år K: 300 kgN og 62 kg P/ha/år
Slam II: " "
K: 300 kg N- og 62 kg p/ha/år.

Af tabellen ses at kun Zn-, Ni- og Cd- optages i forøget mængde i alle afgrøder. For de øvrige undersøgte metaller Cu, Mn, Cr, Pb og Co er der ikke set generelle ændringer i planternes indhold. Dog ses der for Mn en nedsat og for Cr og Co en forøget optagelse i afgrøder efter tilførsel af den højt metalbelastede slamtype.
På trods af en forøgelse af de fleste undersøgte tungmetaller i jorden, har det kun resulteret i en forøget optagelse generelt i vegetationen for Zn, Ni og Cd. Plantetilgængeligheden af Pb er så ringe at der ikke er sket stigning i afgrødernes Pb-indhold på trods af en fordobling i jorden.

Engangstilførsel af slam (Damgård-Larsen et al, 1979) har forårsaget et højere niveau af Cu, Zn, Pb og Cd i jorden i forhold til hvad der ses efter kunstgødningstilførsel. Særlig kraftig er stigningen for jordens Pb- og Cd-indhold efter tilførsel af den højt metalbelastede slamtype.
3 år efter slamanvendelsen er optagelse i planter af Zn Ni og Cd øget. Pb-optagelsen er, på trods af en meget stor tilførsel med slam ikke steget. Cd-indholdet øges i takt med stigende Cd-tilførsel, mens Ni-indholdet kun er forøget i planter dyrket på jord tilført Ni i størst mængde.
Plantetilgængeligheden af de tilførte tungmetaller med slam kan opstilles i rækkefølge med de mest tilgængelige først Cd>Zn>Ni>Cu,Mn,Cr,Co Pb. Indholdet i de dyrkede afgrøder (tabel 2.17) viser at metallerne koncentreres i top fra rodfrugt og i halm fra korn. I græs med lang vækstsæson koncentreres metaller i højere grad end i korn, der har en kort vækstsæson.

I forsøgsserien med dyrkning af afgrøder på slamgødet jord blev der ikke påvist direkte skader på vegetationen, d.v.s. at der næppe er optaget tungmetaller i afgrøderne af en størrelsesorden, der er plantetoksisk. Forureningsfaren ligger derfor i overførslen af tungmetal via afgrøder til senere led i fødekæden.
En øgning af Zn- og Ni-indholdet i planter af den størrelsesorden, som blev påvist efter slamgødning, kan næppe give sundhedsmæssige problemer for konsumenterne. En øgning af Cd-indholdet er derimod uønsket, da enhver øgning af menneskets Cd-belastning er betænkelig.

Hg-optagelse fra jord belastet med forskellige niveauer af kviksølv er blevet undersøgt af Sevel og Jensen (1976). Det fremgår af disse markforsøg, at ingen af de hidtil udførte analyser tyder på øget kviksølvoptagelse i afgrøderne.

Udover optagelse af tungmetal gennem roden sker der en vis aflejring af støv på planternes grønne dele, hvorved plantekoncentrationen kan forøges. En del af det atmosfæriske deponerede materiale vil afsættes direkte på vegetationen. I hvor høj grad depositionen påvirker afgrødernes indhold af et metal afhænger dels af depositionens størrelse i forhold til afgrødens indhold af metallet og dels af plantetilgængeligheden af metaller i jorden.
For Pb blev det i afsnit 2.3 vist, at tilførslen til landbrugsarealet hovedsagelig sker ved atmosfærisk deposition. For at bestemme den atmosfæriske Pb-deponering på afgrøder der gror i et område uden direkte industriel forureningspåvirkning (baggrundsområde) er der blevet gennemført vækstforsøg med græsafgrøder dyrket under kontrollerede betingelser i kar. (Hovmand, 1979).
Rodoptagelsen af Pb viste sig at være under 10% af den totale blyoptagelse.
Den resterende Pb - optaget i græs - må derfor ske gennem de overjordiske plantedele. På baggrund af forsøget blev det sluttet, at den atmosfæriske Pb-deposition er den dominerende kilde til overjordiske plantedeles blyindhold.

2.4.3 Påvirkning af faunaen

Tungmetalpåvirkningen af faunaen erkendes i første omgang som arts- og bestandsforandringer. Ved nærmere undersøgelser kan det påvises, om der er sket kemiske ændringer i organismen.

Undersøgelsen over effekten af tungmetalforurening på faunaen er koncentreret om højerestående dyr- især fugle. Det hænger sammen med at der herhjemme er et godt kendskab til forekomst og antal af vildt og fugle, hvilket gør det lettere at iagttage, når der sker ændringer.

Effekten af Pb på fugle er undersøgt ved at måle blyindholdet i æggeskaller og sammenholde dette med skaltykkelsen (Grandjean, 1976).

Periode	antal prøver	Pb koncentration (ppm) median	95% konfidens interval	interval min -max
1874-1953	12	1.73	1.27-3.38	0.89-4.33
1972-1974	11	2.13	1.35-3.09	1.02-4.77

tabel 2.18

a) blykoncentration i æggeskaller fra tårnfalke fra forskellige tidsperioder.

Oprindelse	antal prøver	Pb koncentration (ppm) median	interval	Tykkelse (mm) median	interval
Byområde	4	2.80	2.38-4.77	0.153	0.133-0.178
Baggrundsområde	7	1.52	1.02-2.19	0.200	0.180-0.220

(Grandjean, 1976)

b) blykoncentration i og tykkelse af æggeskaller fra tårnfalke fra by- og landområder 1972-74.

Der kan ikke ud fra resultaterne i tabel 2.18a ses nogen forskel i Pb-koncentration i æggeskallen fra de to perioder på trods af stigning i det atmosfæriske Pb-nedfald (se afsnit 2.11)
Sammenlignes koncentration og æggeskalstykkelse fra æg indsamlet i byområder med æg indsamlet i landområder (se tabel 2.18b) ses, at blykoncentrationen er større og æggeskalstykkelsen mindre i byområdet. Resultaterne viser iøvrigt en tydelig negativ korrelation mellem blykoncentrationen i æg og æggeskaltykkelsen. En del af korrelationen mellem Pb-koncentration og æggeskalstykkelse tilskrives en virkning af både Pb og chlorerede kulbrinter (Grandjean, 1976).
Det er derfor ikke klart om der er en sammenhæng mellem Pb og æggeskalstykkelse.
Pb-forgiftning blandt vandfugle efter indtagelse af blyhagl er veldokumenteret i USA, og i Danmark blev den første blyforgiftning registreret i 1969 (Clausen og Wolstrup, 1978b).
Undersøgelser er foretaget på statens veterinære serumlaboratorium i perioden 1971-77 på dødfundet vildt med det formål at vurdere omfanget af blyforgiftning blandt svømmefugle i Danmark som følge af optagelse af blyhagl.
Blyforgiftning opstår, når vandfugle under fouragering eller søgen

efter kråseflint optager blyhagl. Et enkelt blyhagl kan give dødelig forgiftning i en gråand.

	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	Total (%)
Frit levende, total	8	49	19	12	15	16	20	139
Frit levende, blyforgiftede	0	0	1	1	3	1	1	7 (5,0)
Opdrættet, total	15	30	30	26	43	44	21	209
Opdrættet,blyforgiftede	2	2	8	11	21	8	11	63 (30.1)
Gråænder, total	23	79	49	38	58	60	41	348
Blyforgiftede,total	2	2	9	12	24	9	12	70
Blyforgiftede, %	8,7%	2.5%	18.4%	31.6%	41.4%	15.0%	29.3%	20.1%

(Clausen og Wolstrup, 1978b)

Table 2.19 Antal registrerede tilfælde af Pb-forgiftninger hos gråænder 1971-77.

Af de 348 undersøgte gråænder, var 30% blyforgiftede. Heraf blev 5% vurderet som fritlevende, og 30% som opdrættede.
Undersøgelsen viser således, at blyforgiftningen fortrinsvis forekommer blandt opdrættede gråænder.
Dette anfægtes af Petersen og Meltofte (1979), der på basis af en undersøgelse i 1976 af kråser indsamlet hos et vildtfirma i København vurderer, at der er et langt større antal af vildtlevende gråænder end af opdrættede, der dør som følge af blyforgiftning.
Uanset ændernes levested er optagelsen af blyhagl fundet at være en af de almindeligste dødsårsager blandt gråænder. (Miljøstyrelsen, 1979).

I 1971-77 blev der desuden undersøgt 303 dødfundne svaner næsten kun knopsvaner. Heraf var knap 27% døde af blyforgiftning. (Clausen og Wolstrup, 1978b).

Hos dødfundne knopsvaner fra Ringkøbing fjord, fundet i årene 1974-78 blev det påvist, at 75% var døde som følge af blyforgiftning. (Petersen og Meltofte, 1979).

Udover dødsfald blandt gråænder og svaner efter indtagelse af blyhagl er der konstateret dødelig blyhaglforgiftning hos enkelte individer af andre vandfuglearter (Clausen og Wolstrup, 1978b).

	Lever (ppm) gens.	Lever (ppm) variation	Nyrer (ppm) gens.	Nyrer (ppm) variation
Harer	1.08	0.45-2.58	0.01	0.17-1.40
Ræv	0.34	0.1 -1.05	0.21	0.09-0.49
Husmår	0.82	0.23-1.98	1.20	0.34-1.93
Musvåge	1.01	0.1-6.11	1.15	0.1 -3.50
Ugle	0.48	0.11-1.19		
Spurvehøg	0.43	0.12-1.00		
Tårnfalk	0.48	0.1 -2.06		

(efter Clausen og Wolstrup, 1978b)

Tabel 2.20 Koncentrationen af bly i lever og nyrer fra dyr og fugle.

Det ses af tabellen, at Pb indholdet i fritlevende pattedyr er lavt, og at rovdyr, rovfugle og ugler kun har små blykoncentrationer i leveren. Musvåger er en undtagelse Afvigelsen kan skyldes, at Pb optages ved fouragering på blyforgiftede svømmefugle eller dyr med indskudte blyhagl.

Kobbers toksiske virkning for den højere fauna er bl.a. belyst i en undersøgelse af knopsvaner fra Ølsemagle, Sjælland (Clausen og Wolstrup 1978a). Organer fra 91 knopsvaner blev analyseret for Pb og Cu.

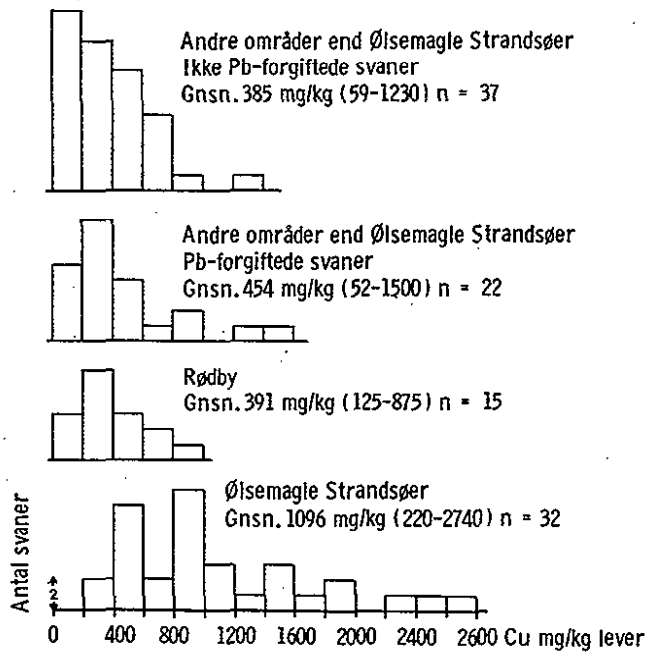


Fig. 2.6 Koncentration af Cu i lever af 91 knopsvaner. (Clausen og Wolstrup, 1978a).

Selvom der ses at være stor variation i resultaterne, er det klart, at nogle af svanerne fra Ølsemagle strandsøer er kraftig Pb belastet. 41% havde et Cu indhold i leveren over 1000 ppm, mens kun 7% fra andre områder havde tilsvarende højt Cu indhold. Også i nyrerne var gennemsnitskoncentrationen 2-3 gange højere fra Ølsemagle end i fugle andre steder fra.
Cu indholdet i svanerne er højt i forhold til indholdet i de få andre fugle og pattedyr, der er analyseret for Cu. Kalve, der er døde af Cu forgiftning, havde Cu indhold på 200-900 ppm i leveren.
Vestergaard (1975) har fundet, at der er et Cu indhold i jord og organisk materiale fra Ølsemagle på henholdsvis 49 gange og 36 gange Cu indholdet fra et uforurenet område.

De fleste svaner fra Ølsemagle havde imidlertid dødelige mængder Pb i lever og nyrer. Det kan således ikke ud fra undersøgelsen sluttes, om det høje Cu indhold har været en medvirkende dødsårsag. Det er dog nærliggende at antage, at der er en sammenhæng mellem tilstedeværelsen af flere kemiske industrivirksomheder i nærheden af strandsøerne, og de høje Cu- og Pbindhold i vegetation og i fugle.

Kviksølvbejdset såsæd har ikke herhjemme givet anledning til alvorlige forgiftningsulykker hos den terrestriske fauna (se afsnit 3.6.1).

2.4.4 Tungmetalkoncentrationer i levnedsmidler
På statens levnedsmiddelinstitut sker der løbende undersøgelser af vore levnedsmidler for tungmetaller. Resultaterne fra sådanne undersøgelser indenfor de seneste år skal i det følgende omtales.

Ved spormetalanalysen af oksekød og -organer (Engberg, 1975).
fundet et forhøjet indhold af Cd i oksenyrer fra den sydlige del af landet, som imidlertid ikke var signifikant.

Der blev derfor i 1975 indledt en ny undersøgelse med det formål at belyse den geografiske variation og eftervise, om grænsingsarealets geografiske placering i Danmark er af betydning for oksenyrernes metalindhold (Andersen og Engberg,1975). Undersøgelsen blev foretaget i Jylland og undersøgelsesområdet er opdelt i en nordjysk-, en østlig-midtjysk- og en sydøstjysk region.

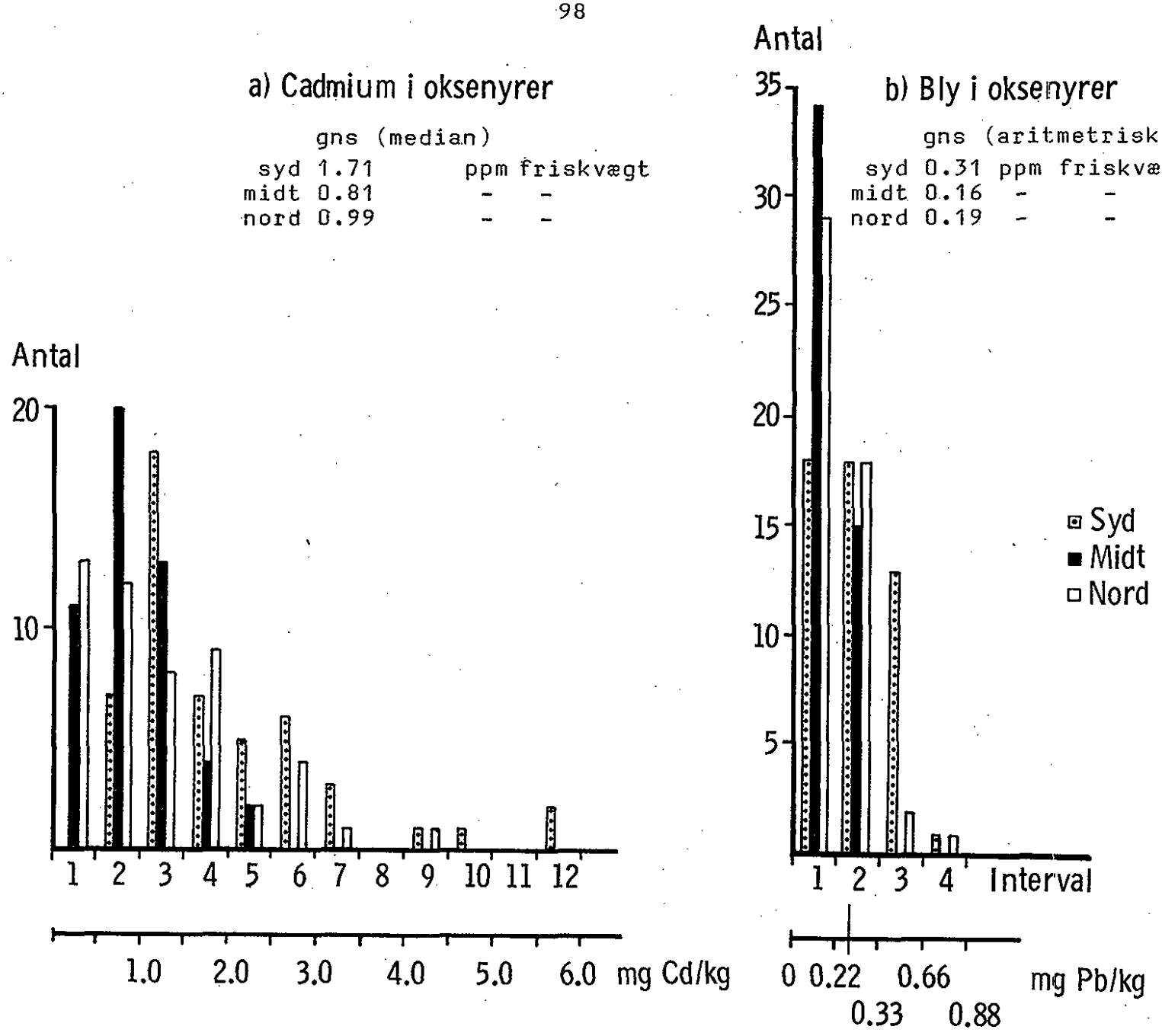


Fig 2.7 Cadmium og bly i oksenyrer. Histogrammer over fordelingen i Syd- Midt- og Nordjylland, 1975. (Andersen og Engberg, 1975).

Af fig. 2.7a fremgår, at oksenyrer med et lavt Cd-indhold er dominerende i alle 3 regioner, men det ses desuden, at der er en tydelig tendens til større Cd indhold i syd end i midt og nord og en svag tendens til større Cd-indhold i nord end i midt.
Cd-indholdet blev vist at være signifikant højere (gens 1.5-2 gange) i oksenyrer fra syd end fra resten af Jylland.

Over halvdelen af de undersøgte oksenyrer indeholder mere end den værdi på 1 ppm der i andre lande er foreslået som grænseværdi for tilladelig indhold af Cd i oksenyrer, og anvendelsen af danske oksenyrer til konsum kan medføre levnedsmiddelhygiejnisk uacceptable situationer.

Af fig. 2.7 b ses at Pb-indholdet i oksenyrer fra syd er højere (ca 2 gange) end fra resten af Jylland. Forskellen blev dog ikke påvist at være signifikant.

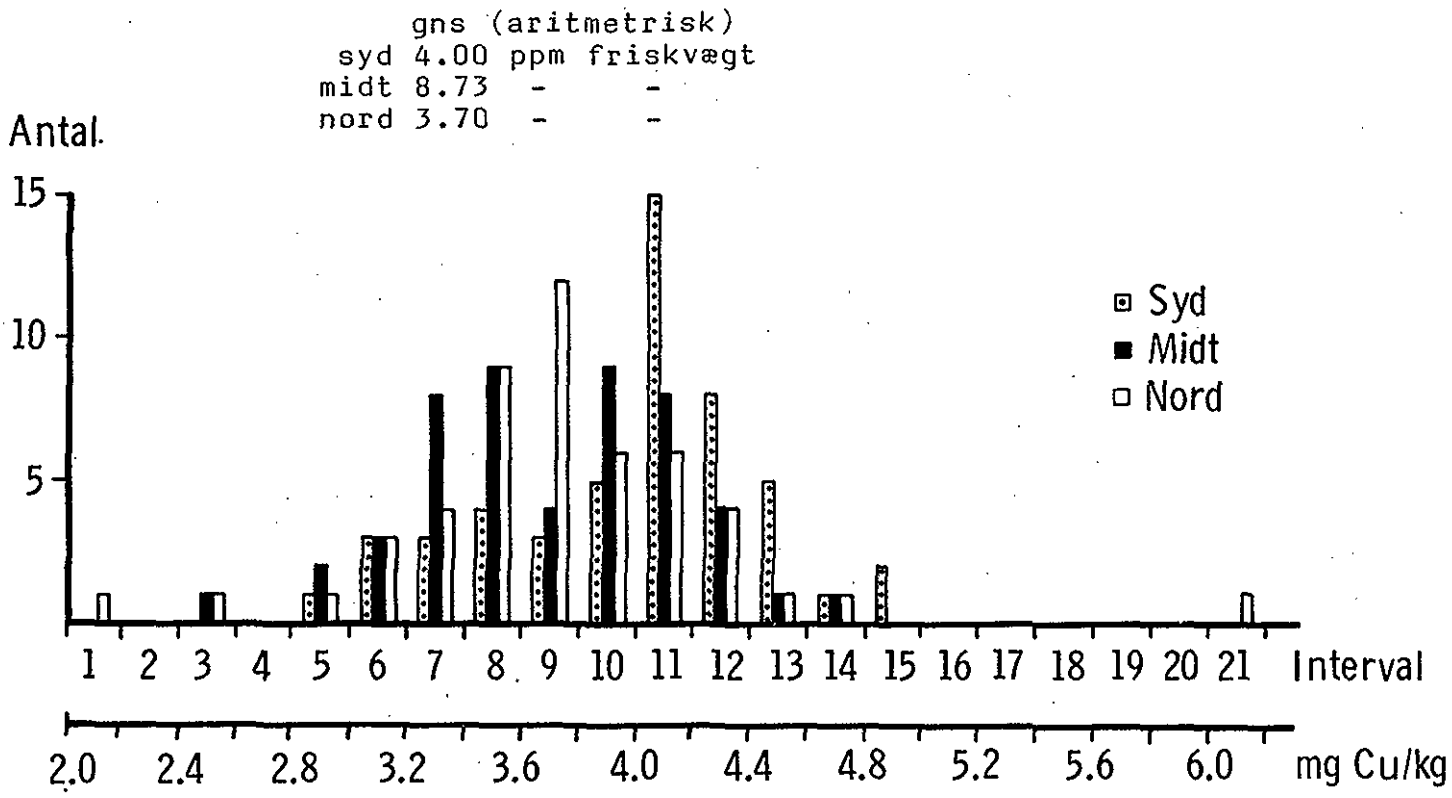


Fig. 2.8 Kobber i oksenyrer. Histogrammer over fordelingen i Syd-Midt- og Nordjylland, 1975. (Andersen og Engberg, 1975).

Af figuren ses, at i Sydjylland er Cu-indholdet i oksenyrer højere end i resten af Jylland. Forskellen er signifikant men kun på 10%.

Analyser af Zn-indholdet i oksenyrer viste at i middelzinkindholdet fra de forskellige områder er der intet, der tyder på geografiske forskelle frs syd- og midt- til nordjylland. Zn-indholdet er under den værdi, der anses for hensigtsmæssig i kosten.

I en tidligere dansk undersøgelse (Engberg, 1975) fandtes i oksenyrer Cd, Pb og Cu-indhold af samme størrelsesorden som i den foreliggende undersøgelse, mens der for Zn-indholdet er tendens til gennemsnitligt lidt lavere indhold i den sidste undersøgelse.

Indholdet af Cd, Pb og Cu i oksenyrer fra danske dyr blev vist at være tydelig afhængig af græsningsarealets geografiske placering, mens dette ikke gælder for Zn.

For Cd, Pb og Cu er der en syd- nordgående gradient.

Både ved direkte måling og ved biologisk monitoring af det atmosfæriske tungmetalnedfald er det påvist at tungmetalnedfaldet er størst i den sydøstlige del af landet (ca 1.5 gange højere) med en aftagende gradient mod nordvest. (se afsnit 2.1.1).
Tungmetaltilførslen med det atmosfæriske nedfald til landbrugsjord vil til en vis grad bestemme metalkoncentrationen i græs, og græs udgør oksernes væsentligste fødeemne i hvert fald fra maj til oktober.

På statens veterinære serumlaboratorium er Pb-indholdet målt i brystmuskel og lever på blyforgiftede gråænder og svaner (Clausen og Wolstrup, 1978a).
Pb-indholdet i kødet (0,1-4ppm) på blyforgiftet andevildt ligger klart over indholdet af Pb i kød generelt. Niveauet kan dog langt fra karakteriseres som alarmerende for den almindelige konsument, der næppe lever på en ensidig kost af stegte ænder. Det meget høje Pb-indhold i lever (12-109 ppm)medfører imidlertid, at det ikke kan tilrådes at spise andelever fra blyforgiftede fugle (miljøstyrelsen, 1979).

Statens levnedsmiddelinstitut har undersøgt dansk produceret frugt og grøntsager for tungmetaller (Pb, Cd, Cu og Zn) og vurderet koncentrationerne ud fra et levnedsmiddelhygiejnisk synspunkt (Andersen, 1979).

Pb-indtagelse	g Pb/person/uge Med.-max 40 - 120	% af PTWI[1)] 1.1 - 3.4
Cd-indtagelse	g Cd/person/uge Med.-max 65 - 115	% af PTWI 12 - 22
Cu-indtagelse	mg Cu/person/dag Med.-max 0.29-0.40	Ernæringsmæssig behov 2.1 mg/person/dag
Zn-indtagelse	mg Zn/person/dag Med.-max 1.2-1.6	Ernæringsmæssig behov 15 mg/person/dag

(efter Andersen, 1979)

Tabel 2.22 x) Tungmetal indtagelse med danske grøntsager og frugt.

1) PTWI = Anbefalede (FAO/WHO)tolerable ugentlige indtagelse med føden.

Af tabel 2.22 ses at indtagelsen af Pb med dansk frugt og grøntsager udgør 1.3 - 3.4% af PTWI. Indtagelsen af Cd med dansk frugt og grøntsager udgør 12-22% af PTWI. Da frisk frugt og grønt er en betydelig kilde til menneskets indtagelse af Cd, er det vigtigt at begrænse forhold der kan influere på stigende optagelse af Cd. Indtagelsen af Cu og Zn med dansk frugt og grøntsager kan på det foreliggende grundlag ikke siges at være et specielt levnedshygiejnisk problem.

x) tabel 2.21 er udgået.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.4

Gødskning med en industribelastet slamtype giver en gødningsvirkning der er ringere end forventet udfra næringsindholdet.

Svenske undersøgelser har vist at humifierings- og mineraliserings-processen i naturlige sure skovjorde hæmmes ved tungmetalniveauer, der er forholdsvis lave i forhold til baggrundsniveauet. Allerede ved et Cu-Zn indhold på ca 3 gange baggrundaniveauet skete der en hæmning af kvælstof- og fosformineraliseringen.

Optagelse i planter

Planter er i stand til at optage metaller fra jorden gennem roden og fra luften direkte gennem bladene.

For Pb-koncentrationen i græs er det vist, at 90% stammer fra blynedfald på bladene.

Plantetilgængeligheden af tungmetal tilsat jorden som salte blev vist at være Cd>Ni>Cu>Cr>Pb.

Gennem meget omfattende dyrkningsforsøg på slambehandlet jord blev det konstateret, at der er stor forskel i optageligheden af de forskellige metaller i afgrøder. Optagelsen af Pb og til dels Cr, Cu, Mn og Co synes kun i ringe grad at påvirkes af selv meget stor ekstra tilførsel med slam. Omvendt optages Cd, Zn og Ni i forøget mængde i afgrøden ved stigende tilførsel med slam. Hg-optagelse i planter har ikke kunnet påvises at øges ved slamtilførsel.
Plantetilgængeligheden af tungmetal tilført jorden med slam blev vist at være Cd>Zn>Ni>Cu,Mn,Cr,Co>Pb.
Afgrøder med lang vækstsæson og afgrøder der høstes grønne, synes at være de mest udsatte for tungmetalbelastning. I kornafgrøder findes det største tungmetalindhold i halm.
Ekstraoptagelser af Zn og Ni i afgrøder ved slamgødning med maximalt 30 t TS/ha/år er af en størrelse der næppe kan give sundhedsmæssige problemer for konsumenterne. Derimod er en øget optagelse af Cd uønsket, da enhver øgning af menneskets Cd-belastning er betænkelig.

Optagelse i faunaen

Pb-indholdet i tårnfalkeæg er påvist at være negativ korreleret med æggeskaltykkelsen, uden at det deraf med sikkerhed kan sluttes, at bly har påvirket æggeskaldannelsen. Pb-koncentrationen i tårnfalkeæg har tilsyneladende ikke ændret sig i de seneste 100 år.

Pb-forgiftning hos vandfugle som følge af blyhaglindtagelse er konstateret i flere tilfælde, og fra 1971-77 er blyforgiftning vurderet at være en af de hyppigste dødsårsager hos gråænder og knopsvaner.

Der er ikke fundet Pb-forgiftning af pattedyr og rovfugle, men musvåger har høje Pb-koncentrationer i leveren, sandsynligvis som følge af, at byttedyrene er blyhaglsforgiftet.

Cu er mistænkt for at have været en medvirkende dødsårsag hos knopsvaner i et stærkt kobberforurenet område.

Indhold af tungmetal i oksenyrer fra Jylland målt i 1975

Cd-indholdet i oksenyrer er signifikant højere - 1.5-2 gange - i Sydjylland end i resten af Jylland og over halvdelen af nyrerne havde et indhold over WHOs grænseværdi for levnedsmidler til konsum. Pb-indholdet i oksenyrer er generelt lavt.Der findes Pb i flere prøver fra det sydlige Jylland end fra resten af Jylland, uden at det kan fastslås, om der er en signifikant geografisk forskel i Pb-indholdet. Cu-indholdet i oksenyrer har et lidt højere indhold (signifikant) fra Sydjylland end fra resten af Jylland. For Zn-indholdet i oksenyrer er der ikke konstateret nogen geografisk forskel. For Cd,Pb og Cu er der i oksenyrer som for nedfaldet fra atmosfæren og mos indsamlet fra hele landet en syd-nordgående gradient. Den geografiske forskel i tungmetalindholdet i oksenyrer synes at skyldes et større atmosfærisk nedfald i det sydlige Jylland end højere oppe i Jylland som følge af fjerntransporten af tungmetaller fra Centraleuropa.

Hyppig indtagelse af oksenyrer må udfra de foreliggende undersøgelser af danske slagtedyr vurderes at være sundhedsmæssig betænkeligt som følge af indholdet af Cd.

Pb i lever fra blyhaglsforgiftede andefugle er klart over den ønskelige grænseværdi i fødevarer.

Generelt for dansk produceret frugt og grøntsager er indholdet af Pb, Cd, Cu, Zn under den værdi, der anses for tolerabel, men det må vurderes at en stigning i Cd-indholdet vil være uacceptabel, fordi Cd i det væsentligste indtages med vegetabilier.

2.5 RISIKO FOR NEDSIVNING AF SPORMETALLER TIL DRÆN- OG GRUNDVAND FRA DISPONERING AF FAST AFFALD.

Ved slutanbringelse af fast affald er der fare for en uheldig indvirkning på vandkvaliteten af overfladevand og grundvand. Fast affald omfatter, råaffald, forbrændingsslagger og -aske, kompost og slam. Nedsivningsfaren skyldes, at gennemsivende vand kan suspendere og opløse sporstoffer, som findes i affaldet, og transportere disse med overfladeafstrømning til recipienter eller via nedsivning til grundvandet.

Slutdisponering af fast affald sker herhjemme enten ved deponering på lossepladser og specialdepoter eller ved spredning på jordbrugsarealer.

Vandet fra overfladeafstrømning og nedsivningsvandet fra kontrollerede lossepladser skal i følge en vejledning om kontrollerede lossepladser (miljøstyrelsen, 1974) opsamles og bortskaffes på kontrolleret vis.

Det skulle således kun være nedsivning fra eksisterende ikke miljølovs godkendte lossepladser der rummer risiko for vandkvalitetsforringelse. Ved anvendelse af slam og kompost til opfyldning ved retablering og anlægsarbejder og ved slutanbringelse af slam i jordbruget, sker disponeringen på så store arealer, at opsamling af nedsivningsvandet er urealistisk og der er derfor en fare for dræn- og grundvandsforurening.

Af den mængde slam der i 1977 blev produceret herhjemme blev 45% anvendt i jordbruget, mens 55% blev anbragt på lossepladser.

I tabel 2.23 er sammenstillet oplysninger om nedsivningsvandets sporstofindhold ved forskellige affaldstypers slutanbringelse.

Stof	Enhed	Råaffald (Norden) interval	t.v.	Slam,jordbrug (Norden) interval	t.v.	Kompost,deponi (Norden) interval	t.v.	Kompost"tykke lag"(Norden m.m) interval	t.v.	Slagger,deponi (Danmark) interval	t.v.	Slagger"tykke lag"(Danmark) interval	t.v.
Aluminium,Al	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	<1-1080	30	-	-
Arsen,As	µg/l	-	-	-	-	<4	-	<4-<5	<4	4.5-20,5	10	-	-
Bly, Pb	µg/l	1-300	10	<1	<1	70-400	-	50-1000	200	<1-12	10	<10-14	-
Cadmium, Cd	µg/l	0,1-90	1	0,1-0,3	0,1	<10	-	<10-60	-	<1-<20	<5	<5	-
Cobolt, Co	µg/l	4-70	20	<1	<1	<50	-	<50-<100	<50	-	-	-	-
Chrom, Cr	µg/l	2-170	50	<1	<1	<50	-	40-300	<50	<5-80	30	5	-
Jern, Fe	mg/l	6,8-258	70	-	-	2	-	2-50	7	0-0,37	0,15	-	-
Kobber, Cu	µg/l	8-85	20	2-18	5	100	-	50-1000	800	<1-80	20	30	-
Kviksølv, Hg	µg/l	0-06	-	-	-	3-10	-	-		<0,05-0,29	<0,05	-	-
Mangan, Mn	mg/l	-	-	0,02-1,1	0,05	1-2	-	0,7-6,7	4	0,029-0,3	0,04	-	-
Nikkel, Ni	µg/l	5-330	30	<2	<2	50	-	50-600	200	-	-	-	-
Zink,Zn	mg/l	0,055-2,65	0,12	0,036-0,1	0,05	<3	-	0,04-100	<3	0,01-0,15	0,03	0,01-0,02	-
		7 lossepladser		2 undersøgelser,lysimeter									

(efter Andersen og Christensen, 1977).

tabel 2.23 Koncentrationer i perkolat fra forskellige affaldskategorier, interval og typisk værdi (t.v.).

For at få størrelsesordenen for de totale udvaskede mængder stof er der i tabel 2.24 opstillet udvaskningstal beregnet som gennemsnit pr år pr affaldsmængde produceret af 100.000 personer.

Stof	Enhed	Slam,jordbrug (Norden)	Slagger, deponi (Danmark)	Slagger, "tykke lag"(Danmark)	Kompost,"tykke lag"(Norden)
Aluminium, Al	g	-	30	-	-
Arsen, As	g	-	10	-	-
Bly, Pb	g	1400	<5	35	3500
Cadmium, Cd	g	45	<3	<16	<170
Cobolt,Co	g	-	-	-	-
Chrom, Cr	g	<500	<20	<16	<800
Jern, Fe	kg	-	0,1	-	120
Kobber, Cu	g	2400	<8	90	5000
Kviksølv, Hg	mg	-	<240	-	-
Mangan, Mn	g	24.000	50	-	-
Nikkel, Ni	g	<900	-	-	-
Zink, Zb	g	24.000	25	90	50.000
		2 forsøgsrækker	én forsøgsrække		

(efter Andersen og Christensen, 1977)

tabel 2.24 Udvaskede stofmængder fra forskellige affaldskategorier gennemsnitligt pr år pr 100.000 mennesker.

Af tabel 2.23 og 2.24 ses, at anbringelse af kompost i tykke lag både giver den største koncentration af tungmetaller i nedsivningsvandet og den største totaludvaskning.

I tabel 2.25 ses, at de udvaskede stofmængder fra affaldet er ca. 100 gange større for kompost og 10-1000 gange større for slam udlagt i tykke lag end fra et normalgødet landbrugsareal. For slam udspredt på jorden (5 t TS/ha) er de udvaskede sotfmængder af samme størrelsesorden som udvaskningen med drænvand fra et landdistrikt.

Slam anvendt i jordbruget giver i forhold til andre affaldstyper og anbringelsesmuligheder de laveste koncentrationer i nedsivningsvandet, men ser man på total udvaskede stofmængder, er slam den affaldstype, der næst efter kompost giver de størst udvaskede stofmængder.

For at vurdere forureningsrisikoen ved nedsivning fra fast affald må man sammenligne med den tungmetalnedsivning, der iøvrigt findes i området.

Stof	Kompostperkolat (tykke lag)	Slamperkolat (tykke lag)	Slamperkolat (5 t TS/ha)	Drænvand gens 15 morænejord
Bly, Pb	500	-	3	1,4
Cadmium, Cd	25	25	0,1	0,2
Jern, Fe	17.500	-	-	
Kobber, Cu	750	50	5	3,4
Mikkel, Ni	-	2200	2	30 +)
Zink, Zu	7500	25.000	50	44
ref.	Andersen og Christensen, 1977			Jensen,1978 x Kjellerup, 1975

Tabel 2.25 Sammenligning mellem spormetalmængder udvasket ved nedsivning fra kompost og slam udbragt i tykke lag samt slam udspredt på jord (5 t TS/ha) og udvaskning med drænvand fra et normalgødet landbrugsareal g/ha/år.

I tabel 2.25 ses, at de udvaskede stofmængder fra affaldet er ca. 100 gange større for kompost og 10 - 1000 gange større for slam udlagt i tykke lag end fra et normalgødet landbrugsareal. For slam udspredt på jorden (5 t TS/ha) er de udvaskede stofmængder af samme størrelsesorden som udvaskningen med drænvand fra et landdistrikt.
På trods af at talmaterialer er spinkelt, må anvendelsen af slam og kompost i tykke lag, f.eks. ved retablering af grusgravsarealer, vurderes at betyde en væsentlig risiko for dræn- og grundvandsforringelse i området.

Slam udbragt i beskedne mængder (5 t TS/ha) kan, udfra de foreliggende oplysninger antages at betyde en fordobling af drænvandets indhold af tungmetaller. Af praktiske grunde vil slam oftest udbringes i større mængde.15 tTS/ha er den maximale mængde, der anbefales.

En nedsivning af tungmetaller ved slutdeponering af slam i en hedeplantage er undersøgt af Olesen (1976).
Plantagen er beliggende på en grov hedesandjord, og der er udbragt henholdsvis 51 t TS/ha ikke-industribelastet slam og 42 t TS/ha indu-

stribelastet slam. Desuden er der tilført jordbrugskalk til nogle af parcellerne.
På alle parcellerne blev der udtaget grundvandsanalyser. Resultaterne efter 3 år er angivet i tabel 2.26.

Metal	Ubehandlet	Slam I (Brande)		Slam II(Herning)		Højst tilladelige værdi x
		ukalket	kalket	ukalket	kalket	
Pb	3,2	3,9	4,4	2,6	3,5	50
Cd	1,5	2,2	3,4	2,6	2,3	5
Cr	1,7	2,6	2,0	3,3	3,6	50
Ni	4,4	6,3	5,4	6,7	10,1	50
Cu	2,6	2,9	4,0	3,4	4,5	100-3000
Co	4,5	6,4	5,8	3,7	5,6	-
Zn	61	457	244	455	255	5000
Mn	81	259	229	144	179	-

(Olesen, 1977)
x (Miljøministeriet, 1980 a)

Tabel 2.26 Grundvand. Koncentration af tungmetaller (µg/1). Gennemsnitsværdier for perioden 1974-1977. Til sammenligning er angivet de højst tilladelige værdier for tungmetaller i drikkevand.

Der ses en generel tendens til at slamtilførslen har øget sporstofindholdet i grundvandet. For Zn- og Mn- koncentrationen i grundvandet er forøgelsen betydelig. Sammenlignes grundvandskvaliteten uden slamgødet jord med de tilladelige værdier for vandkvalitet til drikkevand ses at selv en mindre forøgelse af Cd-koncentrationen er betænkelig.
Forsøgene er udført på en kolloidfattig jord med realtivt lavt pH, d.v.s. under forhold hvor man må forvente, at bindingen af sporstoffer er dårligst (se afsn. 2.31). Da den tilførte slammængde er en engangstilførsel og knap 2 gange større end det maximalt tilrådelige (30 t TS/ha/år) for et skovbrugsareal, må slamtilførsel til hedeplantage på grovsand vurderes at rumme en betydelig fare for forringelse af grundvandskvaliteten.

Udvaskningen af sporstoffer fra askedeponi er behandlet i afsnit 2.6.2.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.5

Fast affald kan slutanbringes på lossepladser ved udlægning i tykke lag eller ved spredning som gødning i jordbruget.
Undersøgelse af nedsivningsvand fra forskellige former for affald slutanbragt på ovennævnte måder har vist, at kompost i tykke lag giver den største koncentration af tungmetaller i nedsivningsvandet og den stør-

ste totaludvaskning. Slam anvendt i jordbruget giver laveste koncentrationer af tungmetal i nedsivningsvandet, men totaludvaskningen er betragtelig og den største næst efter udvaskningen fra kompost.

Udlægning af slam og kompost i tykke lag som ved retablering af grusgrave rummer en betydelig risiko for nedvaskning af tungmetaller til dræn- og grundvand.
Slam udbragt med 5 t TS/ha til landbrugsjord vil kunne fordoble drænvandets indhold af tungmetaller. Slamudlægning i en plantage på hedesandsjord i doser kun lidt over den maximalt anbefalede dosis gav anledning til forøgede koncentrationer af tungmetal i grundvandet. Indvinding af drikkevand i området er betænkelig på grund af forøgelsen af Cd-indholdet.

Udvaskningsfaren fra kontrollerede lossepladser skulle, hvis retningslinjerne for kontrollen efterleves, være lille.

2.6 FREMTIDIG FORURENING MED SPORSTOFFER

2.6.1 Slamanvendelse i jordbruget

Slamproduktionen er skønnet til i 1985 at være 1.739.300 t slam/år (15% slamtørstof) (Miljøstyrelsen, 1978a). Det svarer til 261.000 t TS/år.

Regnes for hele landet at ca 42% disponeres i jordbruget i 1985 - estimeret ud fra prognoser for Vestsjællands amt -skulle der aftages 110.000 t TS/år mod 40.000 t TS/år i 1977. Anvendes der 15 t TS/ha/år, ville der i 1985 skulle bruges o,24% af landbrugsarealet med o,o9% i 1977.

Ifølge udkast til bekendtgørelse om spredning af slam på jord må der efter 1. september 1980 kun være et vist indhold af Cd, Hg og Pb i slam (se afsnit 2.1.3).

Anvendes slam med det højst tilladelige tungmetalindhold giver det en tilførsel pr ha landbrugsjord, som det fremgår af tabel 2.27.

Tilførsel	Cd	Hg	Pb	ref.
		g/ha		
Slam 15 t TS/ha/år	120x)	90	7125	beregnet
Kunstgødning + staldgødning	5	2	16	tabel 2.15
atmosfærisk nedfald	2.8	0.7	140	tabel 2.1
År for fordobling (slam) 1	5	1.4	5.4	
År for fordobling (øvrige tilførsler) 1	98	57	271	

1. Antal år for fordobling er beregnet på grundlag af jordens gens indhold af tungmetaller i pløjelaget (0-20 cm), samt under forudsætning af at fraførslen er som anført i tabel 2.15.

Tabel 2.27 Tilførsel af tungmetal til landbrugsarealet (g/ha/år), hvis der anvendes slam eller kunst-/staldgødning, samt år for fordobling i pløjelaget (0-20 cm)

Af tabel 2.27 ses at anvendelsen af 15 t TS/ha/år med begrænset tungmetalindhold betyder, at indholdet af Cd, Hg og Pb i pløjelaget fordobles i løbet af ca 5 år. Uden slamtilførsel, men med anvendelse af kunstgødning/staldgødning, sker der en fordobling af Cd, Hg og Pb indholdet i løbet af ca 250 år. Ud fra de foreliggende beregninger vil Hg fordobles først efterfulgt af Cd og Pb.

x) Ifølge udkast til bekendtgørelsen vil der formentlig max. tillades udbragt 50 g Cd/ha/år, hvilket vil betyde en lavere dosering pr ha af slam indeholdende den max. tilladelige Cd-koncentration. Følgelig vil fordoblingstiden blive større.

2.6.2 Deponering af flyveaske

Det er veldokumenteret, at der i forbindelse med kraftværkernes afbrænding af kul sker en opkoncentrering af en række tungmetaller og metalloider i flyveasken og bundasken i forhold til koncentrationen i det indfyrede kul. En række toksiske metaller viser en særlig udpræget tendens til opkoncentrering ved faldende partikelstørrelse. Det er især de mindste partikler, der slipper gennem skorstensfiltrene, som kan give anledning til en luftforurening og sundhedsmæssige overvejelser, idet metallerne gennem indånding herved kan optages i den menneskelige organisme.

Den primære bekymring i miljømæssig henseende ved deponering af flyveaske skyldes muligheden for forurening af overfladevand og grundvand, som kan tilføres percolat med opløste sporstoffer fra deponiet. Det har ligeledes vist sig, i forbindelse med etableringen af en vegetation på askedeponiarealer, at en række sporstoffer enten forekommer i koncentrationer, der er toksiske for planter, eller i særlig grad opkoncentreres i planternes overjordiske dele.

2.6.2.1. Arealforbruget ved deponering af flyveaske

Forbruget af kul var i 1978 ca 6 mill tons, hvilket er en fordobling siden 1973. Ifølge prognose udarbejdet af ELSAM 1978 vil forbruget vokse til omkring 17 mill. tons i 1989.

Flyveaske produceres i en mængde svarende til maximalt 14% af det indfyrede kul (Dansk Kedelforening, 1979), hvilket i 1989 indebærer en askeproduktion på ca 2,38 mill tons. En del af asken kan finde anvendelse inden for betonindustrien - på længere sigt dog næppe mere end ca 400.000 tons (Hansen, 1978). Knap 2 mill tons aske må således deponeres på lossepladser eller i specialdepoter. Hvis dybden i deponiet abitrært sættes til 2 m, vil det årlige arealbehov for 1989 - med en vægtfylde på ca 0,8 tons/m^3 aske- .være på mere end 1.25 mill m^2, eller mere end 1250 ha over en 10 års periode. Arealberegningerne vil ændres væsentlig, hvis der fremover i større udstrækning sker genanvendelse af flyveaske.

2.6.2.2 Udvaskning af sporstoffer fra askedeponier

Tabel 2.28 viser koncentration af en række sporelementer i flyveaske fra polske kul anvendt på Studstrupværket i 1979 (Dansk Kedelforening, 1979) i forhold til koncentrationen i dansk landbrugsjord (Tjell og Hovmand, 1978).

element	flyveaske fra polske kul ppm	landbrugsjord (g.sn.) ppm
Ca	40.000	3.470
Cd	8,9	0,25
Co	-	0,3
Cr	71	12
Cu	189	13
Fe	68.000	9.250
Mg	-	1.420
Mn	1.180	268
Ni	105	6
Pb	282	16
Sr	823	17
Zn	694	28
Hg	0,56	0,08 +)

Tabel 2.28 Totalindholdet af sporelementer i flyveaske og dansk landbrugsjord.+) Sevel 1975.

Det kan af tabel 2.28 udledes, at f.eks. Cr, Hg, Pb, Ni, Cu og Cd er opkoncentreret med en faktor 5-30 i forhold til landbrugsjord. Det skal dog understreges, at den pågældende flyveaske ikke kan betragtes som værende repræsentativ for flyveaske i almindelighed eller dansk produceret flyveaske. Udenlandske undersøgelser (Miljøstyrelsen, 1978b) viser således, at sporelementindholdet varierer stærkt fra kultype til kultype, og iøvrigt varierer med forbrændingsbetingelserne og effektiviteten af filterudstyret.

Flyveaske er kemisk sammensat af uforbrændt organisk stof, smeltede glasagtige mineralpartikler samt silicium-, jern-, mangan- og calciumoxider. Sporelementer som As, Cd, Mo, Pb, Se og Zn er i udpræget grad overfladebundet til de små askepartiklers metaloxider. Dette gælder i nogen udstrækning også for Co, Cu, Cr, Ni, Sr og V. Graden af overfladebinding, og dermed mobiliseringsgraden, fremgår af tabel 2.29 som er ekstraktions-analyser for forskellige amerikanske flyveasketyper (Theis et al, 1979).

Metal (1)	Interval (2)	gens. (3)
As	65-100	93
Cd	<2-58	25
Cr	15-84	44
Cu	25-75	48
Pb	5-40	8
Ni	5-42	11
Zn	10-70	30

(Theis et al,1979)

Tabel 2.29 Koncentration af spormetal i overfladen på flyveaske udtrykt som % af total).

Det ses således, at mere end 90% af den totale Pb-indhold er utilgængeligt på kortere sigt, hvorimod mere end 90% af As-indholdet er potentielt mobiliserbart.

Det er i sidste instans askens syre/base-forhold som er afgørende for sporelement-mobiliseringen i et vandigt miljø - og dermed for risikoen for en grundvandsforureing.

Mobiliseringen af sporstoffer følger et generelt forudsigeligt mønster med faldende opløselighed med stigende pH. As en væsentlig undtagelse fra dette mønster, idet As er relativt letopløselig ved såvel lavt som højt pH.
For sure asketyper er der således høj risiko for udvaskning af følgende elementer: As, Cd, Pb, Cr, Ni og Cu.
For alkaliske asketyper viser udvaskningsforsøg (Miljøstyrelsen, 1978b) at koncentrationerne i percolatet af potentielt toksiske elementer som Se, Cr og As overskrider EF-direktivets normer for maximalt tilladelige koncentrationer i drikkevand. Dette gælder også for visse makro-ioner som f.eks. sulfat.
Koncentrationen af B, Cr, Mo og Se overskrider endvidere anbefalede grænseværdier for vand anvendt til markvanding (Miljøstyrelsen, 1978b).

2.6.2.3 Sporelement-akkumulering i planter voksende på askedeponier.

Oplagringspladser for flyveaske vil ofte lokalt stå i kontrast til den eksisterende upåvirkede vegetationstype. Alene af denne grund vil det således være ønskeligt at kunne etablere en beplantning i rimelig harmoni med det eksisterende landskab. Beplantningen vil imidlertid også stabilisere arealet og herved hindre vand- og vinderosion og de hermed ledsagende miljøproblemer. Fordampningen fra vegetationen vil endvidere i væsentlig grad medføre, at nedsivningen og udvaskningen af regnvand mindskes.

En række plantearter kan imidlertid ikke vokse ved direkte rodkontakt med flyveaske. Omvendt er væksten af andre planter tilsyneladende upåvirket af dette vækstmedium (Scanlon, 1979). Der er imidlertid risiko for at såvel landbrugsafgrøder som naturligt etablerede planter kan optage og opkoncentrere en række toksiske sporelementer fra flyveasken. B kan optræde i koncentrationer i flyveasken, som direkte virker plantetoksisk på f.eks. dyrkede kålplanter (Scanlon, 1979).

Undersøgelser af en naturlig etableret vegetation af markstenkløver viser, at 19 sporelementer optræder i forhøjede koncentrationer i forhold til indholdet i planter voksende på en upåvirket "referancejord" (Furr, 1975). Koncentrationen i de overjordiske dele i ppm, og opkoncentreringsfaktoren angivet i parentes er som følger: As 0,11 ppm (10), Cd 3,2 ppm (0,5), Cr 1,8 ppm (2), Rb 46 ppm (50), Se 5,3 ppm (90).

Analyser af indholdet af sporelementer i bladene på 7 forskellige plantearter dyrket på flyveaske (Miljøstyrelsen, 1978b) viser et stærkt forhøjet indhold i bladene af Se, Ni og B for alle arter. Samme tendens er mindre udtalt for Cd, Cu, Hg og Zn. Cr og Pb viser derimod ingen tendens til opkoncentrering.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 2.6

Det må på basis af de foreliggende forskningsresultater konstateres, at der er miljømæssige risici i forbindelse med deponeringen af flyveaske. Det er i sidste instans askens syre-base forhold, som er afgørende for sporstofmobiliseringen i et vandigt miljø. For sure asketyper er der risiko for udvaskning/nedsivning af As, Cd, Pb, Ni og Cu. For alkaliske asketyper viser udvaskningsforsøg, at Se, Cr og As indholdet i percolatet kan overskride EF-direktivets grænse for maximalt tilladelige koncentrationer i drikkevand. Anbefalede grænseværdier for vand anvendt til markvanding overskrides for B, Cr, Mo og Se.

Flyveaske som vækstmedium kan direkte virke toksisk på visse planter. På basis af relativt få vækstforsøg må det vurderes, at der er risiko for en akkumulering af følgende sporelementer: Se, Ni, B, Cd, Cu, Hg og Zn Det må dog antages, at stofoptagelsen bl.a. vil afhænge af plantearten, sporstofkoncentrationen i asken, askens surhedsgrad og udvaskningsgrad.

2.7 REFERENCELISTE

Aaby, B. et al. (1979) Pb - 210 dating and lead deposition in the ombrotrophic peat bog, Draved mose, Denmark. D.G.U.

Andersen, A.E. (1978) Gødning som dyrkningsfaktor, Udvikling i tilførsel af plantenæringsstoffer og sporstoffer til dansk landbrugsjord. Ugeskrift for Jordbrug, nr. 19.

Andersen, A. et al. (1978) Heavy metal deposition in the Copenhagen area. Environ. Pollut. 17, 133-151.

Andersen, A. og Engberg, A. (1975) Cadmium, Bly, kobber og zink i oksenyrer fra Jylland. Statens Levnedsmiddelinstitut, publ. 36.

Andersen, A. (1979) Pb, Cd, Cu og Zn i dansk produceret frugt og grøntsager, 1977-78. Statens Levnedsmiddelinstitut, publ. 4o.

Andersen, L. og Christensen, T.H. (1977) En vurdering af fast affald som kilde til vandforurening. Nordforsk. Miljøvårdssekretariatet, publ. 2.

Clausen, B. og Wolstrup, C. (1978a) Copper load in Mute Swans found in Denmark. Nord. Vet. Med. 1978, 30 s. 260-266.

Clausen, B. og Wolstrup, C. (1978b) Lead Poisoning in Game from Denmark. Statens Veterinære Serum Lab. Kbh.

Damgaard-Larsen, S. et al. (1979) Årlig tilførsel af slam fra rensningsanlæg til landbrugsjord. Tidsskrift for Planteavl 83: 349-386.

Damgaard-Larsen, S. et al. (1979) Engangstilførsel af slam fra rensningsanlæg til landbrugsjord. Tidsskrift for Planteavl 83: 387-403.

Engberg, Å. (1975) Spormetaller (Hg, Pb, Cd, As, Sb, Cu og Zn) i oksekød og -nyrer.
Statens levnedsmiddelinstitut, intern rapport F 75014.

Folkeson, L. (1979) Effekter av tungmetallföroreningen på nedbrydningsprocesser i skogsmark.
V: motor-exhaust lead.
Naturvårdsverket, rapport 1180.

Furr, K. et al. (1975) Multielement residues in tissues of Guinea Pigs fed sweet clover grown on Fly Ash.
Arch. Environ. Health, 30, s. 244 - 480.

Grandjean, P. (1976) Possible Effect of Lead on Egg-Shell Thickness in Kestrels 1874 - 1974.
Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, vol. 16, no. 1.

Handelsgødningsstatistik (1977)

Hansen, K. (1978) Fremtidsperspektiver i kulanvendelse.
Elektroteknikeren nr. 23, s. 3-12.

Hansen, E. (1980) Tilførsel af cadmium til landbrugsjord, optag og skader på planter, dyr, kilder til befolkningens cadmiumexponering.
Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, DTH.

Hirslund, F. (1977) Tilladelig metalbelastning af slam for spredning i jordbruget.
Vand, 2.

Hovmand, M. (1975) Atmosfærisk tungmetalnedfald i Danmark.
NJF Seminar, Tungmetaller, Sirkulasjon i jordbruket.
Åstrykk, Norge 184-188.

Hovmand, M.F. (1976) Atmosfærisk metalnedfald i Danmark
1 års rapport.
Institut of Plant Ecology.
University of Copenhagen (mimeogr.)

Hovmand, M.F. (1977b) Spormetaller i atmosfærisk nedfald.
Spormetaller.
Dansk Ingeniørforening.

Hovmand, M.F. (1977c) Tungmetaller i nedbør.
Nordforsk Miljøvårdssekretariatet. publ. 2.

Hovmand, M.F. (1979) Atmosfærisk deposition, en vigtig tungmetal-
kilde til landbrugsarealet.
Naturvårdsverket, rapport 1131.

Jacobsen, J. (1979) Personlig meddelelse.

Jensen, J. (1978) Indhold af B, F, Mn, Cu, Cd, Pb og Zn i
drænvand.
Tidsskrift for planteavl bd. 82 nr. 4.

Johnsen, I. and Rasmussen, L. (1977) Retrospectiv Study (1944-1976)
of Heavy Metals in the Epiphyte Pterogonium gracile
Collected from one Phorophyte.
Bryologist, vol. 80, 625-629.

Jørgensen, S.E. (1975) Do heavy metals prevent the agricultural
use of municipal sludge?
Water Research vol. 9 pp. 163.

Kjellerup, V. (1975) Kvælstofgødningens indflydelse på drænvan-
dets indhold af nitratkvælstof.
Statens forsøgsvirksomhed i Plantekultur,
medd. nr. 1220.

Kofoed, D.A. (1975) Tungmetaller, cirkulation i jordbruget. NJF Seminar.

Miljøstyrelsen, (1974) Vejledning om kontrollerede lossepladser

Miljøstyrelsen, (1975) Slam fra spildevandsanlæg. Rapport fra en arbejdsgruppe.

Miljøstyrelsen, (1978a) Notat vedrørende investeringer i affaldsmængder på grundlag af amtskommunernes planlægning i medfør af miljøbeskyttelseslovens kap. 9. J.nr. M 3035-32.

Miljøstyrelsen, (1978b) Miljøprojekter nr. 12. Flyveaske. Karakterisering og vurdering af disponeringsmuligheder.

Miljøstyrelsen, (1979) Forurening med blyhagl i forbindelse med jagt og flugtskydning.

Miljøstyrelsen, (198oa) Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.

Miljøstyrelsen, (198ob) Udkast til bekendtgørelse om spredning af slam på jord.

Olesen, S.E. (1976) Midtvejsrapport for dansk slamforskning. Slamanvendelse i nåletræsplantager. Delrapport nr. 5. Statens jordbrugs- og veterinærvidenskabelige forskningsråd, Kbh.

Olesen, S.E. (1977) Slamdeponering i nåletræsplantager. Hedeselskabets Forsøgsvirksomhed.

Petersen, B.O. og Meltofte, H. (1979) Forekomst af blyhagl i vestjyske vådområder samt i kråser hos danske ænder. Fredningsstyrelsens forskningsrapport nr. 14 fra naturreservaterne.

Pilegaard, K. (1976) Tungmetaller i regnvand, jord og planter omkring et kraftværk.
Dansk Kedelforening, Hellerup.

Pilegaard, K. (1978) Oversigt over licentiatprojektet: Biologish monitoring af luftforurening.
Institut for Økologisk Botanik, Kbh.

Pilegaard, K. (1979a) Heavy metals in bulk precipitation and transplanted Hypogymnia physodes and Dricranoweisia Cirrata in the vicinity of a Danish Streel Works.
Water, Air and Soil Pollution 11.

Pilegaard, K. (1979b) Heavy metal uptake from the Soil in four seed plants.
Bot. Tidsskrift, bd. 73, hft. 3-4.

Pilegaard, K. et al. (1979) Atmospheric background deposition of heavy metals *in* Denmark monitored by epihpytic cryptograms.
Applied Ecology, 16.

Rasmussen, L. (1977) Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the background levels of airborne metals *from* 1951 - 75.
Environ. Pollut., 14.

Scanlon, D.H. (1979) Growth and element uptake of woody plants on Fly Ash.
Environ. Sci. and Technology, 13, s. 311-15.

Sevel, T. (1975) Kviksølv i slam i relation til jordbruget
NJF.

Sevel, T. (1977) Kviksølvkredsløb og balancer.
Spormetaller.
Dansk Ingeniørforening.

Sevel, T. og Jensen, K.O. (1976) Midtvejsrapport for dansk slamforskning.
Kviksølv i slam og jordbrug. Delrapport 4.
Statens jordbrugs- og vet. videnskabelige forskningsråd.

Simonsen, A. (1975) Spormetalindhold i handelsgødning.
Tungmetaller, sirkulasjon i jordbruget.
NJF Seminar.

Statens jordbrugs- og veterinærvidenskabelige forskningsråd.
(1976). Midtvejsrapport for dansk slamforskning.

Theis, T.L. et al. (1979) Environmental considerations for Fly Ash disposal.
Journal Energy Division, 105, s. 47-61.

Tjell, J.C. (1976) Midtvejsrapport for dansk slamforskning.
Delrapport 13.
(Rammeforsøg og spormetalnedfald)
Statens jordbrugs- og veterinærvidenskabelige forskningsråd, Kbh.

Tjell, J.C. og Hovmand, M.F. (1978) Metal Concentrations in Danish Arable Soils.
Acta Agriculture Scandinavia, 28.

Tyler, G. (1977) Effekter av tungmetallförorening på nedbrydningsprocesser i Skogsmark.
Statens Naturvårdsverk.

Tyler, G. og Westman, L. (1979) Effekter av tungmetallförorening på nedbrydningsprocesser i Skogsmark.
VI: Metaller og SO_2
Naturvårdsverket, Rapport 1203.

Vandkvalitetsinstituttet (1978) Spildevandsslam som gødning i jordbruget. Kortfattet fremstilling til orientering for brugere af slam.
Miljøstyrelsen, J.nr. M 3001-8.

Vestergaard, P. (1975) Tungmetalindholdet i strandengsjorder ved to danske kystlaguner.
Københavns Universitet, Inst. for Bot. Økol.

3. FORURENING MED PESTICIDER

Pesticider spredes bevidst i naturen for at ændre balancen i et økosystem. Den kemiske bekæmpelse af plantesygdomme,skadedyr og ukrudt medfører, som følge af bekæmpelsesmidlernes natur, risiko for forurening af vore omgivelser: jord, vegetation, dyr og mennesker.

Pesticider er stoffer, der benyttes til at bekæmpe plantesygdomme, ukrudt, skadelige insekter og dyr. Kemisk bekæmpelse i landbruget er som rationel foranstaltning kun 30-35 år gammel, mens en egentlig kemisk bekæmpelse er godt 100 år gammel. De fleste stoffer er naturfremmede og griber forstyrrende ind i livsvigtige biologiske processer for de organismer, der skal bekæmpes. Samtidig opstår der risiko for, at stofferne også har en uheldig virkning på organismer, som ikke skal bekæmpes.

Det ideelle pesticid set fra et økologisk synspunkt er en forbindelse som kun påvirker den eller de organismer, man ønsker at bekæmpe, og som derefter nedbrydes fuldstændig til biologisk inaktive bestanddele. Der er enkelte pesticider, der næsten opfylder sådanne krav, men de fleste pesticider, der anvendes i dag, er også giftige overfor andre levende organismer.

De uheldige virkninger, der kan opstå akut som følge af pesticidanvendelse på de behandlede arealer, kan være alvorlige nok, men den største forureningsfare opstår, når pesticider får uheldige virkninger langt ud over de behandlede arealer. Langtidsvirkningen på de økologiske systemer er svære at forudsige, fordi selv små ændringer kan bringe systemet ud af ligevægt.

Den kemiske struktur af et pesticid influerer direkte på stoffets mulighed for at nedbrydes mikrobielt og dets affinitet til ler-humus komplekset i jorden. Den bestemmer også pesticiders tendenser til at fordampe og fjernes fra jorden ad den vej.
Opløseligheden, eller evnen til at opløses i vand, er en faktor af afgørende betydning for pesticiders persistens i jord. Forbindelser, der er meget opløselige i vand vil hurtigt kunne udvaskes til søer og vandløb, mens meget uopløselige forbindelser udvaskes langsomt og kan være stabile i jorden i mange år. Desuden synes ringe vandopløselighed at forøge pesticiders modstand overfor mikrobiel nedbrydning.

Nogle pesticider vil på grund af ringe vandopløselighed akkumuleres i fedtvæv af planter og dyr og på den måde indgå i fødekæder for til sidst at ende i rovdyr og -fugle, i levnedsmiddelproducerende husdyr og i mennesker. Pesticider af den type kan således forårsage omfattende forurening.

Pesticider indplaceres herhjemme i fire fareklasser, X, A, B og C, hvor gruppen X indeholder de farligste, mens C rummer de mindst farlige. Placering af et bekæmpelsesmiddel i en bestemt fareklasse sker bl.a. på grundlag af oplysninger om det virksomme stofs umiddelbare (akutte) giftighed over for mennesker og husdyr.

Herbiciderne er med få undtagelser af ringe toksicitet overfor mennesker og husdyr. De giftigste findes indenfor nedvisningsmidlerne DNOC og dinoseb (de gule midler). Forureningsfaren ved anvendelse af herbicider opstår først og fremmest, hvis planternes indhold af herbicider overføres til dyr og mennesker, men en ensidig anvendelse af få virkestoffer kan betyde, at frøukrudt, der er modstandsdygtigt, kan blive et problem.

Blandt insekticiderne er det især de organiske fosforforbindelser (alkylfosfater) og chlorerede forbindelser, som kan give forureningsproblemer, enten fordi de er akut farlige eller fordi de er langsomt nedbrydelige og derfor ophobes i fødekæder.

I fungicidgruppen er det især de kviksølvholdige bejdsemidler, der kan give store forureningsproblemer. Såning af kviksølvbejdset korn rummer en direkte fare for frødere, men der vil også være fare for efterfølgende led i fødekæden, fordi anvendelsen af fedtopløselige kviksølvforbindelser, som alkylkviksølv, har en høj affinitet for fedtvæv og derfor let ophobes i den levende organisme.
For quintozen angives en lille akut giftighed, men quintozen og kemisk beslægtede følgestoffer, der findes som tekniske urenheder i handelspræparater af quintozen, er alle chlorholdige forbindelser, som er karakteriseret ved stor kemisk stabilitet, hvilket er betænkeligt udfra et miljøhensyn.

Rodenticiderne indebærer særlig risiko for uønskede forgiftninger, fordi de fleste præparater besidder ringe selektivitet, og ofte findes midlerne i form af lokkemad, der frister andre dyr end dem, de er tilsigtet.

Udover pesticiders eventuelle skadelige effekter kan selve sprøjteteknikken øge faren for forurening med pesticider. Især ved flysprøjtning af marker er der fare for vinddrift af bekæmpelsesmidlet og forurening af tilstødende arealer. Desuden vil det være miljømæssigt betænkeligt at en serie marker af praktiske grunde bliver flysprøjtet samme dag, da det bliver vanskeligere for dyr at undgå de sprøjtede arealer.

Forurening med PCB

Af kemiske stoffer, der uden hensigt spredes fra industrier, har især PCB haft så uheldige konsekvenser for miljøet, at det er blevet et globalt forureningsproblem.

PCB, chlorerede kulbrinteforbindelser, er blevet anvendt i industrien siden 1920-erne. De benyttes som hjælpestoffer i plastic, gummi, farver, skæreolie og en lang række andre produkter.
PCB er kemisk set særdeles inaktive stoffer, som er uopløselige i vand, men derimod letopløselige i fedt. Som følge af disse kemiske egenskaber er PCB meget persistente og stabile stoffer i naturen med risiko for at ophobes i fødekæden. Heri ligner de DDT, som også er en chloreret kulbrinteforbindelse. Akkumulationsmønstret for DDT og PCB stemmer ganske godt overens, og PCB blev for første gang i 1966 fundet i naturen ved en undersøgelse af forureningen med chlorerede insekticider.
Kroniske skader på levende organismer ved en PCB-forurening hænger sammen med stoffernes evne til at akkumuleres i fedtvæv. Det fjernes langsomt igen, da der ikke sker en biologisk omsætning. For hvert led i fødekæden vil der derfor ske en koncentrering.

3.1 FORBRUGET AF PESTICIDER

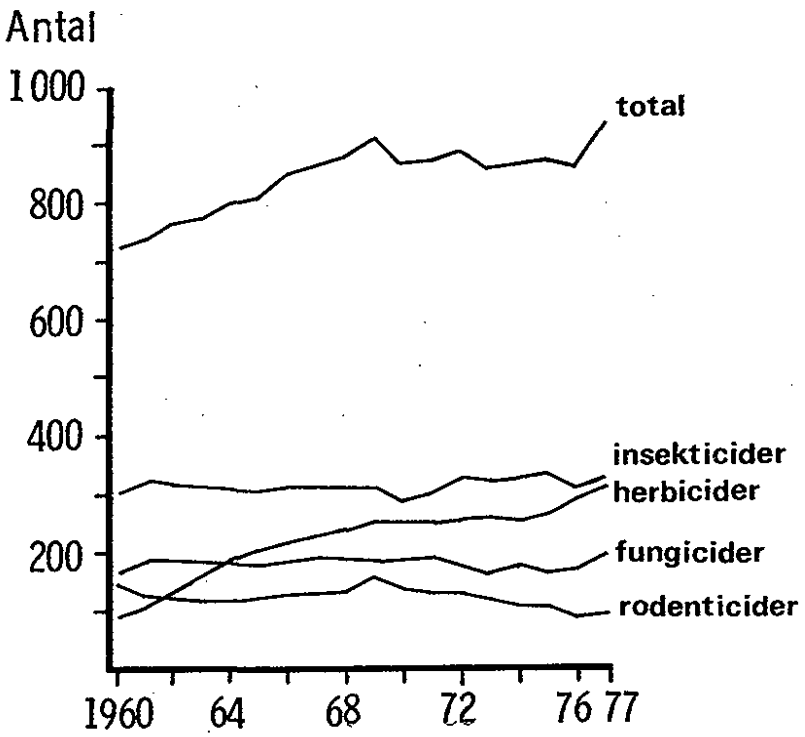


Fig. 3.1 Antal bekæmpelsesmidler i handelen i årene 1960-1977. (Kemikaliekontrollen, 1974 og 1977).

Fig. 3.1 viser antallet af bekæmpelsesmidler solgt i perioden 1960 - 77. Der ses en jævn stigning i antallet af pesticidpræparater indtil 1969. Herefter har antallet holdt sig på samme niveau indtil 1976, hvor der igen er sket en stigning. Stigningen skyldes stigningen i antallet af herbicidpræparater, mens de øvrige grupper (insekticider, fungicider og rodenticider) har holdt sig nogenlunde konstant.

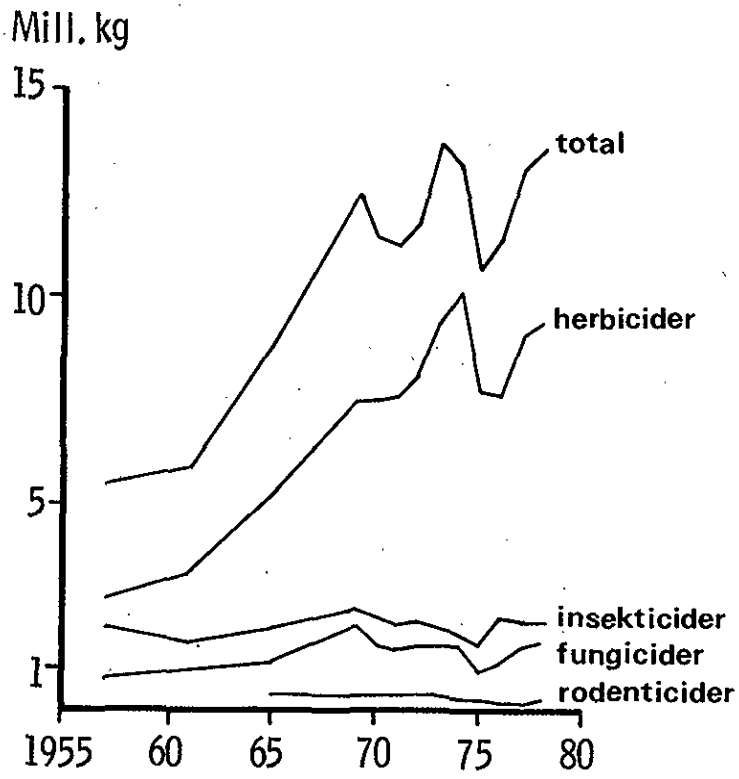


Fig. 3.2 Salget af pesticider i Danmark fra 1956-1978 udtrykt i mill. kg stof.

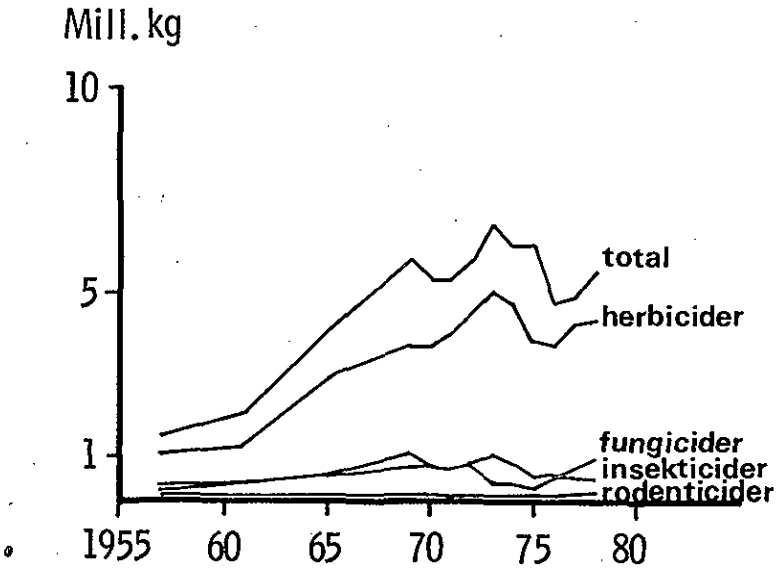


Fig. 3.3 Salget af pesticider i Danmark fra 1956-1978 udtrykt i mill. kg virksomt stof.

Af fig. 3.2 ses at salget af pesticider i Danmark udtrykt som mill. kg stof er steget 2.5 gange fra 1956 til 1973. I samme periode er salget udtrykt som mill. kg virksomt stof steget 4,4 gange, se fig. 3.3. Stigningen skyldes hovedsagelig øget anvendelse af herbicider.
I 1975 og -76 har salget (både for kg stof og kg virksomt stof) været betydelig lavere end i 1973. Det skyldes sandsynligvis højere pris som følge af oliekrisen og måske en mere kritisk holdning til pesticidanvendelsen som følge af den øgede miljøbevidsthed. I 1977 og -78 ses imidlertid påny stigning i anvendelsen af pesticider, hvorfor faldet i 1975-76 hovedsagelig må tilskrives øgede priser på pesticiderne.

	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78
Herbicid gens.	72 76.6	75	79	78	77	78	83	77	77	69
Insekticider + fungicider i landbrug, gartneri og skovbrug gens.	28 22.7	25	21	22	23	22	17	23	23	-

(Kemikaliekontrollen 1969-77 og Forureningsrådets rapport nr. 17)

Tabel 3.1 Forbruget af herbicider og insekticider/fungicider i landbrug, gartneri og skovbrug i Danmark i % af det totale forbrug af pesticider (virksomt stof) fra 1969-78.

Det fremgår af tabel 3.1 at herbicidforbruget i gennemsnit er 3-4 gange større end forbruget af insekticider og fungicider i jordbruget.

		56	61	65	69	72	73	74	75	76	77	78
1) Kornherbicid (hormonmidler)	MCPA 2,4 -D Mechlorprop.	576	723	953	925	977	1093	1110	980	929	1143	
	Dichlorprop.			174	1358	1518	1783	1602	1304	1252	1427	
	Summen i %	56	56	37	59	55	55	56	58	58	60	
2) Kvikherbicid	TCA					823	1028	847	591	566	479	
	i %					18	20	18	15	15	11	
	Summen af alle i %	56	56	37	59	73	75	74	73	73	71	
Total herbicid forbrug (tons virksomt stof)		1026	1288	3064	3828	4540	5101	4828	3920	3755	4304	

(Kemikaliekontrollen 1969-77 og Forureningsrådets rapport nr. 17)
1) midler mod ukrudt i kornafgrøder
2) midler mod kvikgræs

Tabel 3.2 Forbruget af de mest benyttede kornherbicider og kvikherbicider i tons virksomt stof og i % af det totale herbicidforbrug (virksomt stof) i Danmark fra 1956-77.

Tabel 3.2 viser, at herbicidforbruget for størstedelen skyldes 5 virkstoffer, hvoraf forbruget af kornherbicider - hormonmidler - siden 1972 i gennemsnit er 3,5 gange så stort som forbruget af kvikherbicider.

De gule midler er de vigtigste organiske nedvisningsmidler mod ukrudt og samtidig de giftigste.

Den kraftige stigning for Danmarks vedkommende, både hvad angår antallet af forskellige herbicider, og mængden af virksomt stof (se fig. 3.2 og 3.3), hænger sammen med at bekæmpelsen af ukrudt har skiftet karakter - en stor del af den mekaniske ukrudtsbekæmpelse er blevet overtaget af kemisk bekæmpelse.

Fig. 3.4 viser udviklingen af den anvendte herbicidmængde (kg virksomt stof) pr arealenhed fra 1960 - 1977.

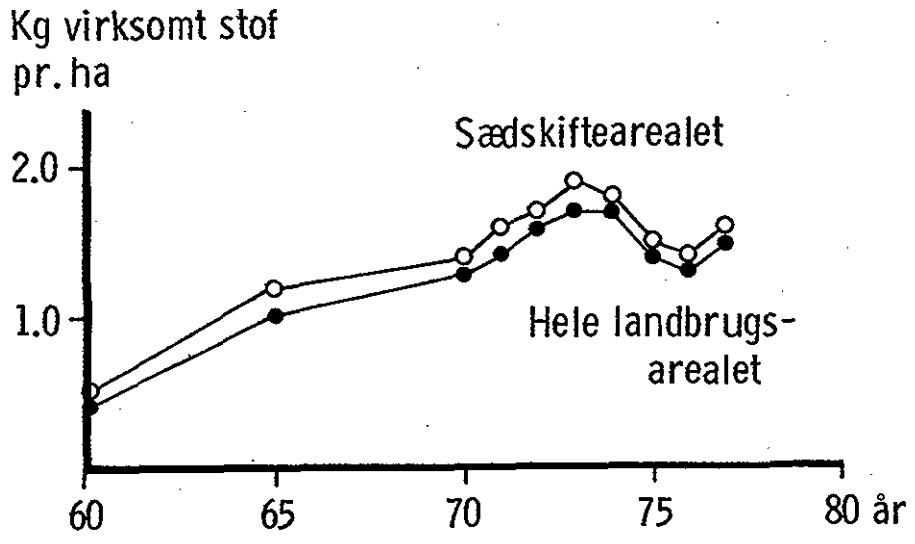


Fig. 3.4 Herbicid pr arealenhed (kg virksomt stof/ha) for sædskiftearealet og for det totale landbrugsareal fra 1960-77.

Der anvendtes indtil 1973 stadig større doser af herbicider. I 1975 og -76 ses et midlertidigt fald, hvilket nok må tilskrives prisstigning på herbicider på grund af oliekrisen.

	tons	56	61	65	69	72	73	74	75	76	77	78
org.fosfor forbindelser	Parathion	56	54	160	232	167	228	228	116	260	230	
	Malathion	0.7	6	6	8	9	13	11	16	31	12	
	summen i %	30	17	32	30	22	55	60	43	56	51	
chlorerede kulbrinter	tons DDT	39	37	37	42	0.7	0.9	0.8	0.8	0.9	-	
	Lindan (α-B HC)	13	13	23	12	15	16	17	16	12	9	
	Dieldrin					1	1	0.8	0.9	0.8	1.3	
	Methoxychlor m.m	0.3	8	10	20	2	3	4	9	9	9	
	summen i %	27	17	14	9	2	5	6	9	4	4	
virksomt stof ialt	tons	192	347	513	803	799	441	405	305	519	474	

(Kemikaliekontrollen 1969-77 og Forureningsrådets rapport nr. 17)

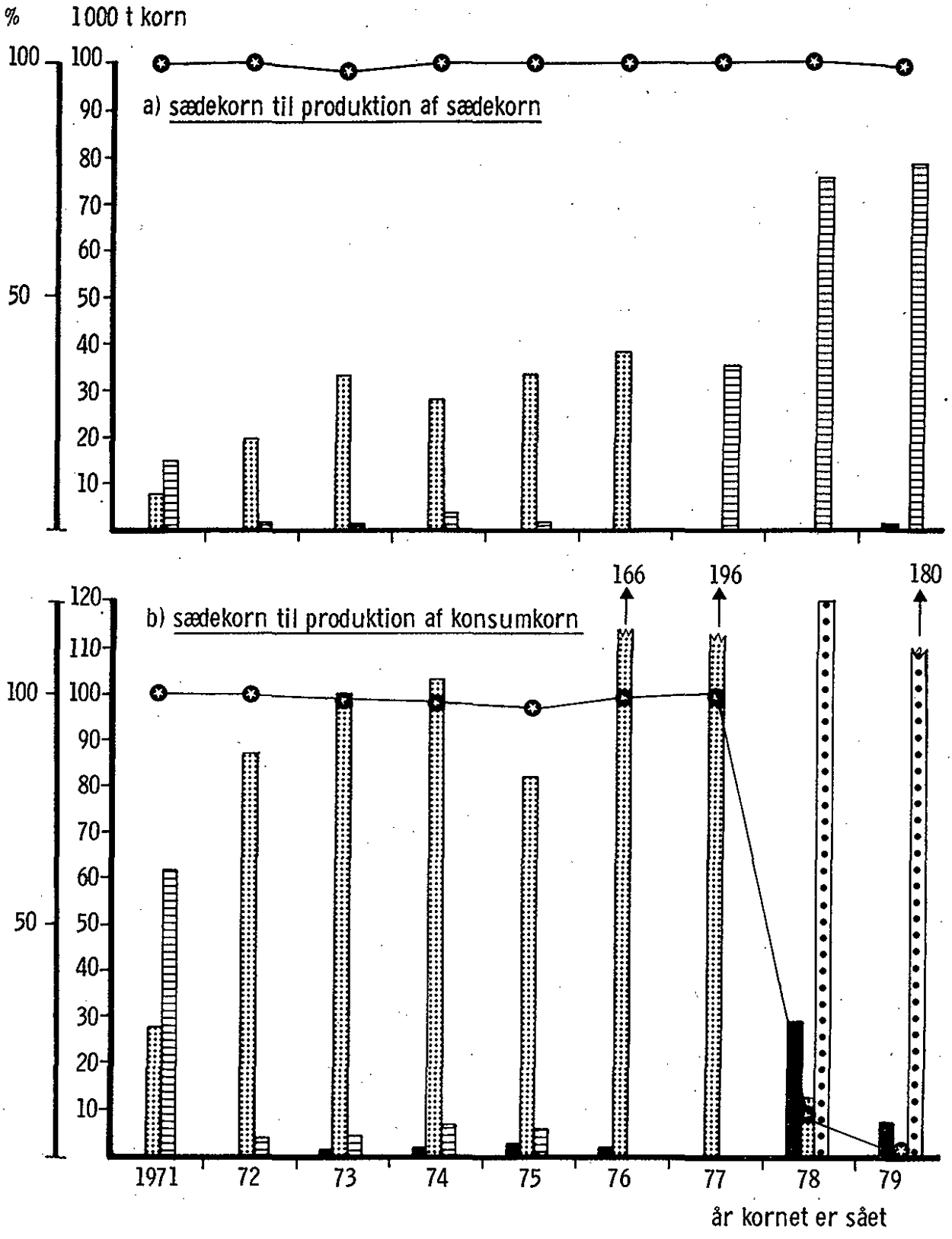
Tabel 3.3 Forbruget af udvalgte insekticider i tons virksomt stof og i % af det totale insekticidforbrug (virksomt stof) i Danmark fra 1956 - 1977.

I tabel 3.3 ses, at indenfor insekticiderne har de organiske fosforforbindelser været anvendt i stigende omfang siden 1956 og udgør efter 1973, med undtagelse af forbruget i 1975, over 50% af forbruget af virksomt stof. Det mest anvendte middel i denne gruppe er parathion. Midlerne virker hæmmende på enzymet kolinesterase, som nedbryder det kemiske stof, der medvirker ved nerveimpulsoverledning.

Forbruget af chlorerede insekticider er fra 1956 til 1969 steget jævnt, derefter ses et brat fald på ca 70 %. Siden har forbruget holdt sig på gennemsnitlig 5,6% af det totale forbrug af virksomt stof i insekticider.
Nedgangen i anvendelsen af chlorerede insekticider efter 1969 falder sammen med mindre forbrug af DDT, som følge af et forbud i Danmark, 1969-70 mod anvendelse af DDT i landbruget. Forbudet er en konse- -

kvens af, at der flere steder i verden blev registreret uheldige miljømæssige effekter af chlorerede insekticider. DDT må efter begrænsningen fortsat kun anvendes i skovbruget til forebyggelse af snudebilleangreb i unge grantræer.
Dieldrin anvendes som følge af giftnævnets foranstaltninger kun i meget begrænset omfang
Aldrin blev forbudt herhjemme i 1963-64.

Såsæd er hidtil blevet behandlet med kviksølv for at undgå især stribesyge i byg og andre svampesygdomme i havre, rug og hvede. Herhjemme er der kun i begrænset omfang anvendt methylkviksølv som bejdsemiddel, og de mere vandopløselige og lettere nedbrydelige methoxykviksølvforbindelser som anvendes i stedet, er mindre økotoksiske.
Brugen af methylkviksølvforbindelsen blev i 1968 forbudt i Danmark.



(figurtekst: se næste side)

Fig. 3.5 Anvendelse af ubejdset og bejdset sædekorn af byg solgt i årene 1971-79 udtrykt i mængde (1000 t) og i % af det solgte sædekorn. (efter Jørgensen, 1978).

Før 1978 var det udelukkende kviksølvholdige midler, der blev anerkendt til bejdsning af byg. I 1970 viste resultaterne af forsøg at doseringen af midlerne kunne nedsættes til det halve, effekten heraf ses allerede i 1972. I 1973 blev der udstedt en bekendtgørelse (Miljøministeriet, 1973) der begrænser kredsen af brugere af kviksølvbejdsemidler, hvilket på fig. 3.5 b) ses som en nedgang i % korn bejdset med Hg-holdige midler. Hensigten med reglerne i bekendtgørelsen var at få skåret den omfattende kviksølvbejdsning af korn ned fra et forbrug gennem 30-40 år på omkring 80% af kornarealet til 10%, af den producerede mængde såsæd. Fra 1970 til 1975 skete der en opblomstring af hvedens stikbrand og byggens stribesyge. Det førte til, at giftnævnet har dispenseret fra kviksølvbekendtgørelsen, og forbruget var derfor i 1976 og 1977 atter stigende og omfattede 100% af den solgte såsæd (se fig. 3.5) Først i 1978 ses de kviksølvfrie bejdsemidler at afløse midler med Hg og der anvendes igen fuld dosis ved bejdsning af såsæd.

Bejdsning af andre kornsorter (havre, vårhvede, vinterhvede og vinterrug) er for sædekorn solgt til produktion af sædekorn i perioden 1970-78 næsten 100% sket med Hg-holdige midler. For sædekorn solgt til produktion af konsumkorn er bejdsningen indtil 1975 foretaget med Hg-holdige midler, mens der i årene efter enten bejdses med ikke Hg-holdige midler eller ikke bejdses (Jørgensen, 1978).

Når der i Danmark i 1973 er indført begrænsning i kviksølvbejdsningen skyldes det ikke så meget faren for den vilde fauna, som den potentielle fare for, at bejdset udsæd vil blive anvendt som foderkorn og brødkorn. Det er ikke tilladt, men der er tilfælde herhjemme, hvor kviksølvbejdset sædekorn er blevet anvendt som foderkorn og har medført svinedødsfald og levnedsmiddelforurening.

Af kviksølvfrie bejdsemidler er det fortrinsvis midler med carbendazim, imazalil og quzanotin som virksomt stof, der anvendes.

Fungicidet quintozen er en chlorholdig forbindelse, der bruges mod kartoffelskimmel og andre rodfrugtsygdomme.

	56	61	65	69	72	73	74	75	76	77	78
Quintozen	1	12	82	413	212	206	163	28	-	-	-
sum i %	0.3	2	15	36	24	19	18	5	-	-	-
virksomt stof ialt	305	439	544	1150	889	1090	31	553	617	845	961

(Kemikaliekontrollen 1969-77)

Tabel 3.4 Forbruget af fungicidet quintozen (tons virksomt stof) og % af total fungicid forbrug (virksomt stof).

Af tabel 3.4 ses at quintozen indtil ~1975 var et meget anvendt fungicid. Quintozen samt følgestoffer, især HCB, er meget persistente og har nedbrydningstider fra ½ år til næsten ikke nedbrydelige. Derfor vil der ved en vedvarende behandling af jorde opstå fare for vedligeholdelse eller øget restindhold i jorden og som følge heraf forurening af afgrøder. En undersøgelse af quintozenindholdet i kartofler bevirkede, at giftnævnet fra 1974 besluttede at indskrænke anvendelsen af quintozen-holdige bekæmpelsesmidler, så spiselige afgrøder ikke må dyrkes i indtil 5 år efter, at arealet er behandlet med quintozen.
Nedgangen i forbruget fra 1969 skyldes hovedsagelig, at en ny behandlingsmetode har vundet udbredelse.

SAMMENFATNING AF AFSNIT 3.1

Salget af pesticider i kg virksomt stof er steget 4.4 gange fra 1956 - 1973. Stigningen skyldes hovedsagelig anvendelsen af herbicider. Efter en stagnation i forbruget i 1974-76, formentlig som følge af stigende priser i forbindelse med oliekrisen, er der pånyt en stigning.

Herbicidforbruget er i gens. for 1969 - 78 3.4 gange større end forbruget af insekticider og fungicider i jordbruget. Der anvendes, med undtagelse af et fald i 1975 - 76, stadig stigende herbiciddoser pr arealenhed. Herbicidanvendelsen er begrænset til ganske få virkstoffer hvoraf MCPA, mechlorprop- og dichlorprop, udgør de vigtigste.

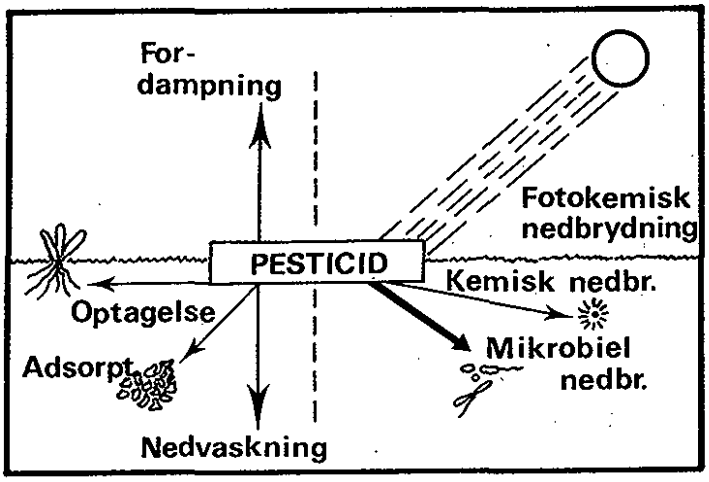
Af insekticiderne er det især de organiske fosforforbindelser, der bliver brugt i stigende omfang. I dag udgør de 50% af totalforbruget af insekticider (virksomt stof).
Forbruget af chlorerede kulbrinter er fra 1969 - 72 faldet ca 70% og har siden holdt sig på 5.6% af totalforbruget af insekticider (virksomt stof).

Indtil 1978 blev mellem 97% og 100% af det solgte sædekorn af byg bejdset med kviksølvholdige midler, først fra 1978 er der anvendt kviksølvfrie midler til bejdsning, men kun af sædekorn til produktion af konsumkorn. I 1979 blev 96% af dette bejdset med kviksølvfrie midler.
For sædekorn af andre kornsorter (undtagen rug) anvendes der udelukkende kviksølvholdige midler til bejdsning af sædekorn solgt til produktion af sædekorn, mens der siden 1974 ikke er blevet benyttet kviksølvholdige midler til bejdsning af sædekorn solgt til produktion af konsumkorn.

Quintozen var et af de mest benyttede fungicider indtil 1975, hvor brugen blev begrænset kraftigt af giftnævnet.

3.2 SPREDNINGSVEJE

De fleste pesticider påføres vegetationen ved sprøjtning eller pudring. En del havner dog på jorden ved afdryp fra de behandlede afgrøder, ved spild eller med nedbør, og vil påvirke livet i jorden. I de tilfælde hvor præparatet er systemisk, optages det gennem plantens grønne dele og transporteres rundt med saftstrømmen.
Ved visse behandlingsmetoder spredes pesticider direkte på jordoverfladen eller blandes i jorden under pløjning.



(efter Helweg, 1976)

Fig. 3.6 Fjernelse af pesticider fra det behandlede areal.

Som det ses af fig. 3.5 påvirker mange faktorer pesticiders tilstedeværelse i jord. Blandt dem er nedsivning og afstrømning af pesticider på jordoverfladen. Pesticider kan desuden optages fra jorden af planter og konsumeres af dyr. De kan nedbrydes kemisk eller mikrobielt, eller de kan fjernes fra jorden ved fordampning til atmosfæren. Pesticider kan desuden bindes til ler-humus fraktionen i jord.

Nedvaskning bliver normalt ikke betragtet som noget større problem, idet de relativt små mængder, der anvendes, kun bevæger sig meget langsomt i jorden på grund af adsorption til jordpartiklerne.
Afskylning kan derimod give problemer, hvis pesticidet skylles af jorden til søer og vandløb.

Humus og lerpartikler har afgørende betydning for pesticidernes fastlæggelse i jorden, og adsorption til jordpartiklerne kan gøre visse pesticider utilgængelige for planterne og i enkelte tilfælde hæmme den mikrobielle nedbrydning (Helweg, 1973).
Fordampning fra overfladen af planter og jord spiller en væsentlig rolle for fjernelse af specielt de mest bestandige forbindelser.
DDT's globale udbredelse menes i høj grad at være betinget af spredning via fordampning og senere nedvaskning med nedbøren. Samtidig sker der spredning via havstrømme og i biologiske fødekæder.

PCB spredes fra produktionsstedet til det terrestriske miljø via atmosfæren, fra lossepladser, rensningsanlæg og kloaker. På lossepladser oplagres ofte betydelige mængder PCB i plastik, som nedbrydes langsomt, og oplagring af PCB-forurenet spildevandsslam betyder også en langsom spredning af PCB til omgivelserne. PCB anvendes i nogle lande som bæremiddel i insekticider og spredes på den måde i miljøet. (Nissen,1972).

3.3 NEDBRYDNING AF PESTICIDER OG PCB

Nedbrydningen af pesticider i jorden kan være fuldstændig, men størstedelen af pesticider bliver hverken hurtigt eller fuldstændigt nedbrudt De undergår dog ændringer, men nedbrydningen er kun delvis. Ændringen er et resultat af det kemiske miljø og af jordens mikroorganismer. Det produkt,der bliver tilbage,kan være ufarligt eller det kan bevare toxiciteten af det oprindelige stof.
Der opstår en forureningsrisiko ved at nye og ukendte stabile forbindelser optræder som nedbrydningsprodukter fra pesticiderne.
Nedbrydningsproduktet DDE af DDT har vist sig at være af stor økotoksikologisk betydning i lighed med DDT.

Forekomsten af pesticider eller deres nedbrydningsprodukter i jorden er afhængig af stoffernes stabilitet.

Pesticid			Mikrobiel nedbrydning	Bestandighed
Insekticid	Chlorerede kulbrinter	DDT	langsom	4 - 30 år
		Dieldrin		5 - 26 år
		Lindan		3 - 10 år
	Organiske fosforforbindelser	Parathion		30 - 90 dage
		M-parathion		20 - 30 dage
		malathion		1 - 8 dage
Herbicid	gult middel	DNOC	hurtig	12 - 15 uger
	Kvikherbicid	TCA	hurtig	8 - 10 uger
	Kornherbicid	MCPA	hurtig	8 - 12 uger
		2.4 D	hurtig	2 - 4 uger
Fungicid		Quintozen		flere måneder

(Helweg, 1976 og Ansbæk et al 1973)

Tabel 3.5 Nedbrydning for nogle pesticider i jord

Af tabel 3.5 ses at der er betydelig forskel på de enkelte midlers stabilitet.
Man har fundet visse retningslinier ved vurdering af stoffernes bestandighed og for chlorholdige forbindelser vil antallet af chloratomer som oftest øge stoffets stabilitet, men der er afvigelser fra denne regel. (Helweg, 1976). Til de mest bestandige pesticider hører de chlorerede insekticider (se tabel 3.5) samt DDT's nedbrydningsprodukt DDE.Disse stoffer rummer derfor den største økotoksikologiske risiko.
Tabel 3.5 viser desuden at de midler, som hurtigt nedbrydes af mikroorganismer, også har en kort bestandighed, mens de som kun vanskeligt bliver nedbrudt af mikroorganismer er betydeligt mere bestandige, som tegn på, at der tilsyneladende ikke er andre nedbrydningsmekanismer, som er af væsentlig betydning.

I fig. 3.7 ses et eksempel på at tilstedeværelse af mikroorganismer i jorden er af afgørende betydning for at et pesticid nedbrydes.

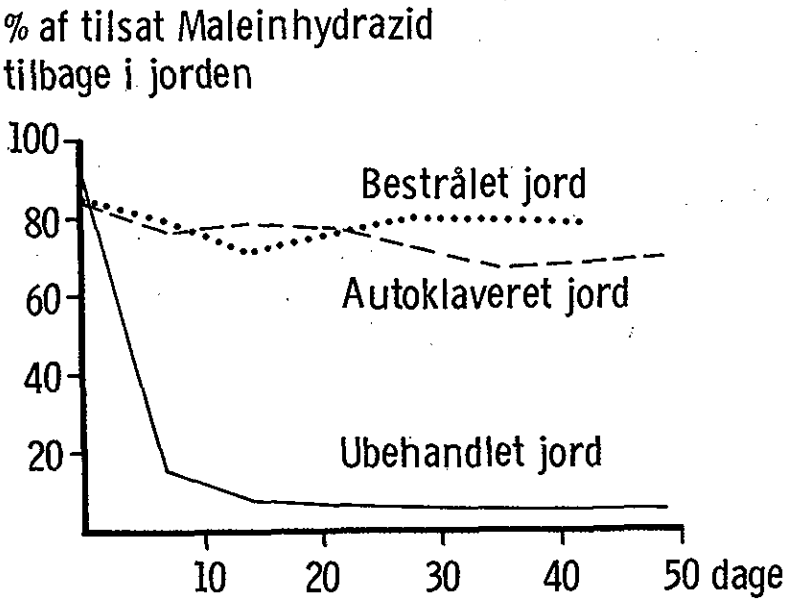


Fig. 3.7 Bestandighed af ukrudtsmidlet maleinhydrazid i ubehandlet jord, og i jord hvor mikroorganismerne er dræbt. (Efter Helweg, 1976).

Nedbrydningen af pesticider i jord må ud fra ovenstående formodes overvejende at ske ved hjælp af mikroorganismer -bakterier, svampe og alger.

Faktorer som temperatur, fugtighed, pH og jordtype vil have indflydelse på nedbrydningshastigheden af et pesticid.

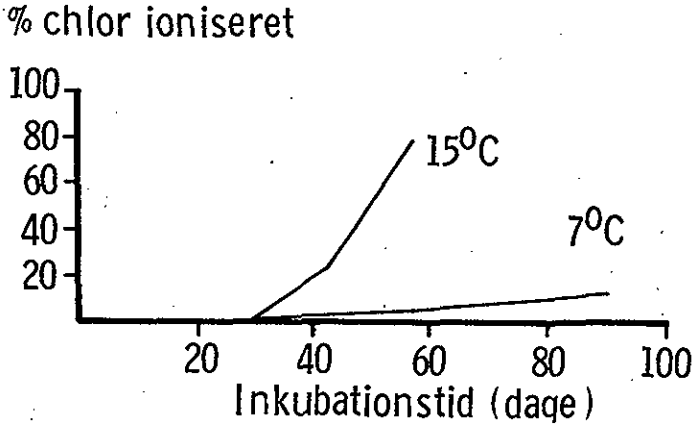


Fig. 3.8 Nedbrydning af herbicidet TCA (trichloreddikesyre) ved 7° og 15° C, målt ved mængden af ioniseret chlorid (Efter Helweg, 1976).

Fig. 3.8 viser, at nedbrydning af herbicidet TCA i jord sker betydelig hurtigere ved 15°C end ved 7°C.
Det kan derfor frygtes, at forureningsrisikoen ved pesticidanvendelse er størst ved udbringning i det tidlige forår, sene efterår og i en kølig sommer.

pH	Nedbrydningstid for 80% (100 ppm 2,4 -D tilsat)
3,9	31 dage
4,1	26 "
5,1	12 "
6,9	6 "

(efter Helweg, 1976)

Tabel 3.6 Nedbrydningstid for 100 ppm af herbicidet 2,4-D i jord ved forskellige pH-værdier.

Af tabel 3.6 ses at nedbrydningen af herbicidet 2,4-D er afhængig af jordens pH, således at ved pH 4 er nedbrydningen betydelig langsommere end ved pH 7.
Anvendelse af herbicidet på sur jord vil betyde længere tilstedeværelse af dette i jorden og dermed større forureningsrisiko.

Der er mange stoffer, som også nedbrydes kemisk. For malathion, der nedbrydes i løbet af få dage, vil den kemiske nedbrydning være af større betydning end den mikrobielle, fordi stoffet er nedbrudt inden mikroorganismerne har produceret tilstrækkelig enzym til nedbrydningen. (Helweg, 1976).

PCB's nedbrydning i jorden er undersøgt på Statens forsøgsvirksomhed i Plantekultur (Nissen, 1973). Resultaterne bekræfter formodningen om, at PCB er biologisk stabilt i jordbunden også under de gunstigste omsætningsbetingelser. Det konkluderes derfor, at PCB må anses for en af de alvorligste kilder til forurening af naturlige økosystemer.

3.4 PÅVIRKNING AF DEN MIKROBIELLE OMSÆTNING

Mikroorganismerne i jorden har som nævnt i afsnit 3.3 betydning for nedbrydningen af pesticider, og samtidig har de en afgørende funktion i næringsstofkredsløbet.
En uheldig indvirkning af pesticider og deres nedbrydningsprodukter på mikroorganismerne vil få uoverskuelige konsekvenser for omsætningen i jorden.

Helweg (1976) angiver, at der er udført mange undersøgelser for at klarlægge om pesticider har skadelig indflydelse på jordens mikroorganismer, men at disse er svære at sammenligne, fordi der er benyttet meget uens forsøgsbetingelser. Man kan ikke direkte sammenligne laboratorieforsøg og naturlige forsøg.

Undersøgelsen over hvordan antallet af mikroorganismer påvirkes af pesticidanvendelse viser, for de undersøgte pesticider, at det kun er jordsterilisationsmidler, der bevirker et midlertidigt fald i antallet af mikroorganismer. Efter en tid er det samlede antal igen som før behandlingen, men artssammensætningen er blevet ændret.
Pesticidernes indvirkning på mikroorganismerne måles også ved deres indflydelse på den mikrobielle omsætning i jord, bl.a. ved at måle CO_2-udskillelsen, enzymaktiviteten i jorden, ammonifikation i jorden og nedbrydning af organisk stof i jorden.
Konklusionen af flere undersøgelser er, at en del mikroorganismer og omsætningen i jord kan hæmmes af bekæmpelsesmidler, men de anvendte koncentrationer er over de koncentrationer, der normalt anvendes.

Et særligt problem opstår ved, at de fleste undersøgelser er udført med et enkelt pesticid, hvorved kombinationseffekten, der kan opstå hvis flere pesticider benyttes på samme areal, ikke belyses. Der er desuden ingen undersøgelser over fysiologiske tilpasninger hos mikroorganismerne.

3.5. FORURENING VED DIREKTE KONTAKT

Et bekæmpelsesmiddel har ved direkte kontakt en giftvirkning som medfører, at den organisme, man ønsker at bekæmpe, dræbes. Desværre er de færreste midler, der anvendes i dag, artsspecifikke. Dette har til følge at flere arter end den ønskede dør ved direkte kontakt med bekæmpelsesmidlet.

3.5.1 Påvirkning af vegetationen

Optagelse af pesticider i planter og adsorption til bladene giver risiko for overførsel til dyr og mennesker, men pesticider kan også direkte skade visse planter og give sygelige forandringer. Desuden kan optagelsen af pesticider bevirke en ændret næringssammensætning Der er også risiko for ændringer i sammensætningen af den vilde flora og udvikling af modstandsdygtige ukrudtsarter.

3.5.1.1 Skader på grund af plantegiftighed

Der er kun foretaget få undersøgelser over pesticiders skader på plantevækster. Det fremgår heraf at kloroser, nedvisning og unormal vækst kan forekomme.

Behandling af vilde planter med 2,4-D har bevirket at der er sket en forøgelse i plantens nitratindhold (Helweg, 1973).

I de seneste år er der udviklet nye og mere bredt virkende herbicider. Det er overvejende blandinger af en eller flere fenoxysyretyper, hvortil MCPA og 2,4-D hører, med andre plantetoksiske midler. De nævnte typer af midler virker kraftigere plantetoksisk, også på kulturplanter. Det kan medføre en nedgang i kærneudbyttet. (Petersen, 1975a og b).

3.5.1.2 Ændringer i den vilde floras sammensætning.

	Frekvens	Konstans	Følsomhed overfor MCPA	Dichl.pr.
Alm. Fuglegræs (Stellaria media)	67	92	m	F
Stedmoderblomst (Viola arvensis)	37	59	m	f
Snerle-Pileurt (Polygonum convolvulus)	33	82	f	F
Glat Vejbred (Plantago major)	30	75	f	f
Hvidmalet Gåsefod)Chenopodium album)	28	68	F	F
Alm. Kvik (Agropyrum repens)	27	60	M	M
Vej-Pileurt (Polygonum aviculare)	26	64	m	f
Enårig rapgræs (Poa annua)	23	46	M	M
Storkronet Ærenpris (Veronica persica)	22	40	M	F
Fersken-Pileurt (Polygonum persicaria)	22	60	f	F
Rød Arve (Anagallis arvensis)	20	46	-	-
Markforglemmigej (Myosotis arvensis)	19	50	m	f
Alm. spergel (Spergula arvensis)	15	31	m	F
Mark-Ærenpris (Veronica arvensis)	11	31	M	F

x) Frekv.- og konstansværdierne er baseret på ialt 900 analyseflader af 90 vårsædmarker (byg, havre, vårs. m.udl.), udført af Frans Laursen i 1964-1971.
Arternes følsomhed overfor MCPA og Dichlorpr. er angivet efter de sidste års tal fra Statens Ukrudtsforsøg.
Frekvens: Procent prøveflader, hvor pågældende art fandtes.
Konstans: Procent marker, hvor pågældende art fandtes.
F = følsom, f = lidt følsom, m = ret modstandsdygtig, M = modstandsdygtig.
- = artens følsomhed overfor pågældende herbicid ikke kendt.

(Haas, 1975)

Tabel 3.7 Hyppigst forekommende ukrudtsarter i danske vårsædmarker og disse arters følsomhed overfor MCPA og Dichlorprop. x)

Tabel 3.7 viser at blandt de hyppigst forekommende ukrudtsarter i vårsæd, der dækker ca 60% af sædskiftearealet, er ca 65% og ca 15% mere eller mindre modstandsdygtige overfor henholdsvis MCPA og dichlorpropppræparater. De to virksomme stoffer der dominerer ved den kemiske bekæmpelse i kornmarker (jvf. tabel 3.2).
Anvendelse af disse midler vil derfor medføre ændrede konkurrenceforhold for ukrudtsarterne indbyrdes.
For de arter som udviser resistens kan der ved fortsættelse af samme herbicidpraksis forventes en kraftig opformering. Der vil dog også være fare for en resistensudvikling hos følsomme arter. Nedgangen i artsrigdommen af markens vilde planter betyder en mere artsfattig dansk flora, og dette vil indvirke på faunaen, fordi markens vilde planter tjener som fødeemne og skjul for mange arter. F.eks finder nektarsugende insekter her fødeemner i perioder, hvor andre emner som frø- og frugtafgrøder ikke er tilgængelige.

3.5.2 Påvirkning af insekter

Ved anvendelse af pesticider på et areal er der fare for at uheldige effekter kan medføre nedgang i bestanden af insekter der også har en nyttig funktion på det behandlede areal enten som bestøver eller som prædator på den uønskede organisme.

3.5.2.1 Lethale effekter på nytteorganismer

De fleste insekticider er giftige for bier, især de organiske fosforforbindelser som er giftige selv i svage doser.
Af herbicider er især de "gule midler" farlige for bier mens hormonmidlerne er mindre farlige.
Fungiciderne anses i almindelighed for at være ufarlige.

Skader på honningbier som følge af pesticidanvendelse observeres regelmæssigt, men da kun omfattende ødelæggelser bliver registreret, kan det være vanskeligt at danne sig et overblik over betydningen heraf for insektbestøvede planters frø- og frugtsætning.

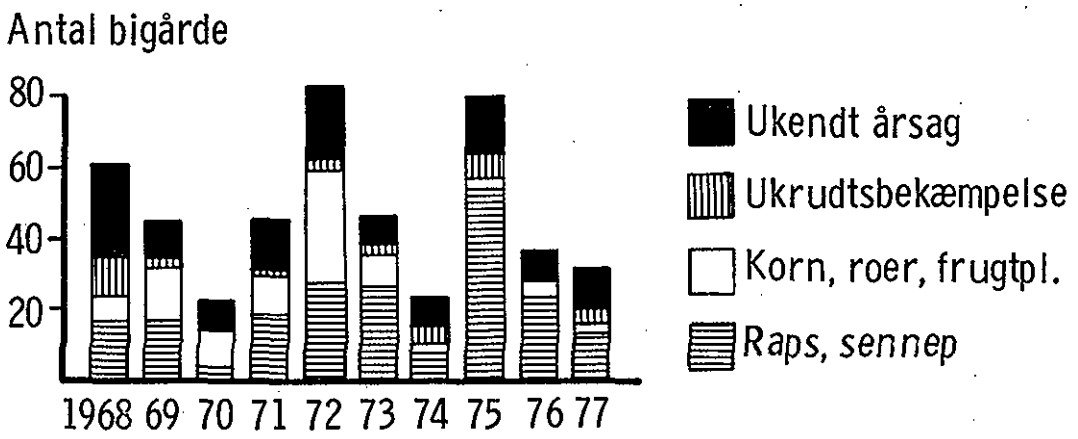


Fig. 3.9 Biforgiftninger anmeldt til Statens Biavlsforsøg (Svendsen, 1977)

Af fig. 3.9 ses at der hvert år sker betydelige skader på honningbier især ved brug af insekticider i frøafgrøder. Fra 1968 - 73 og fra 1973 - 77 blev der i gennemsnit anmeldt forgiftninger i ca samme antal bigårde, men forgiftningen som følge af insekticider i frøafgrøder optræder hyppigere efter 1973.

3.5.2.2 Forskydninger i insektpopulationer

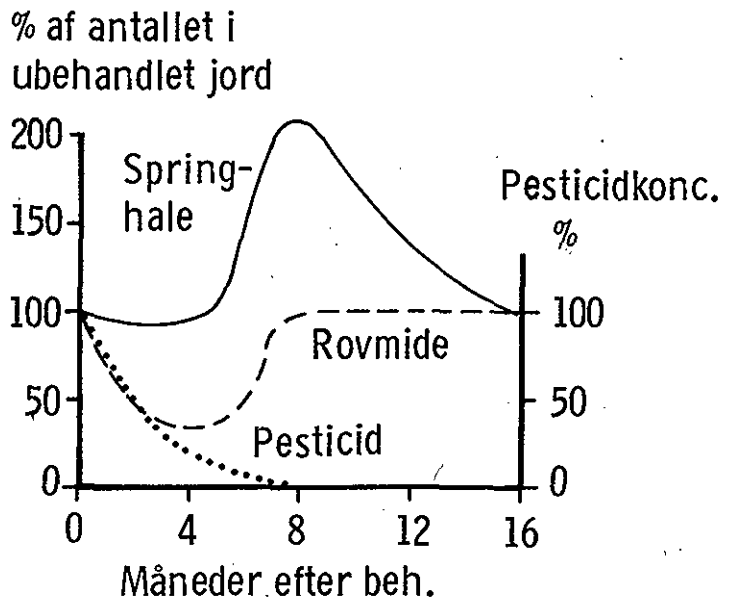


Fig. 3.10 Forstyrrelse af ligevægten mellem antallet af en rovmide og dens vært(en springhale) i jord efter behandling med et insekticidmiddel (Chlorfenvinphos). (Efter Helweg, 1973).

Fig. 3.10 illustrerer hvordan bekæmpelse af et skadeinsekt (springhaler) med et insekticid i stedet for at nedbringe antallet får den modsatte effekt, fordi skadeinsektets naturlige fjende (rovmiden) påvirkes i højere grad af insekticidet. Dette giver springhalen mulighed for at formere sig hurtigt. Den forskudte balance ses kun langsomt at komme tilbage til normalniveauet.
Helweg (1973) nævner en anden undersøgelse, hvor DDT til skadedyrsbekæmpelse i frugtplantager bevirkede, at skadeinsekter som spindemider blev mere udbredte, sandsynligvis fordi DDT dræbte dens naturlige fjender.

3.5.3 Direkte påvirkning af vildt og fugle

3.5.3.1 Lethale effekter

Det mest anvendte insekticid i jordbruget er parathion (se tabel 3.3). Det har høj akut giftvirkning på et bredt udsnit af både hvirveldyr og hvirvelløse dyr.

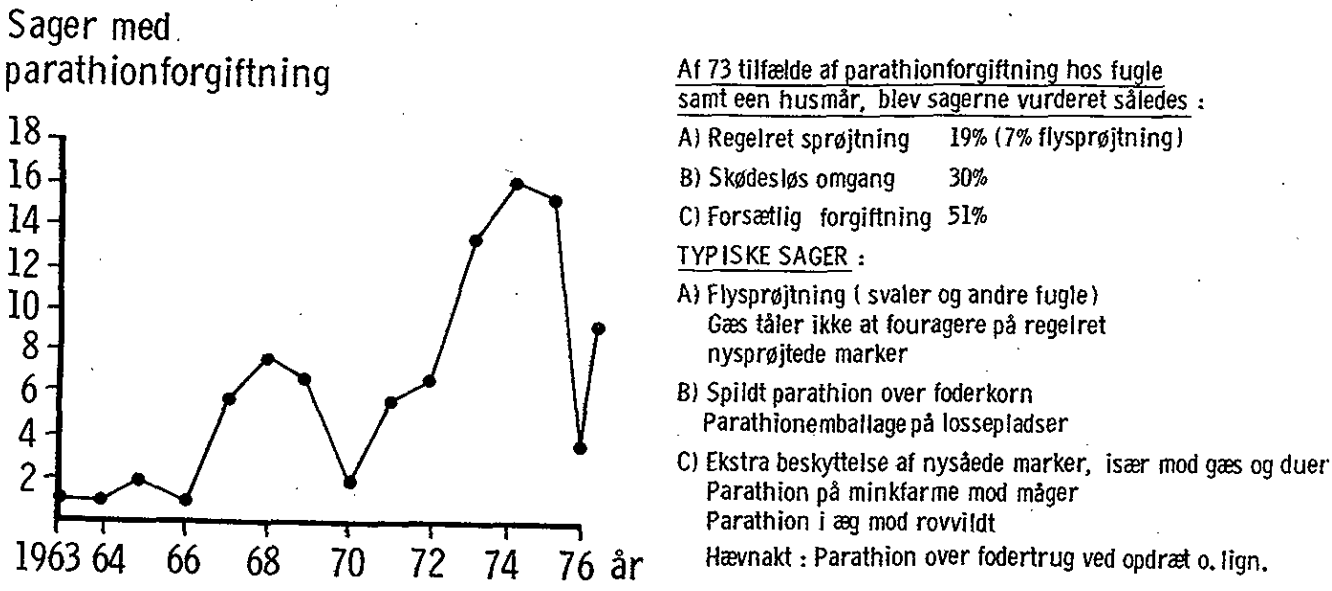


Fig. 3.11 (Clausen, 1978).

På fig. 3.11 ses antal sager med parathionforgiftninger hos dyr og fugle pr år. Det generelle billede er, at antal sager er stigende fra 1964 til 1976. I 1976 er der registreret et fald i parathionforgiftninger, men kurven er igen på vej op.
Der er dog ikke nogen tydelig sammenhæng mellem forbruget af parathion og antallet af parathionforgiftningssager. En vurdering af sagerne viser, at kun i 19% af tilfældene er forgiftninger opstået efter reglerret sprøjtning (Clausen, 1978).

Eksempler på dødelige forgiftninger af husdyr er registreret her i landet ved fodring af svin med såkorn afsvampet med kviksølv. De alvorligste tilfælde skete i 1973 i den såkaldte Ganløse-sag og førte til skærpede regler for anvendelse af kviksølvbejdset korn (se afsnit 3.1).

Thallium blev i form af thalliumsulfat brugt i en årrække som gnavergift. Ved en thalliumundersøgelse (Clausen, 1978) af dyr og fugle, der æder gnavere, fandtes før 1975 koncentrationer højere end baggrundskontaminationen i 68% - 82% af dyrene. Giftnævnet foranstaltede på baggrund heraf fra 1975 en omfattende restriktion i brugen af thallium. Effekten af indgrebet er, at 63% af dyrene efter 1975 er indenfor baggrundsniveauet.

Harer med gulfarvning af pelsen rapporteres med stigende hyppighed af jægere. Ved kemiske analyser er det påvist, at gulfarvninger er forårsaget af DNOC og dinoseb, to herbicider der anvendes som svidningsmidler (Clausen og Karlog, 1977). Det konkluderes på grundlag af antal indsendte gule harer, at landbrugets anvendelse af "gule midler" ikke har haft betydning for påviste nedgange i jagtudbyttet. Dog er der ingen tvivl om at harer forgiftet med gule sprøjtemidler, registreres i stigende omfang.

Sprøjtningens påvirkning af småfugle er undersøgt i nogle skove og plantager her i landet.
Dyck et al (1972) har undersøgt yngleforløb og pesticidindhold i småfuglebestanden i frugtplantager. De direkte skadelige virkninger på fuglene som følge af pesticidanvendelse blev fundet af mindre betydning for fuglebestanden. Den væsentligste indflydelse på fuglene skyldes reduceret fødemængde på de sprøjtede arealer. Ynglesuccessen var derfor afhængig af fourageringsområder udenfor frugtplantagerne.

Resultaterne fra undersøgelser over insekticidernes indvirkning på fugle ynglende i redekasser i skov (Bejer-Petersen et al, 1973) viste at fuglene tilsyneladende ikke blev påvirket af pesticidanvendelsen. Undersøgelsesområdet var imidlertid af en størrelse hvor flere faktorer vil kunne sløre en eventuel påvirkning.

3.5.4 Forurening af levnedsmidler ved direkte kontakt med pesticider

3.5.4.1 Pesticidrester i dansk frugt og grøntsager

Levnedsmiddelinstituttet fastsætter i medfør af levnedsmiddelloven de øvre grænser for restinhold af bekæmpelsesmidler i levnedsmidlerne. Der er indtil i dag fra sag til sag taget stilling til, om påviste restindhold har været acceptable, og FAO/WHO og EF's forslag til grænseværdier har været vejledende i disse vurderinger. Levnedsmiddelinstituttet har imidlertid udarbejdet forslag til en bekendtgørelse om danske maksimalgrænseværdier for pesticider.

Kontrollen med restindhold af pesticider i frugt og grøntsager udføres på levnedsmiddelinstituttet og fem landsdelslaboratorier. Antallet af prøver, som årligt analyseres, er i 70'erne steget ganske betydeligt, idet der i 1971 undersøgtes ca 250 prøver fordelt på 4 forskellige afgrøder, medens der i 1979 forventes analyseret ca 1150 prøver af dansk produceret frugt og grøntsager fordelt på et stort antal forskellige afgrøder. I den samme periode er antallet af bekæmpelsesmidler, som indgår i undersøgelserne, drastisk udvidet fra nogle få og hyppigt anvendte midler til en overvejende del af de her i landet i dag anvendte insekt- og svampemidler.
Som følge af denne ændring i kontrollens omfang er det ikke muligt at foretage en eksakt vurdering af tendenser til ændringer i forekomst og mængder af pesticidrester i frugt og grøntsager.

Der har i den omtalte periode på enkelte områder været særlige problemer, som i det store og hele er løst. Disse problemer har vedrørt dyrkning af grøntsager i væksthuse om vinteren. Den ringe lysmængde og den som oftest lavere temperatur kombineret med en lavere vækstahastighed for grøntsager dyrket under disse betingelser har bevirket, at restindhold af udbragte bekæmpelsesmidler falder meget langsomt, og de på friland foreskrevne karenstider har derfor vist sig utilstrækkelige. Giftnævnet har som en konsekvens heraf indført meget strenge restriktioner for anvendelse af bekæmpelsesmidler i væksthuse.

Det generelle billede er dog, at omend pesticidrester jævnligt påvises i danske frugt og grøntsager - og frekvensen er naturligvis afhængig af de anvendte analytiske metoders følsomhed - har i hele perioden kun ganske få procent af de undersøgte prøver indeholdt rester, der er højere end FAO/WHO's forslag til grænseværdier. Disse overskridelser har i overvejende grad vedrørt rester i væksthusafgrøder, et forhold der som nævnt nu er ændret.

For detaljerede oplysninger om restindhold af pesticider i frugt og grøntsager henvises iøvrigt til levnedsmiddelinstituttets publikationer, der med 2 års mellemrum udsendes herom.

3.6. FORURENING SOM FØLGE AF AKKUMULERING

Pesticider kan i økosystemet udøve en giftvirkning som følge af akkumulering. Det gælder især persistente forbindelser og alvorligst er persistente forbindelser, som er fedtopløselige og langsomt nedbrydes i organismen. Chlorerede insekticider, PCB og visse organiske kviksølvforbindelser er eksempler på sådanne forbindelser.

De mest grelle eksempler på opkoncentrering gennem fødenet kendes fra det akvatiske miljø. I modsætning til organismer, der lever på landjorden, er organismer, der lever hele deres liv i vand ikke eller kun i ringe omfang i stand til at omsætte og nedbryde en række fedtopløselige chlorerede kulbrinter (Karlog, 1978).

Karlog (1973) betegner visse dyrearter af den terrestriske vilde fauna som velegnede indikatorer for skader, som anvendelsen af pesticider med lang nedbrydningstid kan forårsage ved opkoncentrering gennem fødekæder.

3.6.1 Påvirkning af fugle og vildt

Det materiale, der findes til vurdering af pesticiders påvirkning af den danske fuglebestand, består af bestandsopgørelsen hos fuglearter, feltundersøgelser af fuglenes produktionsevne, analyser af æg og fugle samt skaltykkelsesmålinger.

Ved Statusopgørelse i 1971 over den danske fauna (Dyck, 1971) blev der påvist en nedgang i bestanden af en del rovfugle, hvilket sandsynligvis skyldes forurening med pesticider og PCB. Blandt de øvrige fuglearter blev der peget på flere, hvis bestand muligvis er reduceret som følge af forurening med samme stoffer.
Den registrerede nedgang i den danske bestand af spurvehøge, der

siden begyndelsen af 1950'erne er gået mere end 2/3 tilbage blev vist sandsynligvis at skyldes nedsat klækning på grund af æggenes indhold af pesticider og PCB. I 1973 synes det som om spurvehøgebestanden igen var voksende. Det begrundes bl.a med, at de chlorerede insekticider aldrin, endrin og dieldrin, gradvis er blevet mindre brugt i Europa i løbet af 1960'erne, således at dødelige forgiftninger i vinterkvartererne er blevet mere sjældne (Dyck, 1973). Der er dog konstateret en højere koncentration af chlorerede kulbrinter i den øst-danske spurvehøgebestand, som er trækfugle, end i den vest-danske bestand, som er standfugle (Dyck, 1974).

			ppm
Spurvehøgeæg	DDE	fedtbasis	307
43 ikke klækkede æg	dieldrin	-	24
	PCB	-	219
	Hg	vådvægt	0,38

(Dyck, 1974)

Tabel 3.8 Miljøgifte i danske spurvehøgeæg 1970-73.

En undersøgelse af spurvehøgeæg i 1970-73 se tabel 3.8 viser, at DDE som er et stabilt nedbrydningsprodukt af DDT, findes i danske spurvehøge i en mængde, der giver anledning til tyndere æggeskaller. Af tabellen ses også at indholdet af PCB er betænkelig højt.
Indhold af DDE i danske spurvehøgeæg synes at forblive på et niveau der er uafhængig af, at DDT forbruget er væsentlig begrænset. Dette sammen med den højere koncentration af chlorerede kulbrinter hos trækkende spurvehøge, lader formode, at DDT belastningen i vinterkvarteret er den væsentligste kilde til påvirkningen af danske spurvehøge.

Lomvier fra Gotland er blevet brugt som test-organismer i det baltiske område, fordi de både er standfugle og repræsenterer sidste led i fødekæden. Lomvier lever overvejende af sild og brisling.

			Græsholmen i Østersøen øst for Bornholm				Færerne
	ppm		1971	1972	1973	1974	1972
Lomvieæg (42 æg)	DDE	fedtbasis	548	586	409	399	6,4
	PCB	-	523	582	424	486	12
	tot-Hg	vådvægt	0.37	0.32	0.25		0.2

(Dyck, 1974)

Tabel 3.9 a) Miljøgifte i lomvieæg fra Østersøregionen og Færøerne

		Kattegat og Skagerak	Vest for Bornholm	Bornholm-Gotland	Nordlige baltiske sø
DDT-indholdet i sild	antal prøver	10	5	18	6
	ppm i ekstraheret fedt	1,3-6,7	5,37-37	18-86	7,0-37
	ppm på basis af våd vægt	0,3-0,34	0,3-2,3	,41-3,3	0,3-0,67

(Brosin et al, 1977)

Tabel 3.9 b) DDT-indholdet i lomviers byttedyr fanget i de baltiske søområder i 1972.

Tabel 3.9 a) viser at lomvieæg fra Østersøregionen har et indhold af DDE - et nedbrydningsprodukt af DDT - og af PCB, der er henholdsvis en faktor 100 og 10 større end indholdet i lomvieæg fra Færøerne. Af tabel 3.9 b) ses at det højeste indhold af DDT i lomviers byttedyr også blev fundet i den sydlige del af det baltiske søområde. Indholdet af DDT fra de åbne farvande var 5-10 gange lavere.
Der er således en betydelig større belastning af chlorerede kulbrinter i Østersøområdet end i et baggrundsområde.

Af tabel 3.9 a) og b) fremgår at der sker en opkoncentrering af chlorerede kulbrinter i lomvieæg.

Tabel 3.9 a viser desuden, at der siden 1971 har været et faldende indhold af DDE og PCB i lomvieæg fra Østersøregionen.
Brosin (1977) angiver, at også ΣDDT (summen af DDT, DDE og DDD) i lomvieæg er faldende i perioden 1970-75 for lomvieæg indsamlet i Østersøregionen siden 1968. En væsentlig årsag hertil er begrænsningen i DDT-anvendelsen i skovbruget i Sverige og det øvrige Skandinavien i slutningen af 1960-erne. Nedgangen i Østlandenes DDT-produktion i begyndelsen af 1970-erne er en anden væsentlig årsag.

Skaltykkelsesmålinger har vist, at skaltykkelsen for lomvieæg er negativ korreleret med DDE-indholdet. Der er konstateret en skaltykkelsesreduktion på 7% for lomvieæg, men lomviebestanden synes ikke at være gået tilbage de sidste 15-20 år (Dyck, 1974).

Undersøgelser over alke fra Østersøen viser ogs en signifikant mindre skaltykkelse (Brosin, 1977).

Kviksølvindholdet i lomvieæg er fra 1971 til 1973 faldet i den åbne del af Østersøen til det niveau som findes i lomvieæg fra Færøerne. Se tabel 3.9 a). Dette tyder på at begrænsning i benyttelse og udledning af kviksølvforbindelser, som blev indført i slutningen af 60'erne i Sverige og andre Østersølande hurtigt har bevirket en forbedring af forholdene i Østersøen.

Havørneæg	Skaltykkelse mm og % fortynding				
	Danske undersøgelser			Svenske undersøgelser	
	1947	1953	1979	1947 - 71	Østersøen
10 æg	0.61				
2 æg		0.48			
6 æg			0.50		
8 æg				11 - 17%	16%

(Dyck, 1979)

Tabel 3.10 Skaltykkelsesmålinger af havørneæg fra 1947-1979.

Af tabel 3.10 fremgår at skalmålingerne i de danske og svenske undersøgelser fra 1947-79 viser en fortynding på henholdsvis 18% og 11-17%, hvilket menes at pege mod et højt DDE-indhold. (Dyck, 1979).

Der er kun foretaget få kviksølvanalyser på danske terrestriske fugle.

Art	Årstal	Medianværdier ppm total-Hg	me-Hg
Råger (52)	1971 - 73	1.35	få-50% i lever
Fasaner (58)	1965	0.012	
Æg af rovfugle, der lever af mus (15 æg)			0.17
Rørhøg (1 æg)			0.10
Musvåge (1 æg)			0.36
5 Spurvehøge (4 æg)			0.33

(Dyck, 1977)

Tabel 3.11 Indholdet af total-Hg og me-Hg[1)] i danske fugle og æg.

I tabel 3.11 ses, at æg af rovfugle, der lever af småfugle, heriblandt også frøædere, har det højeste kviksølvindhold. Det er sandsynligvis en følge af, at frøædere fouragerer på marker tilsået med kviksølvbejdset korn.

Der er ifølge Dyck (1977) ikke konstateret forgiftningstilfælde blandt rovfugle og ugler som følge af, at byttedyrene har været kviksølvbelastede. Den kviksølvbelastning, som fuglene udsættes for, vurderes dog i et vist omfang at genfindes i sådanne koncentrationer i deres æg, at klægningen herigennem nedsættes med en formindsket ungeproduktion til følge.

Kviksølvbejdsningens betydning for den danske fuglefauna har dog næppe medført nedgang i bestandens størrelse.

3.6.2 Forurening af levnedsmidler med pesticider som følge af akkumulering.

Indhold af bekæmpelsesmidler i animalske levnedsmidler, d.v.s. mejeriprodukter, æg, kød og animalsk fedt, skyldes næsten udelukkende akkumulering af chlorholdige insekticider fra dyrenes og fjerkræets foder.

De midler, der i dag er tilladt anvendt direkte på dyrene eller i staldene til udryddelse af utøj, fluer m.v., giver næsten kun teoretisk mulighed for restindhold i animalske levnedsmidler. Der er derfor også - bortset fra tilfælde af uheld eller direkte ulovlig anvendelse af bekæmpelsesmidler - kun i ganske få prøver af kød påvist sporindhold af et sådant middel.

Kontrollen med indhold af bekæmpelsesmidler i animalske produkter udføres på levnedsmiddelinstituttet og på landsdelslaboratorierne. Antallet af prøver og analyseringens omfang er gennem 70'erne ikke ændret fuldt så meget som for frugt og grøntsager. Det vil derfor være muligt på grundlag af resultaterne fra disse undersøgelser for den nævnte undersøgelsesperiode at foretage en vurdering af tendenser til ændringer i forekomsten og mængden af bekæmpelsesmidler i animalske produkter.

3.6.2.1 Indhold af pesticider i mejeriprodukter og æg

Middelindhold i årene indtil 1977/78 fremgår af fig. 3.12. Kurverne er ført tilbage til 1964, da stikprøvekontrollen blev påbegyndt.

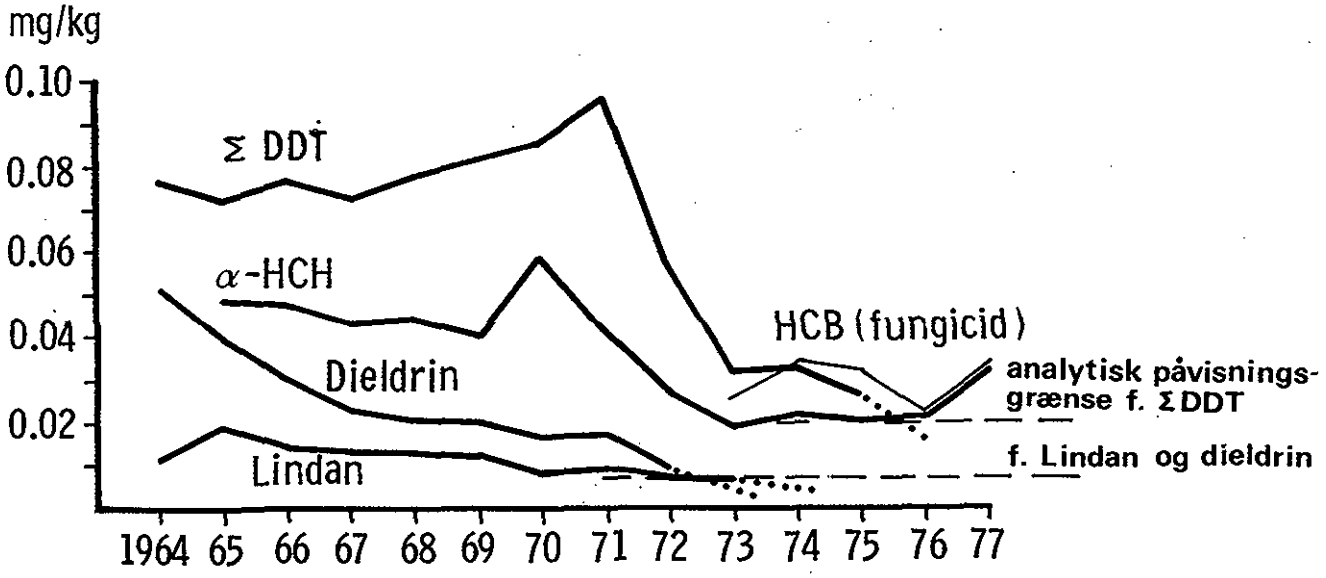


Fig. 3.12 Middelindhold af chlorholdige insekticider i smørfedt udtaget i perioden 1964-1978. (Voldum-Clausen, 1979).

Det fremgår af kurverne, at der for de 4 chlorholdige insekticider: lindan, dieldrin, α-HCH og Σ DDT (=summer af p.p DDT, p.p DDE og p.p DDD) er sket et tydeligt fald, og at middelindholdene af lindan og dieldrin de sidste 4-5 år har været lavere end den analytiske påvisningsgrænse på 0,07 mg/kg. Middelindholdene for DDT har de sidste 2 år været lavere end påvisningsgrænsen for DDT, der er 0,020 mg/kg.
Det bør fremhæves, at indholdene generelt har været lave og langt under forslag til internationale grænseværdier herfor. Den analytiske usikkerhed ved bestemmelsen af indhold, der er så lave, at de ligger tæt ved påvisningsgrænserne, er relativt stor, og dette betyder bl.a., at de store pukler på kurverne for DDT og α-HCH omkring 1970-71 ikke behøver at være reelle. Det skal desuden bemærkes, at de anførte værdier for indhold af DDT frem til 1976/77 kan være let forhøjede som følge af "afsmitning" fra evt. tilstedeværende PCB, idet analyseringen herfor først påbegyndes fra dette tidspunkt.
Middelindholdene af svampemidlet HCB har været nogenlunde konstant fra 1973/74, hvor analyseringen påbegyndtes herfor.
Tilladelsen til anvendelsen af chlorholdige insekticider har i den pågældende periode været stærkt begrænset, idet anvendelsen af aldrin/dieldrin og DDT ophørte i 1963 h.h.v. 1969. Der er derfor ingen tvivl om, at hovedparten af de i øvrigt lave indhold af disse stoffer i mejeriprodukter i dag hidrører fra importerede foderstoffer, men også den mere globale begrænsning af disse stoffers anvendelse afspejles i de afbildede kurver.

En oversigt over indhold af chlorholdige insekticider i æg fra samme undersøgelsesperiode viser, at middelindholdene for alle stoffer - med undtagelse af DDT - i hele perioden har været under de analytiske påvisningsgrænser.

år	1968	1969	1970	1971	1972/73	1973/73	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78
mg/kg	0,09	0,10	0,07	0,09	0,04	0,05	< 0,02	< 0,02	<0,02	< 0,02

Tabel 3.12 DDT i æg - middelindhold

Tabellen viser det samme forløb som for indhold af DDT i smørfedt.

3.6.2.2 Indhold af pesticidrester i kød og animalsk fedt

Bortset fra de i indledningen omtalte undersøgelser af kød for indhold af phosphorholdige insekticider, carbaryl og enkelte ukrudtsmidler, har undersøgelserne været begrænset til undersøgelser af fedt fra kreaturer, svin og i mindre omfang fjerkræ for indhold af chlorholdige pesticider. Det samme forhold gør sig gældende for chlorholdige pesticider i æg, at middelindholdene med undtagelse af DDT har været under den analytiske påvisningsgrænse.

år	1972/73	1973/74	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78
Fedt fra kreaturer mg/kg	0,04	0,03	o,02	0,02	<0,02	<0,02
Fedt fra svin mg/kg	0,04	0,03	0,02	0,02	<0,02	<0,02

Tabel 3.13 DDT i animalsk fedt, middelindhold

Tabellen viser, at også DDT-indholdet i fedt er faldet gennem undersøgelsesperioden analogt med indholdene i smørfedt og æg. Det skal også her bemærkes, at DDT-indholdene i perioden indtil PCB-analyseringen blev påbegyndt i 1974/75 kan være let forhøjede, og faldet derfor muligvis er mindre udtalt end det umiddelbart fremgår af tabellen.

3.6.2.3 Indhold af PCB i levnedsmidler

Den industrielle forurening af levnedsmidler med stoffer fra gruppen af PCB (Polychlorerede biphenyler) undersøges parallelt med og delvis i samme analysegang som levnedsmidlernes forurening med chlorholdige insekticider, med hvilke stofgruppen kemisk er nært beslægtet.
En eksakt kvantitativ bestemmelse af PCB er meget vanskelig, og den kvantitative påvisningsgrænse er følgelig relativ høj d.v.s. 0,05 mg/kg. På grund af de analytiske vanskeligheder er undersøgelser for PCB først i de senere år indgået i den normale stikprøvekontrol.

PCB er helt analogt med de chlorholdige insekticider koncentreret i levnedsmidlernes fedtfase, og undersøgelserne vil derfor normalt være begrænset til fedt fra animalske levnedsmidler. For ægs vedkommende analyseres dog en blanding af blomme og hvide. I frugt og grøntsager er hidtil ikke konstateret indhold af PCB.

år	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78
smørfedt mg/kg			o,o7	<0,05
æg mg/kg			<0,05	<0,05
fedt fra kreaturer mg/kg	0,06	0,08	0,06	<0,05
fedt fra svin mg/kg	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Tabel 3.14 PCB i animalske levnedsmidler - middelindhold

Da undersøgelserne kun har omfattet perioder på få år, er det ikke muligt at foretage vurderinger over tendenser til ændring i indholdene.

For detaljerede oplysninger om restindhold af pesticider og PCB i animalske produkter må ligeledes henvises til de af levnedsmiddelinstituttet udsendte rapporter herom.

3.7. RESISTENSUDVIKLING HOS ORGANISMER SOM ØNSKES DRÆBT

Når insekticider anvendes mod en insektpopulation, vil der altid være nogle få individer, der overlever, fordi de er resistente mod giften. Disse få vil i løbet af et år eller en sommer reproducere sig flere gange og opbygge en ny resistent population.
2 år efter at DDT første gang blev brugt i Sverige, blev der således rapporteret om resistente stuefluer. På verdensbasis er der ialt registreret 200 insektarter, som er blevet resistente mod et eller flere insekticider.

3.8 Risikoen for nedsivning til dræn- og grundvand.

Ved anvendelse af pesticider er der risiko for nedvaskning i jorden og dermed risiko for forurening af grund- og drænvand.
Nedvaskningshastigheden er afhængig af midlernes opløselighed i vand, deres adsorptionsaffinitet og af jordtype.
Pesticider som nedbrydes langsomt har gennemgående en lav vandopopløselighed, således at de ikke påvirkes så kraftigt af nedadgående

vand. Selvom sådanne pesticider ikke nedbrydes i løbet af en vækstsæson, vil de ved binding til ler-humusstoffer have en rimelig chance for at blive i muldlaget, hvor nedbrydningen hovedsagelig sker, og nedbrydningen vil fortsætte sommeren efter.
Er pesticidet transporteret ned til undergrunden, hvor den mikrobielle omsætning er aftagende, forøges risikoen for, at et uomdannet pesticid føres med jordvandet rundt i økosystemet.

Helweg (1976) har på grundlag af flere undersøgelser vurderet, at insekticider og fungicider kun nedvaskes i ringe grad, mens 4 nærtbeslægtede herbicider (chlorsubstituterede alifatiske syrer) der anvendes til kvikgræsbekæmpelse, viser risiko for nedvaskning.

Petersen (1974) angiver, at jordens muldlag med dets indhold af humus virker bremsende på herbicider, der er opløst i vand.
I tabel 3.15 er udvaskningen af nogle herbicider vist.

	Humusrig sand				Humusfattig sand				opløselighed i vand
nedbør, mm	80	160	240	360	80	160	240	360	%
TCA	54,5	71,6	79,5	-	79	84	90	-	12.oo
Dalaphon	10,4	17,1	22,0	-	-	-	-	-	-
Amitrol	0	5,7	15,5	-	57	79	79	-	-
Monolinuron	0	2,6	5,4	-	54,5	63.0	63,0	-	-
Linuron	0	0	0	-	16,6	55,0	69,3	-	-
Pyrazon	0	0,9	0,9	-	65,8	88,6	88,6	-	0,4
Prometryne	0	0,6	2,3	4,3	35,0	67,2	67.2	67,2	-
Simazin	0	0	1,0	1,5	5,5	36,0	51,1	57,9	0.005

(efter Petersen, 1974)

Tabel 3.15 Udvaskningen af nogle herbicider gennem et 20 cm jordlag af 2 forskellige jordtyper. Udtrykt i procent af tilførte mængder.

Det ses tydeligt, at humusstofferne har en bremsende effekt på nedtransporten, især af herbicider med lav vandopløselighed. For de undersøgte herbicider ses desuden en øget nedvaskningsrisiko med stigende nedbørsmængde.

Nedsivning af pesticidernes nedbrydningsprodukter udgør en forureningsrisiko, som er undersøgt i meget lille omfang.

3.9. Fremtidig udvikling i pesticidforbruget

Salget af pesticider i Danmark har siden 1956 gennerelt været stigende (se fig. 3.2) og denne udvikling kan forventes at fortsætte.

I 1975-76 var der et tydeligt lavere forbrug som følge af stigende priser i forbindelse med en oliekrise.
Oliekrisen i begyndelsen af 1979 har som i 1975 bevirket stigende priser på næsten alle varegrupper, og virkningen kan blive, at pesticidforbruget i 1980 vil falde, men som udviklingen har været hidtil, må det formodes at nedgangen kun er midlertidig.

Stigningen i pesticidforbruget skyldes næsten udelukkende stigningen i herbicidanvendelsen (se fig. 3.2). Da udviklingen indenfor landbruget er gået i retning af et mere ensidigt kornsædeskifte, især på Sjælland (se afsnit 1.4) kan kornherbiciderne, som siden 1956 er benyttet i stadig stigende omfang (se tabel 3.2) derfor forventes anvendt fremover i endnu større udstrækning. Fra 1970 - 78 er kornherbicidernes andel af totalforbruget (virksomt stof) øget ca 10% fra 55% til 60%. Fortsætter tendensen kan man i 1985 forvente, at disse udgør 65% af herbicider (virksomt stof).

Fremstilling af bredere virkende herbicidpræparater synes i udvikling (Petersen, 1975a og b).

Forbruget af organiske fosforforbindelser var i 1977 ca 50% af totalforbruget af insekticider (virksomt stof) - et niveau, der ikke er ændret væsentligt i 1970-erne. (se tabel 3.3) Der synes således af være en stagnation i forbruget af disse midler. Reglerne for anvendelse af chlorerede insekticider er så restriktive, at forbruget i de kommende år må forventes at forblive på de 5-6 %.

Den bratte stigning i anvendelsen af bejdsemidler uden kviksølv siden 1978 synes at fortsætte, mens forbruget af sædbejdsemidler med kviksølv må forventes at blive på det nuværende niveau.

SAMMENFATNING AF AFSNITTENE 3.2 TIL 3.9

Pesticider fjernes fra de behandlede arealer ved fordampning, ved nedsivning og ved nedbrydning.
Insekticider og fungicider synes kun at nedvaskes i ringe grad, mens herbiciderne er mere udsat for at blive udvasket. Det er især herbicider, der anvendes til bekæmpelse af kvikgræs, der viser risiko for nedvaskning.
Humus- og lerpartikler har afgørende betydning for pesticidernes fastlæggelse i jorden. Humusstoffer er vist at virke bremsende på herbicider og effekten er størst for herbicider med lav vandopløselighed. Med stigende nedbørsmængde øges nedvaskningsrisikoen.

Spredningen af pesticider (især herbicider) via dræn- og grundvand må på baggrund af ovenstående antages at ske i større udstrækning i sandede egne end i ler- og humusrige egne.

I ler- og humusrige områder er forureningsrisikoen ved overjordisk afstrømning af partikelbundne pesticider sandsynligvis af større betydning end spredning af pesticider som følge af nedsivning.

Nedbrydningen af pesticider i jord sker overvejende ved hjælp af mikroorganismer (bakterier, svampe og alger). En del mikroorganismer er påvist at hæmmes af bekæmpelsesmidler ved koncentrationer, der ligger over koncentrationen ved normalforbruget.
Der er under danske klima og dyrkningsbetingelser ikke udført langtidsundersøgelser i felten over den mikrobielle omsætning i jorden ved fortsat pesticidanvendelse. Heller ikke langtidseffekten ved samtidig anvendelse af forskellige pesticider - en praksis, der er blevet mere og mere almindelig i jordbruget - er undersøgt.
Det er derfor ikke muligt at sige noget om den skadelige effekt af pesticider på mikroorganismerne i jorden, som følge af den stigende pesticidanvendelse.

Ud over den kemiske opbygning har faktorer som pH, temperatur og jordtype betydning for pesticiders nedbrydningshastighed.
Ved pH-værdier i jorden på 4 er nedbrydningen vist at være langsommere end ved pH 7. Landbrugsjorde har sjældent pH-værdier så lav som 4 på grund af kalkning, men i skovbrugsområder på hedesand er pH-værdien ofte på 4 eller lavere. Pesticidanvendelsen i disse skovbrugsområder, der overvejende tilplantes med gran, er udbredt i forbindelse med nyplantninger. En langsom nedbrydning af pesticidet på grund af jordens surhed øger faren for, at pesticiderne spredes i det terrestriske miljø.

Sandjorde har desuden en langt ringere evne til at fastlægge pesticider end ler-humusrige jorde.

I varme perioder bevirker temperaturen, at der er gunstigere betingelser for nedbrydning i jord af pesticider end i kolde perioder. Det må derfor antages at forureningsrisikoen ved pesticidanvendelse er størst ved udbringning i det tidlige forår og det sene efterår, og i en kølig sommer.

Udviklingen inden for landbruget er gået i retning af et ensidigt kornsædskifte på størstedelen af det dyrkede areal. Dette sammen med kraftigere gødskning, øget mekanisering, og øget herbicidanvendelse, skaber gunstigere vilkår for bestemte arter af den vilde flora. Der er som følge heraf sket en ensretning af ukrudtsfloraen.

Den ensidige brug af få virkstoffer i hormonmidler ved bekæmpelse af ukrudt på kornarealer, har ført til at flere frøukrudtsarter er blevet modstandsdygtige overfor midlerne. Dette fører til anvendelse af større doser pr arealenhed og brug af bredere virkende herbicidpræparater. Disse præparater er blandinger af MCPA, 2,4-D, me- og dichlorprop m.m. Blandingspræparaterne er kraftigere plantetoksiske, og der må forventes en endnu kraftigere ensretning af den vilde flora fremover. Det betyder i næste led, at faunaen, som er afhængig af de planter der trænges tilbage, får ringere vilkår.

Ved anvendelse af 2,4-D, et almindeligt brugt kornherbicid, er der konstateret en ændring i næringsstofsammensætningen i planter, idet nitratindholdet er blevet forøget. En forøgelse af nitratindholdet i afgrøder vil være uheldig, fordi der også er risiko for nitratforøgelse i afgrøder ved den stigende dosering af NPK-gødning, som ses i landbruget.

Opgørelse over insekticidforbruget viser, at de organiske fosforforbindelser - parathion og malathion - bliver brugt i stigende omfang. Disse insekticider er vist også at være giftige overfor bier.

Siden 1973 er forgiftningen af bier i frøafgrøder registreret hyppigere. Der synes således at være en sammenhæng mellem dødelige effekter på bier og et stigende forbrug af organiske fosforforbindelser.
Hvordan den øvrige insektfauna påvirkes af disse insektmidler er ikke undersøgt.Man kan dog frygte, at effekten ihvertfald for nogle arter vil være som for bier. Den stigende anvendelse af fosforforbindelser kan derfor have resulteret i en mere artsfattig insektfauna.

Fra 1964-78 (med undtagelse af 1975 og 76) er der registreret et stigende antal parathionforgiftningssager blandt vildt og fugle.Selvom kun 19% af sagerne er forgiftninger efter regelret sprøjtning synes der at være en større risiko for dødelige effekter på vildt og fugle ved stigende brug af parathion.
De organiske fosforforbindelser - især parathion - synes i kraft af den udstrakte anvendelse, at rumme den største akutte forgiftningsrisiko for faunaen.

Både for planter og dyr kan den fortsatte stigning i anvendelsen af visse pesticider (MCPA og dichlorprop samt parathion) bevirke, at flere og flere arter fortrænges fra sprøjtede arealer. Det er tvivlsomt om de usprøjtede arealer vil kunne rumme de fortrængte arter, hvorfor visse arter vil komme i fare for at forsvinde, som følge af stigning i pesticidanvendelsen.

De gule midler er de vigtigste organiske nedvisningsmidler mod ukrudt og samtidig de giftigste.
Antallet af harer forurenet med DNOC og dinoseb (gule sprøjtemidler) er fundet at være stigende, men det kan ikke heraf konkluderes, at den konstaterede nedgang i jagtudbyttet er en følge heraf.Hvordan andre dyr, der fouragerer på de sprøjtede marker, påvirkes af giften er ukendt.

Pesticiders direkte indflydelse på fuglebestanden er vist i det væsentligste at være en følge af reduceret fødemængde, og ynglesuccessen er derfor afhængig af, at der findes forageringsområder udenfor de sprøjtede arealer.

Forureningen med chlorerede insekticider som følge af akkumulering må udfra en økologisk betragtning anses for en alvorligere risiko end den direkte forurening ved anvendelse af pesticider.

Ophobningen i naturens fødekæder bevirker, at effekten især kan iagttages i de sidste led af fødekæderne.
Fra 1950 - 71 er den danske spurvehøgebestand gået 2/3 tilbage, sandsynligvis som følge af pesticid- og PCB-belastningen.
Indholdet af DDE - et stabilt nedbrydningsprodukt af DDT - i danske spurvehøgeæg har holdt sig på et niveau, der er uafhængigt af DDT-begrænsningen herhjemme i 1969 - 70. Dette sammen med den højere koncentration af chlorerede kulbrinter hos trækkende spurvehøge peger på, at DDT-optagelse i vinterkvarteret er den væsentligste kilde til belastning af danske spurvehøge.

På baggrund af undersøgelsen af DDT,DDE og af PCB i lomvieæg og lomviers byttedyr, skønnes det, at belastningen af faunaen med chlorerede kulbrinter er betydelig større i Østersøområdet end i et baggrundsområde.

Der er siden 1971 konstateret et faldende indhold af DDT og PCB i lomvieæg fra Østersøområdet. Det skyldes sandsynligvis en begrænset anvendelse af DDT i skovbruget i Sverige og det øvrige Skandinavien siden slutningen af 1960-erne. Nedgang i Østlandenes DDT-produktion i begyndelsen af 1970-erne er en anden væsentlig årsag.

I løbet af de senere år er der iagttaget mindsket æggeskaltykkelse hos fugle hvis føde består af fisk fanget i Østersøen. Sandsynligvis som følge af øget optagelse af DDE.

For lomvieæg fra Østersøområdet er der konstateret nedgang i kviksølvindholdet i forhold til et baggrundsområde efter 1971. Dette må ses som en følge af den begrænsning i kviksølvanvendelsen, som blev indført i Sverige og senere i andre Østersølande i slutningen af 1960'erne.

Blandt fugle knyttet til landjorden findes det højeste indhold af methylkviksølv i æg af rovfugle.
En sandsynlig forklaring er, at disse æder frøædende fugle, som har fourageret på marker med kviksølvbejdset sæd. Kviksølvbejdsningen har dog næppe medført bestandsreduktion.

Forureningen af dansk frugt og grøntsager med pesticidrester er gennem en årrække undersøgt af Statens Levnedsmiddelinstitut.
Pesticidrester er i hele undersøgelsesperioden påvist jævnligt i dansk frugt og grøntsager men kun ganske få procent af de undersøgte prøver indeholder rester, der er højere end FAO/WHO's forslag til grænseværdier.
Som følge af en udvidelse i omfanget af analyserede stoffer i 1970'erne er det vanskeligt at vurdere, hvad årsagerne til tendenserne til ændringer i mængde og forekomst af pesticidresterne. Indholdet af pesticidrester i dansk frugt og grøntsager vurderes,på baggrund af erfaring fra kontrollen, at være af mindre sundhedsmæssig betydning.

Indhold af bekæmpelsesmidler i animalske levnedsmidler skyldes næsten udelukkende akkumulering af chlorerede insekticider fra dyrenes og fjerkræets foder.
Det er især mejeriprodukter, æg og kødvarer (incl. fisk),der er udsat for indirekte forurening, fordi de chlorerede insekticider på grund af deres fedtopløselige egenskaber findes koncentreret i fedtvæv og i mejeriprodukternes fedtfase. For smørfedt er der sket et betydeligt fald i indholdet af 4 chlorerede insekticider (lindan, dieldrin, α- HCH og ΣDDT) siden 1971, og i 1978 er indholdet af lindan, dieldrin og Σ DDT under påvisningsgrænsen for disse stoffer.
Nedgangen skyldes begrænsninge herhjemme i 1963 og 1969, men den globale begrænsning kan også være medvirkende hertil. I æg, fedt fra kreaturer og svin samt i fjerkrækød er DDT det eneste chlorerede insekticid, der har kunnet påvises. Som for smørfedt har indholdet været faldende siden 1971.

Analysen af HCB et følgestof til fungicidet quintozen i smørfedt og æg blev påbegyndt i 1973 - 74. Niveauet var lavt, og der ses ingen tydelig tendens.

PCB undersøgelser i levnedsmidler er først startet i 1974, og det er derfor endnu ikke muligt at belyse en evt. udviklingstendens.

Resultaterne af Statens levnedsmiddelinstituts analyser af animalske levnedsmidler viser, at indholdet af pesticidrester og PCB ligger lavere end de af FAO/WHO foreslåede grænseværdier.

Forureningsrisikoen ved fortsat pesticidanvendelse i jordbruget er vanskelig at vurdere, fordi langtidsvirkningen på intet niveau i det terrestriske system er undersøgt i tilstrækkeligt omfang.
På baggrund af den forventede stigning i herbicidforbruget må man dog antage, at de uheldige effekter, som kan iagttages ved herbicidanvendelsen, forstærkes.
Selvom forbruget af andre pesticgrupper ikke synes at stige i de nærmest følgende år, kan man ikke heraf slutte at risikoen for uheldige effekter alene vil være som konstateret i dag.

3.10 REFERENCELISTE

Ansbæk, J. et al. (1973) Dansk landbrug - økologisk belyst.

Bejer-Petersen, B. (1972) On the Effects of Insecticide Spraying in Forests on Birds Living in Nest Boxes. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift, 66, p. 3o-5o.

Brosin, H.J. et al. (1977) Assessment of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. International Council for the Exploration of Sea, Charlottenlund, July.

Clausen, B. og Karlog, O. (1977) De gule midler og vildtet. Ugeskr. f. Agron., Hort., Forst., og Lic., 39.

Clausen, B. (1978) Parathionforgiftningssager. 1963-78. Pers. meddelelse.

Dyck, J. (1971) Status over den danske dyreverden. Zoologisk museum, København.

Dyck, J. et al. (1972) Reproduction and Pesticide Resistens in Orchard Passerine Populations in Denmark. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift, 66, p. 2-3o.

Dyck, J. (1973) Fuglene og miljøgiftene. NOAH-bladet nr. 25.

Dyck, J. (1974) Miljøgiftanalyser på danske fugle. Ref. fra Nordisk konference om miljøgifte, Hindsgaul, 14.-17. november.

Dyck, J. (1977) Den mulige skadevirkning på forskellige fuglearter af diverse bejdsemidler. Inst. for Sammenlignende Anatomi, KBH.

Dyck, J. (1979) Yngleforsøg af Havørn (1979) Skaltykkelsen. Miljøministeriet J.nr. F 273-39.

Forureningsrådet (1971) Pesticider. Forureningsrådet - Sekretariatet. Publikation nr. 17.

Haas, H. (1975) Hvilke muligheder foreligger for en reduceret herbicidanvendelse? Statens Plantevern, Norge, 1975, p. 2-5.

Helweg, A. (1971) Nedbrydning af pesticider i jord. Dansk natur - dansk skole. p. 28-37.

Helweg, A. (1973) Pesticidanvendelse og miljø. Ugeskrift for agronomer og hortonomer, nr. 28, p. 481-486.

Helweg, A. (1976) Biologisk nedbrydning af pesticider i jord og dens indflydelse på jordbundens mikroflora. Forsøgsvirksomhed i plantekultur, beretning 1275.

Jørgensen, J. (1978) Omfanget af bejdsning af sædekorn i perioden 1970/71 til 1977/78. Statsfrøkontrollens beretning 107: 95-104.

Karlog, O. (1973) Forureningens hvem - hvad - hvor. Politikens forlag.

Karlog, O. (1978) Gødningsstoffernes og kemikaliernes indflydelse på den økologiske balance. Landbrugets oplysnings- og konferencevirksomhed.

Kemikaliekontrollen (1975) Statistiske oplysninger vedrørende forbrug og salg af bekæmpelsesmidler for årene 1972-73 og 1974.

Kemikaliekontrollen (1978) Statistiske oplysninger vedrørende forbrug og salg af bekæmpelsesmidler for årene 1975, 1976 og 1977.

Kemikaliekontrollen (1969-77) Statistikskemaer vedrørende omsætning af bekæmpelsesmidler - for Fungicider, Herbicider, Insekticider samt diverse for årene 1969-1978.

Miljøministeriet (1973) Bekendtgørelse om omsætning og anvendelse af kviksølvholdige bekæmpelsesmidler til bejdsning af korn og frø.
Bekendtgørelse nr. 603.

Nissen, T.V. (1972) PCB - en alvorlig forureningstrussel.
Ugeskrift for Agronomer og Hortonomer, nr. 1,
460 - 462.

Nissen, T.V. (1973) PCB i jordbunden.
Tidsskrift for planteavl, 77, 533 - 539.

Petersen, E.J. (1974) Herbiciders vertikale bevægelse i jord.
Ugeskrift for Agronomer og Hortonomer, 26-27.

Petersen, E.J. (1975 a) Overdosering af kombinerede ukrudtsmidler i vintersæd. Medd. Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur, nr. 1195.

Petersen, E.J. (1975 b) Stigende doseringer af kombinerede ukrudtsmidler i byg og havre.
Medd. Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur,
nr. 1196.

Svendsen, O. (1977) Biforgiftningsskader i relation til bestøvning af kulturplanter.
Statens Planteavlsmøde.

4. AFSLUTTENDE BEMÆRKNINGER

Ved vurdering af, hvilke konsekvenser miljøbeskyttelsesloven har haft for forureningen med plantenæringsstoffer, sporstoffer, pesticider og PCB på det terrestriske område, må man sammenligne undersøgelser af forureningstilstanden før og efter 1974 for alle de steder i det terrestriske system, hvor man forventer en effekt.
I forsøget på at foretage en sådan sammenligning støder man på en række problemer, der vanskeliggør arbejdet, og billedet af udviklingen i forureningstilstanden bliver sløret og vanskeligt at tolke.

De væsentligste problemer er:

1. Der findes ikke undersøgelser fra nær alle de niveauer i det terrestriske system, hvor man forventer en effekt.

2. Undersøgelser inden for samme felt har kun undtagelsesvis været koordineret, så de kan sammenlignes direkte.
   Oftest er der benyttet forskellige forsøgsområder, prøvetagningsmetoder og analysemetoder.
   Laboratorieforsøg kan desuden sjældent sammenlignes med feltforsøg.

3. De koordinerende undersøgelser, der er foretaget, er i de fleste tilfælde først startet efter 1971, hvor forureningsrådet udgav en statusrapport over forureningstilstanden idenfor det terrestriske område.

4. Den naturlige variation i stofkoncentration, populationsstørrelser o.lign. i det terrestriske system er så stor, at registrering af en forringelse af miljøkvaliteten kræver undersøgelser over en lang tidsperiode og med et stort materiale.

5. Andre faktorer end tilførslen og fraførslen af stoffer i det terrestriske system har betydning for forureningstilstanden, f.eks. landbrugets omlægning af afgrøderotationsmønstret, mekaniseringen og vanding.

På grundlag af den foreliggende redegørelse er det ikke muligt at drage sikre konklusioner hverken om den nuværende forureningstilstand indenfor det terrestriske område eller om effekten af miljøloven på denne tilstand.

Som det fremgår af de foregående afsnit og specielt af sammenfatningerne kan visse tendenser dog erkendes. Det er forfatterens håb, at den foretagne sammenstilling af især de mest aktuelle danske undersøgelser vil kunne være til nytte for både forskere, administratorer og erhvervsfolk, som arbejder med spørgsmål af betydning for forureningen af jordbund, planter og dyreliv.

ISSN 0105-3094
ISBN 87-503-3424-7

Fu 00-91

SCANTRYK, KBHVN
TELEFON 01-30 06 01

Pris: kr. 150,00
incl. moms