

Miljøministeriet



Danmarks
Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1991

Land- overvågnings- oplande

Faglig rapport nr. 64

Danmarks Miljøundersøgelser - BIBLIOTEKET
Grenåvej 12, Kalø, DK-8410 Rønde



3506870541

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1991

Land- overvågnings- oplande

Faglig rapport nr. 64

Hans Estrup Andersen
Gitte Blicher-Mathiesen

Ruth Grant

Jesper Bak

Peter Berg

Afdeling for Terrestrisk Økologi

Brian Kronvang

Karina Kjeldsen

Afdeling for Ferskvandsøkologi

Per Rasmussen

Danmarks Geologiske Undersøgelse

Datablad

Titel: Landovervågningsoplande

Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991

Forfattere: H. E. Andersen, G. Blicher-Mathiesen, R. Grant, J. Bak, & P. Berg,
Afdeling for Terrestrisk Økologi
B. Kronvang & K. Kjeldsen, Afdeling for Ferskvandsøkologi
P. Rasmussen, Danmarks Geologiske Undersøgelse

Serietittel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 64

Udgiver: Miljøministeriet,
Danmarks Miljøundersøgelser©

Udgivelsesår: 1992

Layout: Kathe Møgelvang
Tegninger: Kathe Møgelvang
ETB: Hanne T. Stephensen

Bedes citeret: Andersen, H. E., Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Bak, J., Berg, P., Kronvang, B., Kjeldsen, K. & Rasmussen, P. (1992): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 64.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

ISBN: 87-7772-081-4
ISSN: 0905-815X
Papirkvalitet: Miljøoffset
Oplag: 300
Sideantal: 146
Pris: kr. 125,00 (incl. 25% moms, excl. forsendelse)

Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Vejløvej 25
DK-8600 Silkeborg
Tlf.nr. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Indhold

Forord 7

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedr. resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991 9

- 1. Sammenfatning af Landovervågningsprogrammet 13**
 - 1.1 Landovervågningsprogrammet 13
 - 1.2 Landbrugets arealanvendelse 14
 - 1.3 Modellering af kvælstofudvaskningen 15
 - 1.4 Målt kvælstof- og fosforudvaskning samt betydning for grundvands- og vandløbskvalitet 15
- 2. Indledning 19**
- 3. Beskrivelse af oplandene 21**
- 4. Beskrivelse af undersøgelsesprogram 23**
 - 4.1 Kortlægning af oplandene 23
 - 4.2 Interviewundersøgelsen 23
 - 4.3 Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer 24
 - 4.3.1 Nedbørsstationer og klimadata 24
 - 4.3.2 Jordvandsundersøgelser 24
 - 4.3.3 Drænvandsanalyser 25
 - 4.3.4 Grundvandsundersøgelser 26
 - 4.3.5 Vandløbsundersøgelser 26
 - 4.4 Biologiske vandløbsundersøgelser 27
 - 4.4.1 Biologiske strukturundersøgelser 27
 - 4.4.2 Biologiske procesundersøgelser 28
- 5. Landbrugspraksis i landovervågningsoplandene 29**
 - 5.1 Oplandenes repræsentativitet 29
 - 5.2 Beskrivelse af landbrugspraksis 30
 - 5.2.1 Opgørelsesmetoder 31
 - 5.2.2 Udviklingstendenser 32
 - 5.2.3 Kvælstofbalancer 33
 - 5.2.4 Udbringningstider 35
 - 5.2.5 Udnyttelse af opbevaringskapacitet for gylle 35

5.2.6	Handelsgødning til husdyrgødede arealer	36
5.2.7	Fordelingen af husdyrgødningen på arealet	38
5.3	Sammenfatning	41
6.	Nedbørs og temperaturforhold i oplandene	43
7.	Næringsstofudvaskning fra rodzonen - målinger på stationsmarker	45
7.1	Beskrivelse af stationsmarker	45
7.1.1	Jordbundsforhold	45
7.1.2	Grundvandsniveau	46
7.1.3	Landbrugsmæssig drift	46
7.2	Nedbør og vandafstrømning fra rodzonen	47
7.3	Kvælstof- og fosforkoncentration i jordvand og drænvand	49
7.3.1	Jordvandsanalyser	49
7.3.2	Drænvandsanalyser	52
7.4	Kvælstofudvaskning fra rodzonen	54
7.4.1	Kvælstofudvaskningens størrelse	54
7.4.2	Kvælstofudvaskning i relation til arealanvendelse	57
7.4.3	Kvælstofudvaskning i relation til kvælstofbalancer på markerne	59
7.5	Fosforudvaskning fra rodzonen	61
7.6	Arealspecifik afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænsystemer	62
7.6.1	Arealspecifik afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænsystemer	62
7.6.2	Målinger på sandjord	63
7.6.3	Dræning i oplandene	63
7.7	Sammendrag	65
8.	Modelberegning af kvælstofudvaskning fra rodzonen	67
8.1	Datagrundlag og forudsætning for beregninger med DAISY	67
8.2	Validering af rodzonemodellen DAISY	68
8.2.1	Simulering af udbytter	70
8.2.2	Simulering NO ₃ -N-Koncentration	70
9.	Grundvand	79

9.1	Indledning	79
9.2	Grundvandsanalyser	79
9.3	Årsvariation i grundvandets nitratindhold	81
9.3.1	Lerjordsoplande	81
9.3.2	Sandjordsoplande	81
9.4	Årsvariation for udvalgte parametre	82
9.5	Sammenfatning	86
10.	Afstrømning, koncentration og transport af næringsstoffer i vandløb	87
10.1	Afstrømning	87
10.2	Koncentration	90
10.3	Transport	94
11.	Biologiske vandløbsundersøgelser	97
11.1	Biologisk struktur	97
11.1.1	Bundlevende alger på finkornet sediment	97
11.1.2	Bundlevende alger på stenet substrat	101
11.1.3	Bunddyr	102
11.2	Biologiske processer	105
11.2.1	Iltindholdets døgnvariation	105
11.2.2	Iltindholdets variation i undersøgelsesperioden	106
11.2.3	Styrende iltprocesser	106
11.3	Sammenfatning	108
12.	Sammenstilling af data for nedbør, rødzone, drænvand, grundvand og vandløb	111
12.1	De hydrologiske kredsløb	111
12.2	Kvælstofkoncentrationer	113
12.3	Kvælstoftransporter	114
12.4	Konklusion	116
13.	Referencer	119
Bilag	125	
Bilag I.1	Oversigt over analyseparametre	125
Bilag I.2	Oversigt over stationer og omfang af undersøgelserne af bundlevende alger i vandløbene	125

- Bilag I.3 Oversigt over stationer og prøvetagning af semikvantitative faunaprøver i 1991. 126
- Bilag I.4 Prøvetagningstidspunkt og resultat af de kvantitative el-befiskninger i 1991. 126
- Bilag I.5 Omfanget af det kontinuerlige vandløbsovervågningsprogram 127
- Bilag II.1 Månedsnedbør for LOOP 1 - LOOP 6 for perioden 1988 - 1991. 128
- Bilag III.1 Ejendoms- og markoplysninger for stationsmarker 130
- Bilag III.2 Nedbør, afstrømning samt N og P udvaskning fra rodzonen for 1989-1991. 135
- Bilag III.3 Grundvandspejlinger m.u. terræn for 1991. 141
- Bilag III.4 Næringsstofkoncentration i jordvand 142
- Bilag III.5 Kemiske analyseparametre for jordvand 143
- Bilag III.6 Næringsstofkoncentration i drænvand 144

Danmarks Miljøundersøgelser 145

Forord

Denne rapport tilhører rækken af faglige rapporter, der udarbejdes af Danmarks Miljøundersøgelser som led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988, og dette udgør den tredje rapportering.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, der er konsekvensen af beretningen om Vandmiljøplanen afgivet af Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg den 30. april 1987. Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af den ændrede belastning af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: Ferske vande, Marine områder, Landovervågning og Atmosfæren.

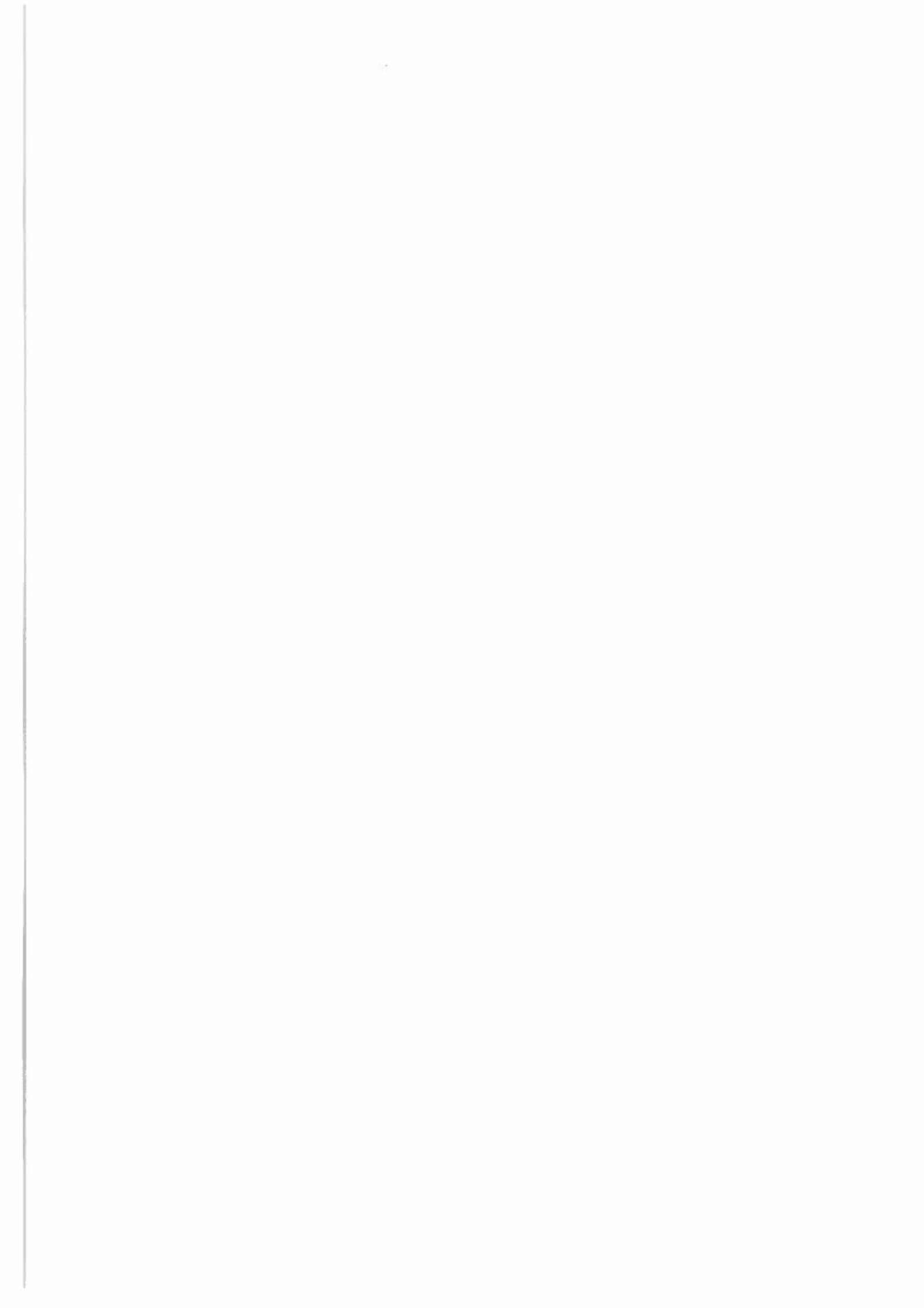
I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem kommunale og statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og regionale rapporteringer af den amtskommunale overvågning af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunernes regionale rapportering af den amtskommunale overvågning af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande, og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfæren" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.



Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1991

Tilførslen af fosfor til vandløb, søer og havet er faldet væsentligt fra 1990 til 1991. I søerne er koncentrationen af fosfor for eksempel gennemsnitligt faldet med 15%, og til havet blev der i 1991 udledt 28% mindre fosfor. Den mindre tilførsel skyldes især en bedre spildevandsrensning, men også de klimatiske forhold. I 1991 transporterede vandløbene således 13% mindre vand end gennemsnittet for perioden 1981 til 1991 - og 6% mindre end i 1990, hvilket betød mindre udvaskning af fosfor fra landjorden. Desuden har en forbedret rensning af spildevandet på rensningsanlæggene spillet en vigtig rolle.

Der er ikke sket noget fald i tilførslen af kvælstof fra 1990 til 1991, når man tager de klimatiske forhold i betragtning. Godt nok transporterede vandløbene i 1991 19% mindre kvælstof til havet, men det skyldes, at der på grund af mindre nedbør var en mindre afstrømning af kvælstof fra markerne. Målt i tons transporterede vandløbene ca. 78.500 tons kvælstof til havet i 1991.

Danmarks Miljøundersøgelsers landsdækkende rapporter om Vandmiljøplanens overvågningsprogram udarbejdes årligt og omfatter: landovervågning, vandløb og kilder, søer, havet og atmosfæren. Det sker på baggrund af data og rapporter fra amtskommunerne og målinger udført af Danmarks Miljøundersøgelser. Rapporterne om Landovervågning er udarbejdet sammen med Danmarks Geologiske Undersøgelse. Rapporterne udkom første gang i 1990 og behandlede resultaterne fra 1989.

Tilførslen af næringsstofferne - fosfor og kvælstof til vandmiljøet varierer betydeligt fra år til år, især gå grund af variationer i nedbør, men også på grund af forskelle i temperatur og fordampning. Når der tages hensyn til de klimatiske variationer, er der sket en væsentlig reduktion i tilførslen af fosfor til vandmiljøet, mens tilførslen af kvælstof er uændret.

Fosfor

Vandløb: Fosforkoncentrationen er blevet omtrent halveret siden 1985. Faldet ses udelukkende i de vandløb, der belastes med spildevand. Udledning af fosfor til vandløbene fra rensningsanlæg og dambrug er dog stadig stor. Ca. halvdelen af den mængde fosfor, der ender i havet, stammer fra disse kilder.

Søer: Miljøtilstanden i de danske søer reguleres især af fosfor. I 1991 var koncentrationen af fosfor i søvandet, som nævnt, gennemsnitlig 15% lavere end årene før. Miljøtilstanden er blevet bedre i de søer, hvor der har været et stort fald i koncentrationen af fosfor. På bunden af mange danske søer er der ophobet store mængder fosfor på grund af spildevand, som er blevet tilført førhen. Selv om søerne nu modtager mindre spildevand, er de

stadig påvirkede af det ophobede fosfor, og det kan tage 10-20 år, før en sø kommer i ligevægt.

Hovedparten af fosfortilførslen til søerne kommer i dag fra det åbne land - landbrug og spredt bebyggelse. De fleste søer kan ikke få klart vand, medmindre man nedbringer tilførslen af fosfor fra punktkilder og det åbne land.

Havet: Tilførslen af fosfor til havet er fra 1990 til 1991 faldet med 28%. Også her skyldes det mindre vandafstrømning og en bedre rensning af spildevandet. I en række kystvande er fosforkoncentrationen derfor faldet, hvilket nogle steder medfører en længere periode, hvor fosfor potentielt kan begrænse plantevæksten.

Kvælstof

Vandløb: En statistisk analyse af kvælstoftransporten i vandløb i Vestjylland, Østjylland og på Fyn i perioden 1978-1992 viser, at efter Vandmiljøplanens ikrafttræden i 1987 er kvælstoftransporten ikke faldet, når der tages højde for de klimatiske variationer.

Ca. 80% af den kvælstof, der via vandløb føres ud i havet, stammer fra landbruget. Således tilføres vandløbene ca. 10 gange så meget kvælstof fra dyrkede arealer som fra udyrkede arealer. En interviewundersøgelse i seks små landbrugsoplande i 1991 viser, at man i højere grad end tidligere bringer husdyrgødning ud om foråret. Forårsudbringning af husdyrgødningen var steget med 8% i forhold til 1990.

Undersøgelsen viser også, at de største problemer ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen. Således fordeles gødningen ikke hensigtsmæssigt på arealerne, selvom næsten alle ejendomme kunne gøre det. Samtidig bruges der ofte store mængder handelsgødning på arealer, der i forvejen gødes med husdyrgødning.

Undersøgelsen har klarlagt, at en forbedring af landbrugen gødningspraksis hurtigt kan registreres i vandløb, som løber igennem oplande med lerjord. Effekten af en bedre gødkningspraksis vil derimod være betydeligt forsinket i vandløb, der gennemstrømmer sandjordsoplande.

Atmosfæren: Tilførslen af kvælstofforbindelser fra atmosfæren udgør en stor del af den samlede kvælstoftilførsel til havmiljøet. Ca. en tredjedel af den atmosfæriske tilførsel kommer fra danske kilder. I 1991 fik de indre danske farvande tilført 11 kg/ha uorganisk kvælstof, hvoraf de 8 kilo kom fra nedbør, og resten blev tilført som kvælstofforbindelser i partikler og gasser.

Kvælstoftilførslen med nedbøren er tilsyneladende faldet med 10-15% i løbet af de sidste tre år, men det er endnu for tidligt at sige, om der er tale om en generel og blivende nedgang.

Havet: Den lavere tilførsel af kvælstof i 1989-1991 har bedret miljøet i en række kystvande. Det gælder bl.a. Limfjorden og hovedparten af de østjyske kystvande. Her er der kommet færre planktonalger, større sigtddybde, og der er sket forbedringer for bunddyr og undervandsvegetation. De milde vintre har forment-

lig gavnet blåmuslingerne, hvilket har understøttet denne udvikling.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet for Vandmiljøplanen viser, at en varig reduktion i kvælstofbelastningen meget hurtigt vil medføre forbedringer i vore kystvande. Da de sidste års miljøforbedringer i vore kystvande alene skyldes klimatiske faktorer, kan den påviste udvikling dog ikke tillægges varig betydning. Hvis udvaskningen pga. klimatiske forhold igen bliver stor, vil forbedringerne forsvinde.

Iltforholdene i de danske farvande forringes stadig. I det nordlige Kattegat er forholdene stadig rimeligt gode, mens der siden 1981 årligt har optrådt mere eller mindre alvorlige iltsvind i de sydlige farvande. Den lavere kvælstoftilførsel i årene 1989 til 1991 har ikke forbedret iltforholdene i de dybere dele af vore farvande, således som det er sket i kystvandene.

Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv i det marine miljø er dermed enten ikke opfyldt eller truet i hovedparten af de danske farvande.



1. Sammenfatning af Landovervågningsprogrammet

1.1 Landovervågningsprogrammet

Landovervågning

I Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram undersøges næringsstofudvaskningen fra landbrugsarealer til vandmiljøet. Overvågningsprogrammet blev startet i 1988/89 i 6 små landbrugsdominerede vandløbsoplande, hvert på 5-15 km²:

Sandjordsoplande Nordjylland, Odder Bæk
 Ringkøbing/Viborg, Barslund Bæk
 Sønderjylland, Bolbro Bæk

Lerjordsoplande Storstrøm, Højvads Rende
 Fyn, Lillebæk
 Vejle/Århus, Horndrup Bæk

1989 udgjorde en startperiode, mens 1990 var første år med en fuldstændig dataserie.

Undersøgelserprogram

Undersøgelserprogrammet består af:

- Jordprofilundersøgelse, herunder en jordbundsklassificering af oplandene; samt en hydrogeologisk og kvartærgeologisk kortlægning af oplandene.
- Årlig interviewundersøgelse om landbrugsdriften blandt samtlige lodsejere i oplandene vedrørende arealanvendelse, gødningsforbrug, husdyrhold m.v.
- Måleprogrammer: klimastationer, jordvandsstationer, drænvandsstationer, grundvandsstationer, vandløbsstationer.
- Modellering af N-udvaskning fra rodzonen ved hjælp af rodzonemodellen DAISY.

Amterne er ansvarlige for indsamling af data fra interviewundersøgelsen og måleprogrammet i de enkelte oplande. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Geologiske Undersøgelse er ansvarlige for den faglige koordinering samt databehandling og rapportering af hele Landovervågningsprogrammet.

Modelberegninger på oplandsniveau

Undersøgelserprogrammet giver mulighed for, at der på længere sigt kan foretages modelberegning af kvælstofudvaskning fra rodzonen på oplandsniveau samt beregning af total næringsstoftransport i oplandene.

Rapportering

Nærværende rapport giver en analyse af landbrugets gødningsanvendelse, en foreløbig vurdering af DAISY-modellen samt en beskrivelse af måleresultater for 1989, 1990 og 1991.

1.2 Landbrugets arealanvendelse

Oplandenes repræsentativitet

Landbrugsejendommene i oplandene har en størrelse og brugstypesammensætning, der svarer til landet som helhed. Der er en blanding af planteavlsbrug og husdyrbrug i lerjordsoplandene, mens der overvejende er husdyrbrug i sandjordsoplandene. Den væsentligste forskel er en højere husdyrtæthed i oplandene på 1,1 DE/ha i forhold til landsgennemsnittet på 0,82 DE/ha. Dette bevirker, at gødskningsniveauet for oplandene ikke er repræsentativt for landet som helhed. Tidligere sammenligninger med oplysninger fra Statens Plantetilsyn viser imidlertid, at oplandene er repræsentative for landet hvad angår landbrugspraksis for de enkelte bedriftstyper i oplandene.

Interviewundersøgelsen omfatter i 1991 183 ejendomme, 1310 marker med et samlet husdyrhold på 6104 DE. Detaljeringsgraden af de indhentede oplysninger er meget høj, og undersøgelsen giver dermed et rimeligt grundlag for beskrivelse af den aktuelle landbrugspraksis.

Landbrugspraksis i oplandene

I afrapporteringen af Landovervågningsprogrammet 1990 (*Grant et al. 1990*) blev der præsenteret en undersøgelse af landbrugspraksis, der fokuserede på forskelle i praksis mellem forskellige bedriftstyper, -størrelser, husdyrtætheder og afgrødegrupper. Opgørelsen dokumenterede, at de største problemer i aktuel landbrugspraksis ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen. Hovedvægten i årets opgørelse er derfor lagt på at belyse aspekter af anvendelsen af husdyrgødning.

Udviklingstendenser

Forbruget af gødning er stort set uændret fra 1990 til 1991, mens der er en lille forbedring i andelen af forårsudbringning af husdyrgødning. Denne ændring giver sig dog kun udslag i en lille forbedring i fordelingen og udnyttelsen af husdyrgødningen.

I de 6 oplande fordeltes udbringningen af husdyrgødning med 37% i efterårs- og vintermånederne (september - februar) og 63% i forårs- og sommermånederne (marts - august). Sammenlignet med fordelingen i 1990 er dette en stigning på 8% i forårs/sommerudbringning i forhold til efterårs/vinterudbringningen. Den gennemsnitlige udnyttelse af husdyrgødningen steg fra 35,2% i 1990 til 37,9% i 1991. Forskellen på 2,7% er inden for usikkerheden på opgørelsesmetoden og kan ikke betegnes som en sikker tendens i udnyttelsen.

Husdyrgødningen kan klart fordeles og udnyttes bedre. Ved store tildelinger af husdyrgødning er det ofte muligt at forbedre udnyttelsen af gødningen ved en omfordeling inden for ejendommen. Marker, der tildeles husdyrgødning, tildeles også handelsgødning med 50-66% af gødningsbehovet, selvom marken i forvejen er tilført store mængder husdyrgødning.

1.3 Modellering af kvælstofudvaskning

Beregninger med DAISY-modellen

Med rodzonemodellen DAISY er der gennemført beregninger af kvælstofudvaskningen på udvalgte stationsmarker. Der kan ikke drages egentlige konklusioner på basis af det præsenterede materiale. Imidlertid er der tegn på, at udbyttesimuleringen er fornuftig. Med hensyn til simuleringen af koncentrationsniveauet er billedet mere broget, idet simuleringen er nogenlunde på visse stationer og ikke tilfredsstillende på andre. Der er imidlertid i rapporten skitseret ideer til, hvordan simuleringerne muligvis kan forbedres.

1.4 Målt kvælstof- og fosforudvaskning samt betydning for grundvands- og vandløbskvalitet

Nedbør og afstrømning fra rodzonen på stationsmarker

I de 6 oplande blev der målt en gennemsnitlig nedbør på 646 mm i 1989, 939 mm i 1990 og 747 mm i 1991. Dette svarer til henholdsvis 76%, 114% og 92% af normalnedbøren. Disse nedbørsforhold har forårsaget en variation i afstrømning fra rodzonen på gennemsnitlig 220 mm i 1989, 468 mm i 1990 og 393 mm i 1991.

Målt N- og P-udvaskning fra rodzonen

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen blev ved stationsmarkerne i de 3 lerjordsoplande målt til gennemsnitlig 38 kg N/ha i 1989, 99 kg N/ha i 1990 og 60 kg N/ha i 1991. Tilsvarende blev kvælstofudvaskningen fra stationsmarkerne i ét sandjordsopland målt til 93 kg N/ha i 1989, i to sandjordsoplande til 123 kg N/ha i 1990 og 128 kg N/ha i 1991. Der kan på nuværende tidspunkt ikke konkluderes over udviklingen i kvælstofudvaskning fra stationsmarkerne. Stationsmarkerne må anses for repræsentative for oplandene, men som vist i afsnit 5 forekommer der i oplandene forhold, som ikke er afspejlet ved stationsmarkerne - fx ekstrem overgødsning. De målte kvælstofudvaskninger må derfor tages som et niveau for oplandene.

Udvaskning af fosfor fra rodzonen har været lav; denne blev for stationerne i lerjordsoplandene målt til gennemsnitlig 0.12 kg P/ha år⁻¹ og for stationerne i sandjordsoplandene til 0.04 kg P/ha år⁻¹. Den højere udvaskning på lerjordene må tilskrives at enkelte stationer i et enkelt opland bidrager med særlig store mængder.

Drænvandsundersøgelser

Drænvandsundersøgelser i to lerjordsoplande har vist en afstrømning af nitrat-kvælstof på gennemsnitlig 26 kg N/ha i 1990 og 19 kg N/ha i 1991. Afstrømningen af opløst ortho-fosfat fra dræn har udgjort gennemsnitlig 0.05 kg P/ha i 1990 og 0.03 kg P/ha i 1991. Disse mængder svarer i gennemsnit til ca 48% af kvælstofudvaskningen fra rodzonen og ca. 20% af fosfatudvaskningen fra rodzonen.

I de to lerjordsoplande har udvaskning af organisk N fra dræn i 1990-91 udgjort ca. 6% af total N, mens udvaskning af partikulært P fra dræn har udgjort ca. 25% af total P.

Stoftransport i vandløb

En opsplitning af vandløbshydrograferne for de 6 oplande viser,

at for lerjordsoplandene når en stor del af overskudsnedbøren (30-50%) hurtigt frem til vandløb. I de sandede oplande sker afstrømningen derimod hovedsagligt via grundvand (75-98%) og dermed med en vis tidsmæssig forsinkelse. For transporten af total-kvælstof i vandløbene betyder dette, at der er tydeligt højere koncentrationsniveau i vandløbene, der afvander lerede oplande.

Den totale udvaskning til vandløbene fra dyrkede arealer har i undersøgelsesperioden ligget på gennemsnitligt 18-27 kg N/ha pr. år i lerjordsoplandene, hvilket svarer til 25-58% af udvaskningen fra rodzonen. For to sandjordsoplande har udvaskningen til vandløbene udgjort 7-15 kg N/ha pr. år, hvilket svarer til 5-14% af udvaskningen fra rodzonen.

Grundvandskvalitet i oplandene

Grundvandsspejlet ligger generelt højt i oplandene - gennemsnitligt 1-3 m under terræn.

Det øvre grundvand i såvel lerjords- som sandjordsoplandene er tydeligt påvirket af landbrugsdriften. I 1.5 meters dybde under terræn blev der i undersøgelsesperioden målt høje nitratindhold på generelt over 50 mg nitrat/l svarende til 11.3 mg nitrat-N/l

Der er registreret store årstidsvariationer i nitratkoncentrationerne i grundvandet; variationerne aftager med dybden.

Der ses ingen generel tendens til fald i nitratkoncentrationen i det øvre grundvand i de 3 lerjordsoplande og i de 3 sandjordsoplande i perioden 1989 til 1991.

Det gennemsnitlige orthofosfatindhold i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene er lavt, mindre end 0.1 mg PO₄-P/l, og årsvariationen er meget lille.

Vandløbskvalitet i oplandene

Der er i 1991 som i de foregående år gennemført undersøgelser af den biologiske struktur og de biologiske processer i 5 af de 6 vandløb, der afvander LOOP-oplandene.

På finkornet sediment havde den gennemsnitlige fosforkoncentration i vækstperioden afgørende betydning for størrelsen af den maksimale algebiomasse ved fosforkoncentrationer under 100 µg PO₄-P/l. Derimod var fosforkoncentrationen af mindre betydning for algerne på stenet substrat. Her var det i stedet de hydrologiske forhold, der var afgørende.

Forureningsgraden, bestemt ved hjælp af Viborg index'et lå generelt på II-III i 1991 og har ikke ændret sig væsentligt i de tre undersøgelsesår.

Overvågningsprogrammet til bestemmelse af biologiske processer blev iværksat på grund af frygt for, at der i små, landbrugsbelastede vandløb på døgn- og årsbasis var meget store fluktuationer i iltindholdet som følge af masseforekomst af alger, idet ekstremt lave og høje iltkoncentrationer skader dyrelivet. Resultaterne af undersøgelserne i 1990 og 1991 har dog vist, at iltforholdene er rimeligt gode, at døgnamplituden og årstidsfluktuationerne ge-

nerelt er små, og at fysiske processer i højere grad end intern produceret ilt styrer iltforholdene.

Sammenstilling af data

På lerjorde er det vist, at en stor del af det kvælstof, der forlader rodzonen (14-36%) hurtigt strømmer til vandløbene gennem dræn og overfladenært vand, mens yderligere 10-25% strømmer via det øvre grundvand til vandløbene. Afstrømningsvandet til vandløbene er således stærkt belastet af landbrugets kvælstofudledning. En eventuel ændring i landbrugspraksis vil derfor hurtigt slå igennem i vandløbskvaliteten i disse områder.

I sandjordsoplandene strømmer derimod kun en ganske lille del af det kvælstof, der forlader rodzonen (2-6%), hurtigt til vandløbene med overfladenært vand. I disse oplande sker afstrømningen til vandløbene hovedsagelig via dybereliggende grundvand. Under vandets transport nedad i grundvandet foregår der en reduktion af nitrat, hvorfor det afstrømmende vand har lavt kvælstofindhold. Det er således fundet, at vandløb i disse oplande er mindre belastet af kvælstof end i lerjordsoplandene til trods for, at udledningen fra landbruget er større. En eventuel ændring i landbrugspraksis vil ikke kunne måles i vandløb i sandjordsoplande indenfor en overskuelig tid.

Ovennævnte strømningsforhold samt kvælstofreduktionsprocesserne i jorden har medført, at det øvre grundvand er stærkere belastet med kvælstof på sandjordene end på lerjordene.



2. Indledning

Landbrugets næringsstofudledning

I de senere år har der været en stigende opmærksomhed omkring landbrugets næringsstofudvaskning. Inden for landbrugserhvervet er der de sidste 20-30 år sket en strukturændring, der har medført en større koncentration af husdyr på færre brug. Dette betyder, at større mængder af husdyrgødning spredes på mindre arealer. For handelsgødning er forbruget steget fra 40 kg N/ha i 1960 til 144 i 1990. Disse ændringer i landbrugets gødningsanvendelse medfører en øget opmærksomhed på tabet af næringsalte fra landbrugsjorder, og dermed også på landbrugets næringsstofbelastning af vandmiljøet.

Overvågning af oplande, vandløb og grundvand

Med iværksættelse af Vandmiljøplanens landovervågning undersøges næringsstofudvaskning på almindelige landbrugsarealer. Formålet med undersøgelsesprogrammet er at bestemme næringsstofudvaskningen fra rodzonen, samt at bestemme næringsstofftransporten til vandløbene og betydningen for grundvandskvaliteten. Udvaskningsdataene kan efterfølgende anvendes til at vurdere udviklingen i landbrugets markbidrag.

Landovervågningsprogrammet er etableret i 6 små veldefinerede afstrømningsoplande (5-15 km²). Udvalgelsen af disse oplande er foretaget med den hensigt at få dækket et bredt spektrum af faktorer som jordbundstype, husdyrhold, ejendomsstørrelse, afgrødefordeling og gødningsforbrug. Sammen med klimaforhold er disse faktorer bestemmende for størrelsen af næringsstofudvaskningen.

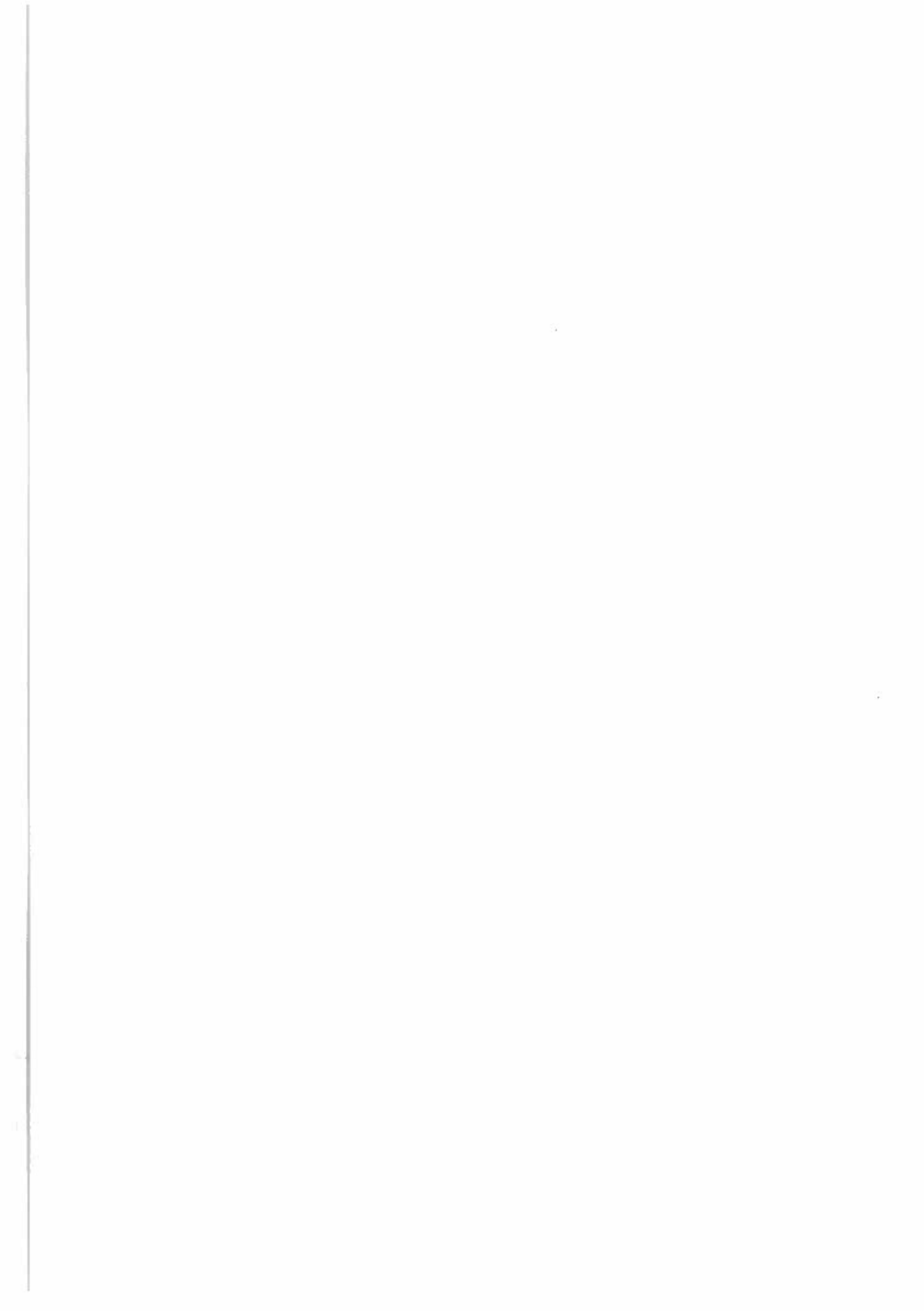
Afrapportering

De fleste amter har foretaget en vurdering af arealanvendelsen samt af næringsstofudvaskningen fra de enkelte målestationer. I denne rapport er der foretaget en overordnet sammenstilling af resultater fra de 6 oplande. Data for landbrugets gødningspraksis i oplandene har gennemgået en kvalitetskontrol dels i de enkelte amter, dels i samarbejde med Landbrugets Rådgivningscenter. Opgørelser af gødningspraksis og arealanvendelse er sammenlignet med sidste års data, og i rapporten beskrives væsentlige ændringer i forhold til sidste år. I rapporten beskrives desuden kvælstofudvaskning fra rodzonen på stationsmarkerne, kvaliteten af det øvre grundvand i oplandene samt næringsstoffafstrømning til vandløbene og biologiske forhold i vandløbene.

Udvikling af rodzonemodel

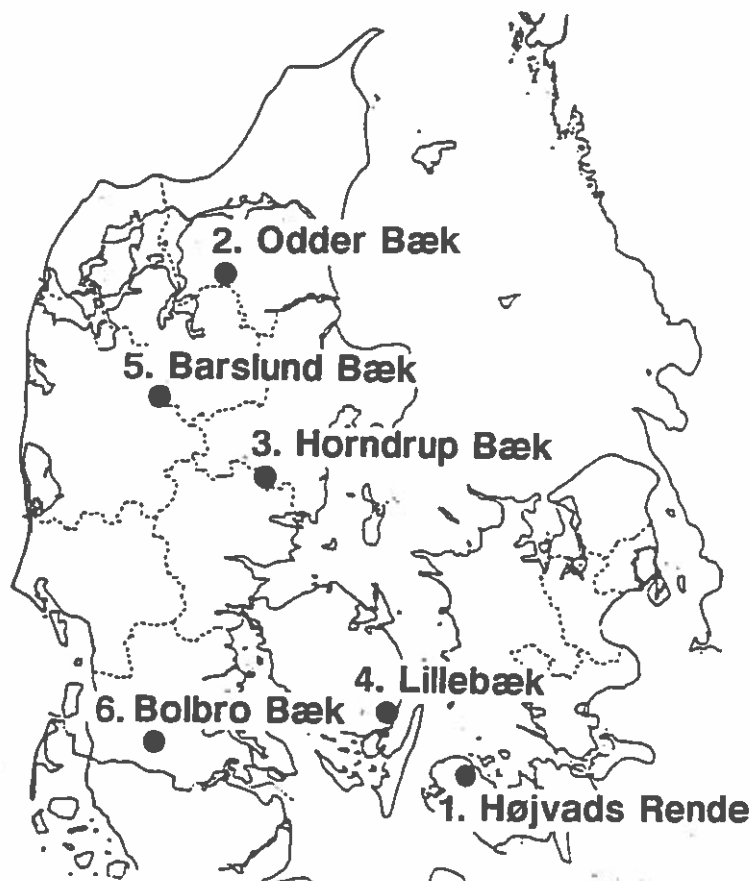
På såvel internationalt plan som nationalt er der stor opmærksomhed omkring anvendelse af modeller til beregning af afstrømning og kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Som led i vurderingen af rodzonemodellers anvendelsesmuligheder bliver målte data fra Landovervågningsprogrammet sammenlignet med modelberegnete værdier. Til modelberegning anvendtes rodzonemodellen DAISY, der udvikles på Landbohøjskolen.

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi er ansvarlig for rodzoneprogrammet, mens Afdeling for Ferskvandsøkologi står for vandløbsprogrammet og Danmarks Geologiske Undersøgelse har ansvar for grundvandsprogrammet. Rapporten er koordineret af Afdeling for Terrestrisk Økologi.



3. Beskrivelse af oplandene

Beliggenheden af de 6 overvågningsoplande (LOOP 1-6) er vist i Figur 3.1. Nedenfor er givet en kortfattet beskrivelse af oplandene, mens der i afsnit 5 findes en mere detaljeret beskrivelse af jordtypefordeling og landbrugsstatistik i oplandene.



Figur 3.1 Oversigt over landovervågningsoplandenes placering.

Storstrøm

LOOP 1, Højvads Rende (Storstrøms Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 980 ha. Den nordøstlige del er præget af et bakket terræn med mange lavninger og mosearealer, den vestlige del er svagt bakket, mens den sydlige del er karakteriseret ved et fladt landskab. De øvre jordlag består af moræneler og sandlag, og herunder i 35-45 m's dybde findes skrivekridt. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (80%) og lerjorder (14%). Skov udgør 27% af oplandsarealet, resten er i landbrugsmæssig drift.

Nordjylland

LOOP 2, Odder Bæk (Nordjyllands Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1140 ha. Den nordlige og vestlige del er karakteriseret ved et småbakket terræn, mod øst er landskabet svagt

kuperet, og i den sydlige del er terrænet markant fladt. Jordlagene består af vekslende ler og sandlag til stor dybde; i den øverste meter findes overvejende sand. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (72%) og finsandet jord (17%). Skov udgør ca. 2% af oplandsarealet, omtrent resten er i landbrugsmæssig drift.

Vejle/Århus

LOOP 3, Horndrup Bæk (Vejle/Århus Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 530 ha. Det er karakteriseret ved et stærkt kuperet terræn med Ejer Baunehøj beliggende i den sydlige del. Jordlagene består overvejende af moræneler med morænesand og -grus i små isolerede områder. Smeltevandssand findes i vandløbsdalene. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (70%) og lerblandet sand (24%). Skov udgør 18% af oplandsarealet, resten anvendes til landbrugsmæssig drift.

Fyn

LOOP 4, Lillebæk (Fyns Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 470 ha. Det fremtræder som et svagt skrånende terræn ned mod Storebælt. Jordlagene består overvejende af moræneler med indslag af smeltevandssand og ler. I de dybere jordlag findes et sammenhængende sandlag. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (86%) og lerblandet sand (4%). Skov udgør 2% af oplandsarealet, 89% anvendes til intensiv landbrugsdrift, og 9% af arealet er veje, byer m.v.

Ringkøbing/Viborg

LOOP 5, Barslund Bæk (Ringkøbing/Viborg Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1470 ha. Området er en typisk hedeslette med okkerpåvirkninger. Jordtyperne i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (90%) og humusjord (10%). Flyvestation Karup udgør en del af oplandsarealet (ca. 13%); skov findes i ca. 22% af arealet, mens omtrent resten anvendes til landbrugsmæssig drift.

Sønderjylland

LOOP 6, Bolbro Bæk (Sønderjyllands Amtskommune).

Oplandet udgør ca. 1330 ha og er karakteriseret ved et fladt terræn, der skrånede svagt fra nordøst mod sydvest. Jordtyperne i oplandet er klassificeret som grovsandet jord (67%), lerblandet sandjord (18%) og humusjord (14%). Mere end 99% af arealet er i landbrugsdrift; 0,4% er skov.

4. Beskrivelse af undersøgelsesprogram

Oversigt

I dette afsnit gives en kortfattet beskrivelse af undersøgelsesprogrammet; for en mere detaljeret beskrivelse henvises til tidligere overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Danmarks Geologiske Undersøgelse (DGU) (*Grant et al. 1991; Rasmussen & Gosk, 1990*). Med hensyn til etableringen henvises til etableringsrapporter fra DGU og Hedeselskabet. Programmet består af følgende komponenter:

- Kortlægning af oplandene med hensyn til jordtype og geologi
- Interviewundersøgelse blandt landmændene i oplandene
- Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer i samtlige dele af vandkredsløbet: Stationsnettet består af:
 - Nedbørsmåler
 - Jordvandsstationer
 - Drænstationer
 - Grundvandsstationer (øvre grundvand)
 - Vandløbsstationer
- Måleprogram for biologiske undersøgelser i vandløbene

4.1 Kortlægning af oplandene

Jordtypen kan bestemmes for hver enkelt mark

Jordvandsundersøgelsen blev udført af Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealdata og Kortlægning i 1989. I hvert opland er 10-11 jordprofiler detaljeret beskrevet og analyseret; endvidere er der udtaget et stort antal boreprøver. På grundlag heraf er udarbejdet detaljerede jordklassificeringskort. En geologisk jordartskortlægning samt en hydrogeologisk kortlægning blev udført af DGU i 1988/89. På grundlag af jordklassificerings- og jordartskortene er det muligt at henføre hver enkelt mark i oplandene til en beskrevet jordtype.

4.2 Interviewundersøgelsen

Formål

Interviewundersøgelsen udføres hvert år. Det tilstræbes, at samtlige lodsejere og forpagtere i oplandene deltager. Målet med dette undersøgelsesprogram er at indhente oplysninger, som er nødvendige for modelberegning af næringsstofudvaskningen fra enkeltmarker, samt at fremskaffe et statistisk grundlag for vurdering af næringsstofudvaskningen på oplandsniveau.

Interviewprogram

Oplysningerne i interviewprogrammet omfatter:

- | | |
|----------------|--|
| Ejendomsniveau | - Størrelse, arealudnyttelse og dræning, punktkilder, husdyrhold, produktion af husdyrgødning samt opbevaringskapacitet for husdyrgødning. |
| Markniveau | - Afgrøder, efterafgrøder, udbytter, anvendelse af afgrøderester, tildeling af handelsgødning og husdyrgødning, udbinding af husdyr samt tidspunkter for alle markoperationer. |

I LOOP 1, 2, 4 og 6 udføres undersøgelsen af lokale planteavl-konsulenter, i LOOP 3 af amtet og i LOOP 5 af Hedeselskabet.

4.3 Måleprogram for vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer

Der måles løbene på nedbør, vandafstrømning og næringsstofkoncentrationer i samtlige dele af vandkredsløbet. På grundlag heraf foretages beregning over næringsstofudvaskning. Stationsopbygning og måleprogram er kort beskrevet nedenfor.

4.3.1 Nedbørsstationer og klimadata

Måling og beregning

Klimadata for oplandene er indhentet og bearbejdet af Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Jordbrugsmeteorologi. De indhentede data omfatter nedbør, temperatur, potentiel fordampning og global stråling. Oplysningerne er baseret på Statens Planteavlsforsøgs ordinære net af klimastationer i forbindelse med kvadratsundersøgelsen, samt på 1-2 nedbørsstationer opstillet i hvert opland i forbindelse med etableringen af LOOP-programmet.

4.3.2 Jordvandsundersøgelser

Formål

Målet med jordvandsprogrammet er at beregne næringsstofudvaskningen fra rodzonen på udvalgte marker. Til dette formål måles næringsstofkoncentrationen i jordvandet eksperimentelt, mens vandafstrømningen fra rodzonen modelberegnes.

Jordvandsstationer

6-8 jordvandsstationer er etableret i hvert opland. En jordvandsstation består af 10 sugeceller til udtagning af jordvand. Cellerne er placeret i et V-formet mønster inden for et areal på 100m² i 90-120 cm dybde. Sugecellerne er af teflontypen. I foråret 1991 blev foretaget reparation af utilstrækkeligt fungerende jordvandsstationer; herunder blev samtlige sugeceller i LOOP 5, Ringkøbing/Viborg, udskiftet med keramikceller (*Grant et al. 1991*). Jordvandsprøver udtages til kemisk analyse en gang om ugen i perioder med afstrømning. Oversigt over analyseparametre er givet i bilag I.1.

Modelberegning af afstrømning

Vandafstrømningen (perkolationen) fra rodzonen på stationsmarkerne modelberegnes ved hjælp af vandbalancemodellen EVA-CROP (*Olesen & Heidemann, 1990*) og rodzonemodellen DAISY (*Hansen et al. 1990*). For LOOP 1 og 4 kan kun DAISY anvendes

idet EVACROP ikke er egnet til vandbalanceberegninger på lerede jorde med højtliggende grundvandsspejl. For LOOP 2, 3, 5 og 6 kan begge modeller anvendes; dog er der begrænsninger i afgrødeparametrene i DAISY, og endvidere er der tilfælde, hvor DAISY-modellen dumper eller giver fejlagtige resultater. På arealer, hvor begge modeller kan anvendes uden problemer, blev der ved sidste års afrapportering fundet en god overensstemmelse mellem afstrømningsberegningerne foretaget med de to modeller.

DMU har til afrapportering af 1991 data modtaget en ny version af DAISY, men da denne er modtaget på et meget sent tidspunkt, har det ikke været muligt at præsentere et fuldt sæt afstrømningsberegninger med DAISY.

Udvaskningsberegning

For LOOP 1 og 4 er de i kapitel 7 præsenterede udvaskningsdata for årene 1989-91 baseret på afstrømningsberegninger foretaget med DAISY (tidligere version). For LOOP 2, 3, 5 og 6 er udvaskningsdata for årene 1989-90 baseret på afstrømningsberegninger foretaget med DAISY (tidligere version)/EVACROP og for 1991 er beregningerne udelukkende foretaget med EVACROP.

Formål

4.3.3 Drænvandsanalyser

Drænvandsprogrammet er iværksat med det formål at bestemme den arealspecifikke næringsstofudledning via drænsystemer. Denne beregning kan foretages, hvor der er tale om veldefinerede drænoplande. Ofte er drænoplandet dårligt afgrænset; her kan imidlertid foretages en kvalitativ vurdering af næringsstofkoncentrationerne i drænvandet.

Drænvandsstationer

I lerjordsoplandene LOOP 1, Storstrøm, og LOOP 4, Fyn, er det vurderet, at henholdsvis ca. 70% og 50% af landbrugsarealet er drænet. I disse oplande er anlagt drænstationer på eksisterende drænsystemer i forbindelse med de 6 jordvandsstationer. Ved 3-4 drænstationer i hvert opland måles vandføringen automatisk; de automatiske stationer er monteret med 30° Thomson overfald og datalogger. Ved de øvrige stationer måles vandføringen manuelt en gang om ugen i perioder, hvor drænene er vandførende; vandføringen bestemmes herefter ved korrelation til de automatiske stationer.

Lerjordsoplandet LOOP 3, Vejle/Århus, er overvejende naturligt afdrænet; mens detaildræning fortrinsvis er begrænset til lavtliggende arealer. Her blev i forbindelse med LOOP-programmets etablering anlagt enkelt dræn på marker med jordvandsstationer. Herudover er anlagt 3 drænstationer på eksisterende drænsystemer. Samtlige drænstationer er manuelle stationer.

I sandjordsoplandet LOOP 2, Nordjylland, er anlagt 2 drænstationer på eksisterende drænsystemer, begge som automatiske stationer.

Der udtages drænvandsprøver til kemisk analyse en gang hver uge i perioder, hvor drænene er vandførende. Oversigt over analyseparametre er givet i bilag I.1.

4.3.4 Grundvandsundersøgelser

Formål

Formålet med grundvandsprogrammet er at overvåge en eventuel næringsstofudvaskning til de øvre, sekundære grundvandsforekomster og eventuelle ændringer i grundvandskvaliteten gennem tiden.

Grundvandsreder

I hvert opland er etableret 20-25 grundvandsreder. To grundvandsreder er placeret ved hver jordvandsstation, mens de øvrige grundvandsreder er fordelt i oplandet. En grundvandsstation består af 2-3 filtre placeret i 1,5 - 5,0 m's dybde. Der er i perioden 1989 og indtil sommeren 1991 foretaget reparation af grundvandsreder med utætte filtertoppe (*Grant et al. 1991*). Der udtages prøver til kemisk analyse op til 10 gange årligt. Oversigt over analyseparametre er givet i bilag I.1.

Dybere borer

Endvidere foretages kemisk analyse på grundvand fra markvandingsboringer (LOOP 2, 4, 5, 6) og dybere borer (LOOP 1, 2, 4). Filterdybden for disse borer varierer mellem 2 og 109 m under terræn.

Pejleboringer

Ved hver jordvandsstation og enkeltliggende grundvandsreder er etableret pejleboringer i de sekundære grundvandsforekomster. Størstedelen af pejleboringerne er 5 - 7 m dybe, i LOOP 2 dog ned til 20 m dybe.

4.3.5 Vandløbsundersøgelser

Formål

Vandløbsundersøgelserne omfatter målinger af de vandkemiske forhold og vandføringen med det hovedformål, at få en bedre viden om koncentrationen og mængderne af næringsstoffer, der via overfladevand tabes fra landbrugsoplande. Specielt den tidsmæssige udvikling i næringsstoffetab er væsentligt at følge og sammenholde med de øvrige målinger i oplandet af udvaskningen og tabet via drænvand, samt de løbende interviewundersøgelser af ændringer i arealanvendelse og driftsforhold inden for landbruget.

Vandløbsstationer

I hvert opland er der etableret 2-5 vandløbsstationer. Afstrømningen af vand og tabet af næringsstoffer fra hele oplandet via vandløb måles som hovedregel ved en nedstrøms placeret station. I Barslund Bæk (LOOP 5) er der etableret to nedstrøms stationer som til sammen dækker hele oplandet. De øvrige vandløbsstationer er placeret opstrøms for hovedstationen og repræsenterer herved deloplande, typisk oplande til selvstændige vandløbsgrene. Ved hovedstationen(erne) foretages der manuelle målinger af vandføring (Q) og en kontinuerlig registrering af vandstanden til brug for beregning af døgnmiddelvandføringen. Ved de fleste andre stationer i oplandet måles vandføringen kun manuelt og døgnmiddelvandføringen beregnes ved Q-Q korrelation mellem stationen og en eller flere referencestationer. Ved alle stationer udtages vandprøver til kemisk analyse, som hovedregel en gang ugentligt i vinterperioden og hver anden uge i sommerperioden. En oversigt over analysevariable er givet i bilag I.1.

Beregning af tab fra det åbne, dyrkede land

I rapporten er der foretaget en beregning af næringsstoffetab fra det åbne, dyrkede land på følgende måde: Fra den målte totale

transport af kvælstof og fosfor er fratrukket eventuelle bidrag fra punktkilder (rensingsanlæg, regnvandsbetingede udløb), samt bidraget fra den del af oplandet, der ikke er dyrket. I tabet fra det åbne, dyrkede land indgår således landbrugsbidraget og bidraget fra spredt bebyggelse.

Beregning af landbrugets bidrag

Beregning af næringsstofudvaskning fra dyrkede arealer i oplandene er foretaget på følgende måde: Fra den målte totale transport trækkes bidrag fra spildvand og spredt bebyggelse samt naturbidrag fra den del af oplandsarealet, der ikke er dyrket.

4.4 Biologiske Vandløbsundersøgelser

I lighed med 1989 og 1990 er der udført biologiske struktur- og procesundersøgelser i vandløbene i landovervågningsoplandene. Dog er den biologiske station i LOOP5, Barslund Bæk, fundet uegnet til undersøgelserne og den er derfor blevet nedlagt i 1991.

4.4.1 Biologiske strukturundersøgelser

Formål

For at vurdere effekten af en ændret næringssaltudvaskning på den biologiske struktur i små vandløb er der udført undersøgelser af bundlevende alger, bunddyr og fiskefauna i vandløbene i landovervågningsoplandene.

Bundlevende alger

Indenfor perioden marts til november 1991 er der, på i alt 9 strækninger af 25-200 m længde, foretaget intensive indsamlinger af bundlevende alger. Indsamlingerne er foretaget på henholdsvis finkornet sediment (7 stationer) og stenet substrat (2 stationer). Prøverne blev anvendt til bestemmelse af strækningens algebio-masse udtrykt som mg total klorofyl m^{-2} (for metode se *Rebsdorf et al., 1988* og *Grant et al., 1991*). Prøvetagningsintervallet varierede fra 6 til 56 dage, med størst hyppighed i prøvetagningen i forårsmånederne indtil maksimum i algebio-massen var passeret. Oversigt over stationer og omfang af undersøgelserne findes i bilag I.2.

Bunddyr

Semikvantitative faunaprøver i form af standardiserede sparkeprøver (*Andersen et al., 1982*) er indsamlet omtrent månedlig (dog færre indsamlinger i LOOP3) på 9 stationer. Stationerne er overvejende sammenfaldende med stationerne for indsamling af bundlevende alger. Oversigt over stationer og omfang af undersøgelserne findes i bilag I.3.

For at karakterisere bunddyrssamfundet på den enkelte station, blev bunddyrene inddelt i fire fødekategorier (iturivere, skrabere, samlere og rovdyr), der er baseret på morfologiske og adfærdsmæssige tilpasninger til fødeemner (*Cummins, 1973*). Hos visse arter er fødebiologien dog dårlig kendt og mange taxa er ikke udelukkende tilknyttet én bestemt fødekategori, idet nogle er generalister, der udnytter de fødeemner, der er lettest tilgængelige. Inddelingen er foretaget på basis af den eksisterende viden om den enkelte taxas dominerende ernæringsform og i nogle

tilfælde har det været nødvendigt at dele en taxas mellem to fødekategorier. Desuden blev forureningsgraden (Viborg-indeks) for stationerne bestemt ud fra bunddyrenes diversitet og densitet (Andersen *et al.*, 1982), idet dyrene påvirkes af spildevandsudledninger, møddingvand og ajle m.v. gennem ændringer i fødeudbudet, sedimentstruktur og iltkoncentration i vandløbet.

El-befiskning

I vandløbene i LOOP 1, 3, 4 og 6 er der 1-2 gange årligt foretaget kvantitative el-befiskninger af 1-3 strækninger pr. vandløb. I lighed med 1990 er resultaterne sparsomme og vil ikke blive behandlet i nærværende rapport. Der henvises til amtskommuner-nes tekniske rapporter over LOOP-vandløbene (bilag I.4).

Formål

4.4.2 Biologiske procesundersøgelser

For at kvantificere de processer, der styrer iltforholdene i småvandløb i landbrugsområder, er følgende tre parametre målt kontinuert: Vandløbets indhold af opløst ilt, vandtemperatur og fotosynteseaktiv lysindstråling til vandløbet.

Stationer

Udover at LOOP5 er udgået som biologisk station, er også den kontinuerlige målestation Ærtebjerggård i LOOP4 fundet uegnet til undersøgelser af procesrater og er derfor også udgået i 1991. Målingerne på de resterende 8 stationer er foretaget indenfor perioden 22. marts til 4. juli, hvilket har resulteret i ialt 578 døgnkurver. Oversigt over omfanget af de kontinuerte målinger er angivet i bilag I.5.

Måling og beregning

De tre parametre er som udgangspunkt målt hver 5.minut. Ilt og temperatur er målt med en sammenbygget sensor af typen PHOX A670. Hver uge blev målingerne kalibreret ud fra hhv. iltbestemmelser ved iodmetrisk titrering (DS277) og temperaturmålinger med kviksølvtermometer. Tilgangen af fotosynteseaktivt lys (PAR) blev målt med en prækalibreret kvantumsensor af typen LICOR, 190SA-50.

Ud fra de målte døgnsvingninger i vandets iltindhold (C), iltmætningskoncentration (C_s) og vandtemperatur tillige med genluftningskonstanten (K_2), der er bestemt ud fra strækningens fald, kan bruttoprimærproduktion (P), totalrespiration (R) og genluftningsbidrag (D) estimeres. Størrelsen af de estimerede parametre P , R og D udtrykker, hvilke processer der er de styrende for iltforholdene på den pågældende strækning (se mere udførlig beskrivelse i Grant *et al.*, 1991).

5. Landbrugspraksis i landovervågningsoplandene

Interviewundersøgelsen

I afrapporteringen af Landovervågningsprogrammet 1990 (*Grant et al, 1990*) blev en opgørelse af oplandenes repræsentativitet med hensyn til jordtypefordeling, bedriftstyper, husdyrhold, afgrødefordeling og anvendelsen af kvælstof og fosforgødning i oplandene præsenteret.

På baggrund af de indhentede oplysninger fra interviewundersøgelsen i oplandene blev der endvidere præsenteret en analyse af den aktuelle landbrugspraksis i oplandene for driftsåret 1989/1990. Interviewundersøgelsen gentages årligt, og opgørelsen dækker driftsårene 1989/1990 og 1990/1991. Det har dermed været muligt at undersøge ændringer i landbrugspraksis fra 1990 til 1991.

Formål

Formålet med årets opgørelse er hovedsagelig at belyse problemer omkring udnyttelsen af husdyrgødningen, idet tidligere års undersøgelser viser, at dette er det største problem i aktuel landbrugspraksis, samt at belyse udviklingstendensen fra 1990 til 1991.

Der er endvidere foretaget en analyse af kvælstofbalancen for forskellige afgrødetyper.

Præsentation

Præsentationen i årets rapport er koncentreret om opgørelser, der belyser anvendelsen af kvælstofgødning, udnyttelsen af husdyrgødningen og kvælstofbalancen for markerne. Analyser og opgørelser, der blev præsenteret i afrapporteringen for 1990, præsenteres kun i denne rapport, hvor der er forandringer fra 1990 til 1991.

Afsnit 5.1 giver en kort præsentation af oplandenes repræsentativitet. Afsnit 5.2 præsenterer undersøgelsesresultater. De væsentligste resultater vedrørende udnyttelse af husdyrgødningen er præsenteret i afsnittene 5.2.6 og 5.2.7. En kort sammenfatning af undersøgelsens resultater er præsenteret i afsnit 5.3.

5.1 Oplandenes repræsentativitet.

Jordtyper

Landovervågningsprogrammet omfatter tre sandjords- og tre lerjordsoplande. Grovsandede jorder er repræsenteret med en større andel i de 6 oplande end i landet som helhed (51% mod 24% for landet); finsandede og lerblandede sandjorder er repræsenteret med en tilsvarende mindre andel (13% mod 38% for landet). De øvrige jordtyper er repræsentative.

Størrelsesfordeling og brugstyper

Andelen af kvægbrug, svinebrug, kvæg og svinebrug og rene planteavlbrug i oplandene er som gennemsnit repræsentativt for landet. Fordelingen har endvidere ikke ændret sig fra 1990 til

1991. Størrelsesfordelingen af ejendommene i oplandene svarer ret nøje til landsgennemsnittet.

Husdyrtæthed og afgrødefordeling

Husdyrtætheden i oplandene er imidlertid større end for landet som helhed. I oplandene ligger den gennemsnitlige husdyrtæthed på 1,1 DE/ha, medens gennemsnittet for landet er 0,82 DE/ha. Andelen af rodfrugter i oplandene er dermed også større end for landet som helhed, 11,6% mod 7,5%. Afgrødefordelingen i oplandene har ikke ændret sig væsentligt fra 1990 til 1991. Andelen af vinterkorn er dog vokset fra 22,6% til 26,2%.

5.2 Beskrivelse af landbrugspraksis

Dækning

På basis af interviewundersøgelser fra 1989, 1990 og 1991 er der foretaget en opgørelse af landbrugspraksis i oplandene for driftsårene 1989/1990 og 1990/1991. Opgørelsen er foretaget for alle marker omfattet af interviewundersøgelsen, dvs. alle marker i oplandene plus en del marker uden for oplandene. Der kan indgå et forskelligt antal marker i forskellige opgørelser, idet manglende data eller normtal kan forhindre beregninger for enkelte marker. Det maksimale antal marker og ejendomme til rådighed for opgørelsen er angivet i tabel 5.1.

Tabel 5.1 Omfanget af interviewundersøgelsen i 1990 og 1991. Tallene i parentes angiver omfanget af sidste års opgørelse.

	1990	1991
Ejendomme	181 (166)	183
Marker	1253 (1103)	1310
Areal (ha)	4481 (4119)	4736
Husdyr (DE)	5777 (5556)	6104

Forskellen i antal marker og ejendomme som er omfattet af undersøgelsen, skyldes hovedsageligt ændringer i amternes opgørelse fra 1989 til 1990 og fra 1990 til 1991 samt manglende korrespondance mellem marknumre anvendt de forskellige år bl.a. som følge af omlægninger af markplaner på de enkelte ejendomme, ændrede forpagtningsforhold mm. Til opgørelse af kvælstofbalancen indgår data fra LOOP 5, Ringkøbing/Viborg ikke.

Formål

Formålet med opgørelsen af landbrugspraksis er at give et aktuelt billede af landbrugspraksis, der kan belyse ændringer og aktuelle problemer i en miljømæssig sammenhæng. Undersøgelsen kan på grund af forskellen i husdyrtæthed ikke bruges til at beskrive niveauet af gødskning for landet som helhed, men materialet kan bruges til at belyse landbrugspraksis for forskellige typer af bedrifter, idet oplandene i denne henseende må anses for at være repræsentative. Opgørelsen er koncentreret om anvendelsen og udnyttelsen af kvælstof i handels- og husdyrgødning, idet fosfor kan gives som depotgødning for flere år og dermed vanskeligt kan behandles fra to driftårs data.

<i>Produceret mængde husdyrgødning</i>	<p>5.2.1 Opgørelsesmetoder</p> <p>Næringsstofindholdet i den udbragte husdyrgødning for de enkelte ejendomme er opgjørt på basis af et gødningsregnskab for ejendommen. Den producerede mængde husdyrgødning er beregnet fra normtal som ab lager mængder ud fra indrapporterede oplysninger om husdyrhold, stalddtype og sommergræsning. Ved sommergræsning er gødningsproduktionen reduceret svarende til antallet af dage og nætter på græs.</p>
<i>Nyttevirkning</i>	<p>Gødningsregnskabet er afstemt, så de producerede gødningsmængder + import - eksport ± lagerforskydninger svarer nogenlunde til de oplyste udbyttmængder. Der kan dog være en vis usikkerhed på de indrapporterede lagerforskydninger.</p>
<i>Anbefalet mængde</i>	<p>Nyttevirkningen af N i husdyrgødninger er opgjørt på basis af normtal for afgrøde, jordbund og udbringningstidspunkt (Håndbog for Plantedyrkning, 1990). Den herved fundne nyttevirkning må betragtes som en maksimal nyttevirkning, idet den udbragte mængde ikke indgår i beregningen.</p>
<i>Justering af normtal</i>	<p>Den anbefalede mængde N til de enkelte marker er beregnet på baggrund af Miljøstyrelsens normtal (<i>Hansen, 1990; Hansen, 1991, pers. komm.</i>). Disse normtal tager udgangspunkt i en grundnorm for afgrøden, der korrigeres for geografisk placering, forrige afgrøde, evt. efterafgrøde og eftervirkning af husdyrgødning udbragt året før. Den anbefalede mængde er en økonomisk optimal mængde handelsgødning N.</p>
<i>Næringsstofindhold i udbytter</i>	<p>Ved anvendelse af Miljøstyrelsens normtal for gødningsbehov foretages en reduktion af gødningsbehovet på marker, hvor der er udbragt husdyrgødning eller har været husdyrudbinding året før. For at give et mere retvisende billede af den totale gødningsbalance for driftåret, er denne reduktion ikke foretaget i årets opgørelse. Eftervirkning af husdyrgødning er i stedet medtaget som en gødningstildeling. Ved beregning af nyttevirkning er værdien af gødning ved udbinding dog sat til 0, idet der ikke findes sikre normtal. Der er desuden foretaget kompensation efter den årlige N-prognose fra Landskontoret for Planteavl (<i>Skriver, 1992</i>), samt en korrektion for Sønderjylland, idet oplandet hovedsagelig består af sandjord.</p>
<i>Vækstperioder</i>	<p>Næringsstofindholdet i afgrøden og en evt. efterafgrøde beregnes ud fra normtal (<i>Wilhelm & Nielsen, 1989</i>). Ved beregning af kvælstofbalancer for markerne beregnes N-indholdet i den del af afgrøden, der fjernes fra marken. Ved kvalitetskontrollen af de indrapporterede data er det fundet, at en del grøntfoderudbytter sandsynligvis er indrapporteret som netto- og ikke som bruttoudbytter. Der mangler endvidere i en del tilfælde oplysninger om det samlede udbytte, hvor der både har været afgræsning og slet af en afgrøde.</p>
<i>Vækstperioder</i>	<p>Ved opgørelse af balancer for marker, beregnes den samlede tildeling, anbefalet N mængde og N fjernet fra hovedafgrøde plus en evt. efterafgrøde. Tildelingsperioden er normalt fra høst til høst. For afgrøder, der står på marken vinteren over, fastsættes</p>

dog et skæringstidspunkt, hvorefter gødning regnes for givet til næste afgrøde. Ved hidtidige opgørelser har skæringstidspunktet hvorefter en gødningstildeling er henregnet til næste års afgrøde været sat til 1. september. Dette tidspunkt er ved årets opgørelse sat til 1. november for græsafgrøder og efterafgrøder.

Sammenlignelighed med tidligere opgørelser

I forhold til tidligere præsenterede opgørelser fra Landovervågningsprogrammet er der følgende sket tre ændringer: Data fra Ringkøbing er medtaget, eftervirkning af husdyrgødning er flyttet fra en reduktion i anbefaling til en tildeling til marken og skæringstidspunktet, hvorefter gødning henregnes til næste års afgrøde, er ændret. Ved samlede opgørelser af tildeling/anbefalt mængde for oplandene giver de to første ændringer en maksimal ændring på ca 2% hver, medens ændringen af skæringstidspunktet for gødningstildelingen giver ændringer op til 14%. Ved opgørelser for afgrødegrupper er der endvidere foretaget den ændring, at kartofler ikke er medtaget under rodfrugter. Dette giver dog ikke større ændringer af opgørelsen, da kartofler kun udgør 17% af det samlede areal med rodfrugt.

Ved sammenligning af udviklingstendenser er det følgende sikret, at det anvendte datagrundlag og den anvendte opgørelsesmetode er sammenlignelige. Ændringerne i opgørelsesmetoden giver endvidere ikke anledning til ændring af konklusionerne for tidligere opgørelser.

N-tildeling

5.2.2 Udviklingstendenser

For det samlede areal i undersøgelsen er der foretaget en opgørelse af gødskningsniveau i forhold til anbefalet mængde og i forhold til udbytte samt en opgørelse af udbringningstider for gødningen. Opgørelsen er lavet for hver mark i undersøgelsen. Der er endvidere foretaget samlede opgørelser for arealet fordelt på afgrødegrupper og efter ejendommenes bedriftstype, størrelse og husdyrtæthed.

Ingen væsentlige ændringer i praksis

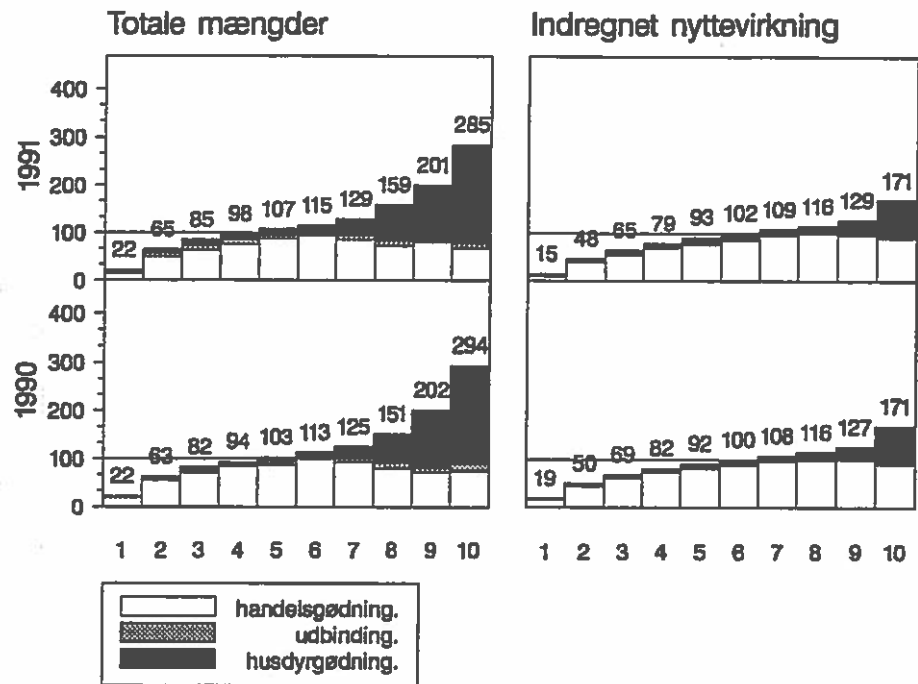
Der kan af disse opgørelser ikke konstateres større forandringer i landbrugspraksis fra driftsåret 1989/1990 til driftsåret 1990/1991 målt på anvendelsen af gødning i forhold til anbefalet mængde.

Figur 5.1 præsenterer en opgørelse af N-tildeling i forhold til anbefalet mængde for det samlede areal i undersøgelsen. Opgørelsen er lavet for hver mark i undersøgelsen ved at beregne den anbefalede gødningsmængde og den aktuelle tildeling dels som totale mængder dels med indregnet nyttevirkning af husdyrgødningen. Det samlede areal er derefter inddelt i grupper på hver 10% af arealet efter stigende tildeling i forhold til anbefalet mængde.

Sammenfatning

Af ovenstående fremgår, at der ikke er sket væsentlige ændringer i fordelingen og niveauet af gødningstilførsel. Dette dækker dog over en svag forbedring i udnyttelsen af husdyrgødningen fra gennemsnitlig 35,2% i 1990 til 37,1% i 1991 beregnet efter normal. Forskellen er dog ikke statistisk sikker.

Alle marker: Tildelt/anbefalet N (%)



Figur 5.1 Tildelt/anbefalet mængde N for interviewundersøgelsens samlede areal fordelt på 10% arealfraktiles efter stigende tildeling i forhold til anbefalet mængde. Opgørelsen sammenholder driftsårene 1989/1990 og 1990/1991.

5.2.3 Kvælstofbalancer

Formål

For at belyse det potentiale for udvaskning, der opbygges i jorden ved normal landbrugspraksis, er balancen mellem tilførsel og fjernet kvælstof for markerne beregnet for driftsåret 1990/1991.

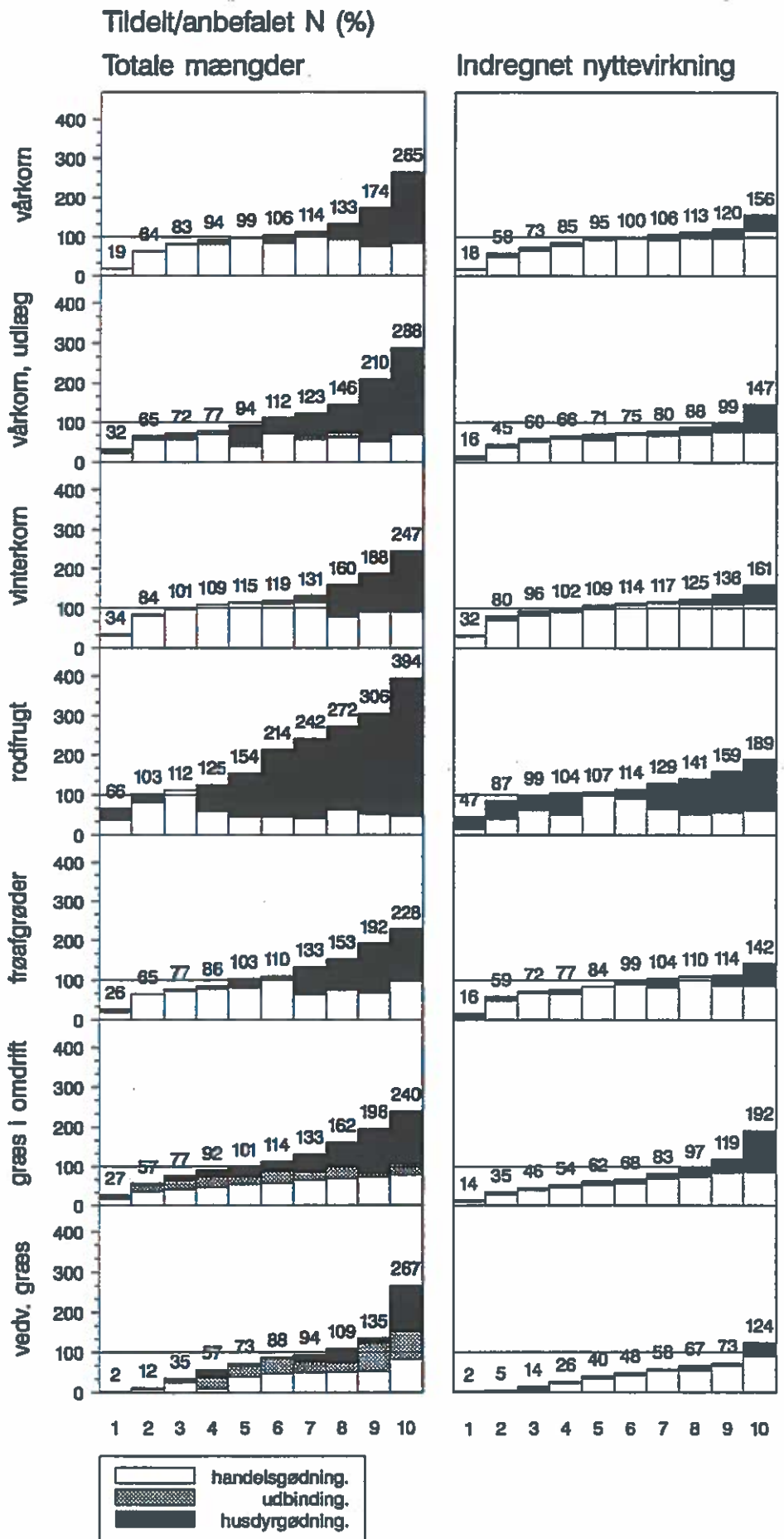
Balancen giver ikke umiddelbart et udvaskningstal, idet overskydende kvælstof dels tabes ved denitrifikation, dels indbygges i jordens puljer. En del af den samlede gødningsvirkning er således først til rådighed for efterfølgende afgrøder. Balancen giver imidlertid et billede af tabspotentialet.

Afgrødegruppe

Opgørelsen er foretaget for arealer med vårkorn, vårkorn med udlæg, vinterkorn, rodfrugter, græs og foder i omdrift og vedvarende græs. Opgørelsen er mest usikker for afgrøder hvor afgrøden, afgrøderesten eller en evt. efterafgrøde anvendes til foder. Dette skyldes dels, at det, selvom alle udbytter skal indberettes som bruttoudbytter, er usikkert, hvorvidt disse udbytter er brutto- eller nettoudbytter, dels usikkerhed om hvorvidt hele udbyttet er oplyst, hvor der er taget flere gange slet og evt. afgræsning af en afgrøde.

Kontrol af niveauer

Niveauet af de indberettede udbytter er kontrolleret i samarbejde med Landskontoret for Planteavl og forekommer i øvrigt at være realistiske. Usikkerheden ligger altså primært på manglende indberetninger og evt. indberetning af netto- i stedet for bruttoudbytte. Balanceopgørelserne kan følgelig undervurdere fraførslen især for græsafrøder og korn med udlæg.



Figur 5.2 Tildelt/anbefalet N mængde opgjort for afgrødegupper

I figur 5.2 er vist en opgørelse af tildelt/anbefalet N for arealet fordelt på afgrødegrupper. Det fremgår at det stadigvæk er rodfrugter, der får den største husdyrgødningstilførsel, og at der til denne afgrøde er den største spredning i tildeling.

Udnyttelsesgraden

I tabel 5.2 er vist de gennemsnitlige mængder N fjernet med de forskellige afgrødegrupper. Endvidere er udnyttelsesgraden vist; denne defineres som N fjernet med den høstede afgrøde i procent af den totale N tilførsel (Nielsen 1990).

Som forventet ses, at udnyttelsesgraden er mindst for roer og størst for kornafgrøder.

Tabel 5.2 Totale tildelinger af N, anbefalet N og fjernet N opgjort på afgrødegrupper

	vårkorn	vårkorn + udlæg	vinter- korn	rodfrugt	græs omdrift	vedv. græs
marker areal (ha)	251 892	76 224	231 1226	124 462	252 700	71 177
husdyrg. N (kg/ha)	49	93	60	229	121	60
handelsg. N (kg/ha)	95	94	149	86	151	96
udbind. N (kg/ha)	1	9	0	0	60	82
total N (kg/ha)	146	196	210	315	332	238
anbefalet N (kg/ha)	132	176	166	153	292	282
fjernet N (kg/ha)	126	146	150	152	197	144
tild. - fjernet N (kg/ha)	20	50	59	164	135	94
tild./anbefalet N (%)	110	111	127	206	114	84,2
tild./fjernet N (%)	116	134	139	208	168	165
udnyttelsesgraden	86	74	71	48	59	61

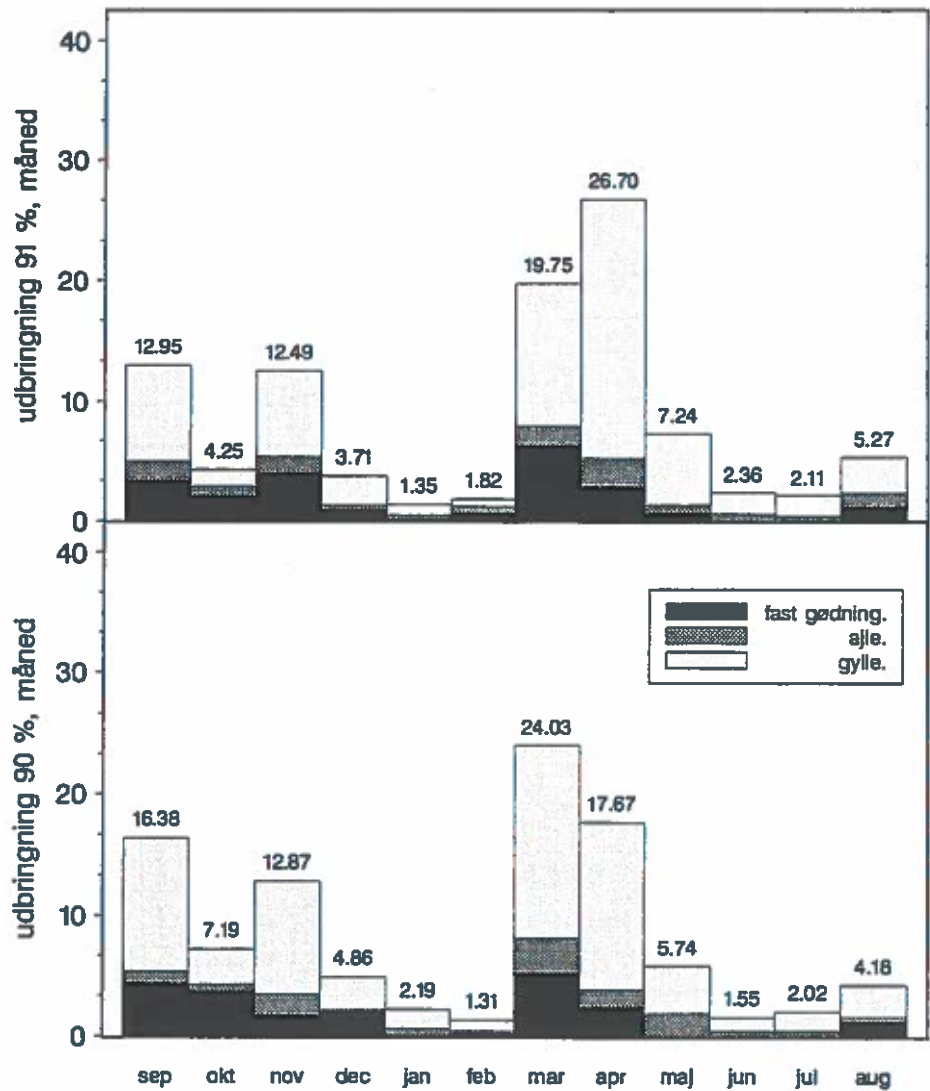
5.2.4. Udbringningstider

Udbringningstidspunkter for husdyrgødningen er vist i figur 5.3 for dritsårene 1989/90 og 1990/91. Det fremgår, at der i 1989/90 blev udbragt 45% i efterårs- og vintermånederne og 55% i forårs- og sommermånederne; mens der i 1990/91 udbragtes 37% i efterårs- og vintermånederne og 63% i forårs- og sommermånederne. Der er således en fremgang i forårs-/sommerudbringningerne på 8%.

5.2.5 Udnyttelse af opbevaringskapacitet for gylle

Loovkrav

Det aktuelle krav til opbevaringskapacitet er 9 måneder for ejendomme med mere end 31 DE. Kravet træder i kraft fra 31. december 1992. I 1990 indgik 45 ejendomme med krav til 9 måneders opbevaringskapacitet i opgørelsen. Af disse ejendomme opfyldte 8 ejendomme allerede i 1990 kravet om opbevaringskapacitet, medens 15 ejendomme havde en opbevaringskapacitet mindre end 6 måneder. I 1991 opfyldte 13 af de samme ejendomme kravet på 9 måneder, medens 20 ejendomme havde en opbevaringskapacitet mellem 6 og 9 måneder og 6 ejendomme havde en opbevaringskapacitet under 6 måneder.



Figur 5.3 Samlet opgørelse af udbringningstidspunkter for dritsårene 1989/1990 og 1990/1991.

Udbringningstider

Figur 5.4 viser udbringningstidspunkter for husdyrgødning på ejendomme med henholdsvis under 6, mellem 6 og 9 og over 9 måneders opbevaringskapacitet. Opgørelsen viser, at ejendomme med en opbevaringskapacitet over 9 måneder har en 5% større forårs-/sommerudbringning sammenlignet med ejendomme med opbevaringskapacitet på 6 - 9 måneder.

Nyttevirkning

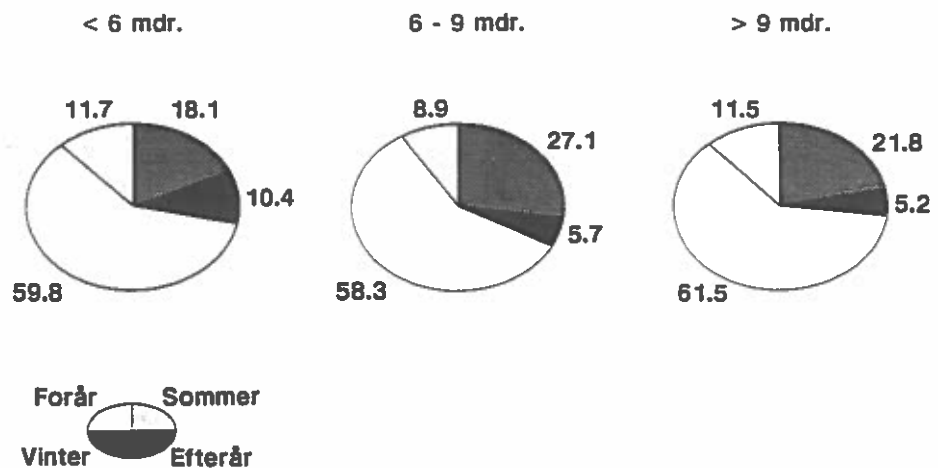
Nyttevirkningen af udbragt husdyrgødning for de tre grupper er vist i tabel 5.3. Det fremgår, at nyttevirkningen er ca. 2% højere i 1991 end i 1990. Endvidere ses, at nyttevirkningen kun stiger lidt med øget opbevaringskapacitet.

Udnyttelse af husdyrgødningen

5.2.6 Handelsgødning til husdyrgødede arealer

Der er i de senere år sket en ændring i udbringningstider og -metoder til udbringning af husdyrgødning. Det har gjort det muligt at øge nyttevirkningen af husdyrgødning. For at opnå en miljømæssig og økonomisk gevinst er det en forudsætning, at gødningen ikke udbringes i mængder på den enkelte marker, der overstiger afgrødens behov. Ligeledes er det en forudsætning, at

Gylle udbringning opdelt efter opbevaringskapacitet - 1991



Figur 5.4 Andelen af efterårs-, vinter-, forår- og sommerudbringning for den totalt udbragte N-mængde for ejendomme med mere en 31 DE og produktion af gylle fordelt efter opbevaringskapaciteten af gylle.

Tabel 5.3 Fordeling af ejendomme med mere end 31 DE efter opbevaringskapacitet for gylle

	< 6 mdr.		6 - 9 mdr.		> 9 mdr.	
	90	91	90	91	90	91
ejendomme	15	12	22	20	8	13
marker	180	112	289	305	82	148
areal (ha)	785	453	1053	1073	299	608
DE/ha	1,7	2,6	2,0	1,7	2,1	2,5
Nyttevirkning (%)	33,6	35,8	34,6	36,4	36,8	38,7

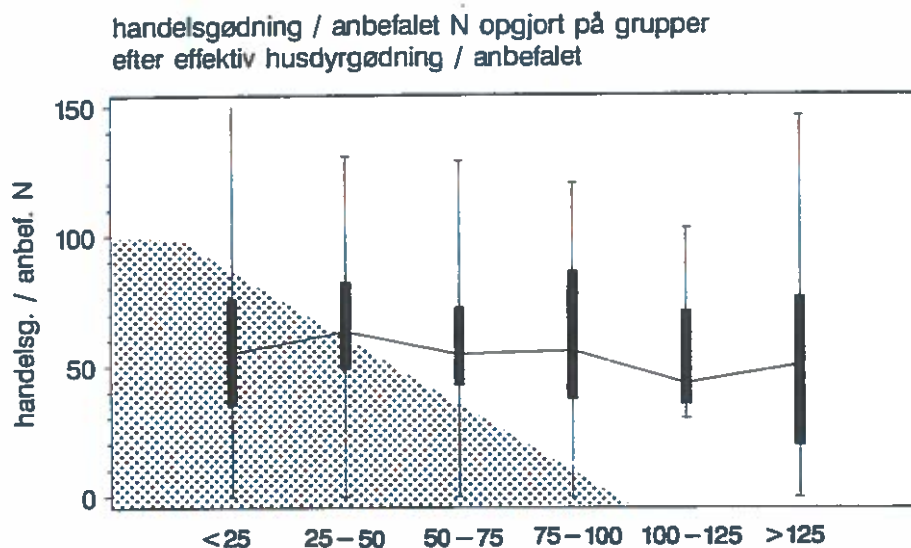
marken ikke tildeles supplerende handelsgødning, så den samlede tildeling af effektiv kvælstof til marken overstiger afgrødens behov.

Supplerende handelsgødning

Opgørelsen af tildelingen i forhold til anbefalet mængde sandsynliggør, at tildelinger af handelsgødning til husdyrgødede marker ikke reguleres efter gødningsværdien af den tildelte husdyrgødning (figur 5.1). Handelsgødning gives altså ikke som et supplement til husdyrgødningen, men anvendes ofte til at dække afgrødens næringsstofbehov, hvorefter tildeling af husdyrgødning til marken fører til overgødsning.

Opgørelse

For at undersøge denne sammenhæng er der foretaget en opgørelse, der sammenholder tildelingerne af husdyrgødning med tildelingerne af handelsgødning. Markerne er inddelt efter stigende husdyrgødningstildeling og opgjort som effektivt N i forhold til anbefalet mængde. For hver af disse grupper er handelsgødnings andel af anbefalet mængde beregnet. Gennemsnitsværdier for denne opgørelse fremgår af tabel 5.4, mens variationen er vist i figur 5.5.



Figur 5.5 Tildelt handelsgødning N/anbefalet N for arealet opdelt efter tildeling af effektiv husdyrgødning N i forhold til anbefalet mængde. Det skraverede felt angiver, at summen af handelsgødning og husdyrgødning med indregnet nyttevirkning er under den anbefalede mængde. Det hvide felt repræsenterer overgødskede arealer.

Tabel 5.4 Tildeling af handelsgødning i forhold til tildeling af husdyrgødning.

	effektiv husdyrgødning N/anbefalet					
	< 25	25-50	50-75	75-100	100-125	> 125
marker	450	162	83	38	18	25
areal (ha)	1364	596	317	148	65	75
anbefalet N (T)	302,2	109,2	51,5	22,5	11,0	11,8
handelsgødning N (T)	170,3	71,3	31,4	13,5	5,5	6,5
handelsg./anbef. N (%)	56,4	65,6	60,9	60,0	50,0	55,1
total N/anb. N (%)	66,6	101,6	118,3	143,5	161,0	219,5

Konklusion

Det ses, at handelsgødningens andel af anbefalet N ligger i intervallet 50 - 66%, og at der ikke er nogen klar reduktion i tildeling af handelsgødning ved stigende tildeling af husdyrgødning.

Overgødskning

5.2.7 Fordelingen af husdyrgødningen på arealet

Opgørelserne af tildelt/anbefalet N viser, at overgødskning hovedsagelig forekommer ved kombination af handelsgødning med store mængder husdyrgødning (figur 5.1 og 5.2). Hovedparten af arealet, der modtager husdyrgødning, modtager husdyrgødning i mængder, som overstiger gødskningsbehovet. Opgørelsen viser, at tildelingen af handelsgødning til markerne ikke reduceres i forhold til den udbragte mængde husdyrgødning, samt at husdyrgødningen i en del tilfælde tildeles i så store mængder, at den effektive gødningens værdi af husdyrgødningen nedsættes betydeligt.

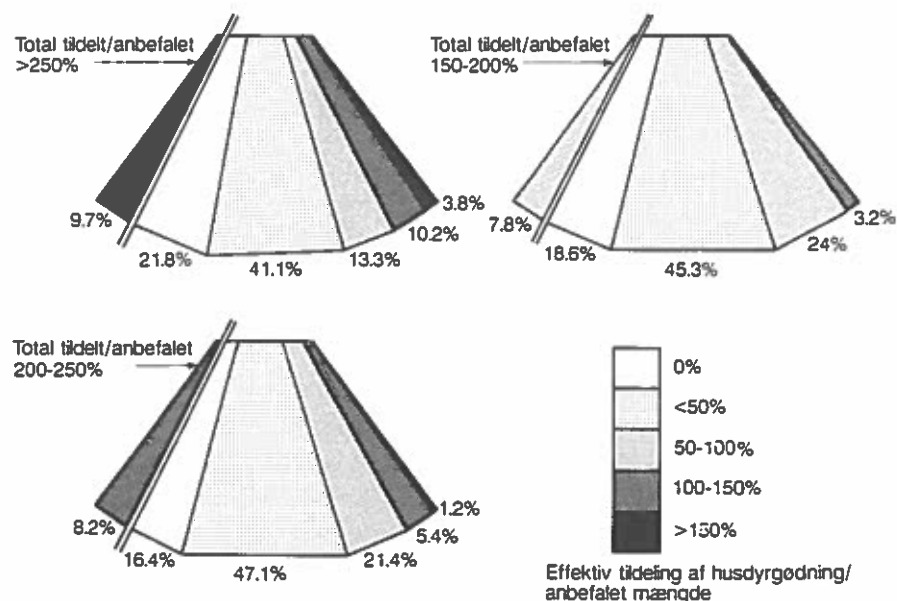
Gødskningspraksis

En del af handelsgødningstildelingen til de husdyrgødede marker skyldes givetvis usikkerhed omkring nyttevirkningen af hus-

dyrgødningen. Som vist i tabel 5.4 tildeles afgrøderne omkring 50 - 66% af anbefalet mængde i form af handelsgødning for at sikre et rimeligt udbytte under alle omstændigheder.

Fordeling af husdyrgødning

Opgørelsen af handelsgødning til husdyrgødede marker viser, at den største overgødskning er til arealer, der tildeles over 50% af anbefalet mængde i form af effektiv husdyrgødning. Det er følgende meget vigtigt, at der opnås en fordeling af husdyrgødningen, så andelen af husdyrgødning i den samlede gødningstildeling til marken ikke bliver for stor. Der er i denne sammenhæng foretaget en undersøgelse af, hvordan husdyrgødningen fordeles på de enkelte ejendomme (figur 5.6 og 5.7).

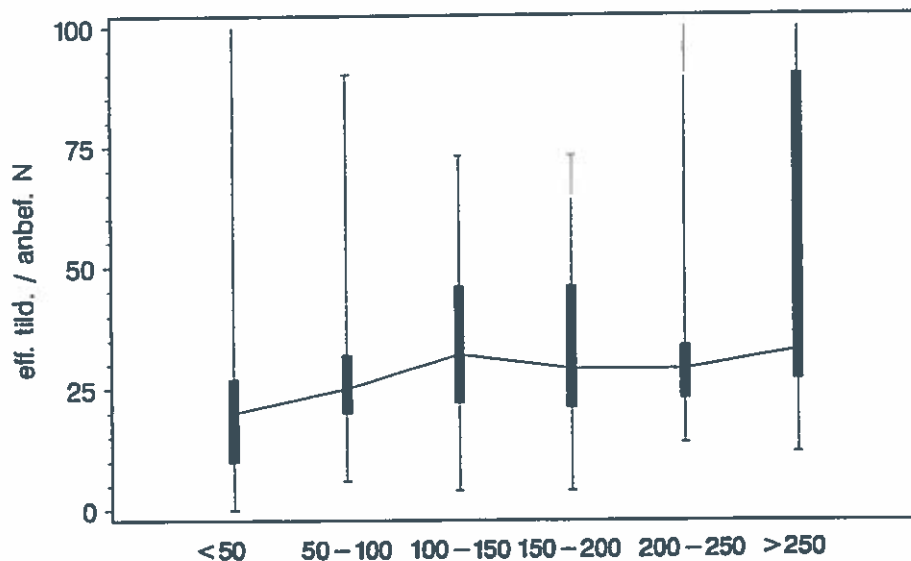


Figur 5.6 Opgørelse af muligheden for alternativ anvendelse af store husdyrgødning tildelinger til enkelte marker. For marker med totale tildelinger af husdyrgødning på 150-200%, 200-250% og mere end 250% af anbefalet mængde, er ejendommens øvrige areal, der kunne have modtaget husdyrgødning fordelt på effektiv tildeling < 50%, 50-100%, 100-150% og mere end 150% af anbefalet mængde. Marker, der er taget udgangspunkt i, er adskilt fra resten af ejendommens areal med en dobbelt linie.

Opgørelsesmetode

Udgangspunktet for undersøgelsen er gødningstildelingen til den enkelte mark, hvor inddelingskriteriet er den totale tildeling af kvælstof i husdyrgødning. Med udgangspunkt i total tildelte mængder tages højde for, at nyttevirkningen ved efterårsudbringninger er lav. Inddelingskriteriet er marker, der har modtaget 150-200%, 200-250% og mere end 250% af anbefalet mængde i form af husdyrgødning. For hver af disse grupper af marker er der foretaget en opgørelse af den gennemsnitlige husdyrgødningsfordeling på ejendommens resterende areal. Denne husdyrgødningsfordeling er angivet som effektive mængder i forhold til anbefalet mængder. I det resterende areal er kun medtaget de arealer, som kunne have modtaget husdyrgødning. Det vil sige, at marker med vedvarende græs ikke indgår, da der kan være smitterisiko, når marken afgræsses. Marker med kvælstoffikserende afgrøder er ligeledes undtaget, idet den anbefalede mængde her er 0.

Eff. husdyrgødning / anbefalet N opgjort for rest af ejendommens areal i omdrift for marker opdelt på grupper efter total husdyrgødning / anbefalet



Figur 5.7 Opgørelse af total tildelt N til marker i form af husdyrgødning og belastningen af ejendommens øvrige areal af effektiv N i form af husdyrgødning

Resultater

For ejendomme, hvor en mark har modtaget mere end 250% total N/anbefalet i form af husdyrgødning, var der i gennemsnit 21,8% af arealet, der slet ikke modtog husdyrgødning. 14% af arealet modtog mere end 100% effektiv husdyrgødnings N i forhold til

anbefalet mængde. Der er ikke nogen entydig sammenhæng mellem store tildelinger af husdyrgødning til den enkelte mark, og fordelingen af husdyrgødningen på ejendommens resterende areal. Det ses endvidere af tabel 5.5, at alle arealer ud over tildelingen af husdyrgødning desuden modtager betydelige mængder handelsgødning.

Alternativ for alle marker

De viste opgørelser er gennemsnit for ejendomme. Der er derfor foretaget en undersøgelse af, det samlede antal marker og ejendomme, hvor der ikke har været alternative anbringelser af husdyrgødningen. For marker tildelt mere end 250% af anbefalet mængder er der 2 marker eller 2,0% i opgørelsen, hvor alternativ anvendelse af gødningen på ejendommen ikke har været mulig.

Konklusion

Der kan i nogen tilfælde være specifikke driftsmæssige forhold på ejendommen, der umuliggør en bedre fordeling af husdyrgødningen, men undersøgelsen viser klart, at en bedre fordeling og dermed en bedre udnyttelse af husdyrgødningen er mulig for langt de fleste ejendomme, hvor der i dag foregår overgødskning med husdyrgødning. Opgørelsen understøtter konklusionen fra sidste års undersøgelse, at fordelingen af husdyrgødningen på arealet er mindst ligeså vigtigt som udbringningstidspunktet for udnyttelsen af husdyrgødningen.

Tabel 5.5 Effektiv tildelt/anbefalet N for resten af ejendommens areal, der kan modtage husdyrgødning, for ejendomme, hvor en mark har modtaget 150-200%, 200-250% og mere end 250% af anbefalet mængde total tildelt husdyrgødning N.

		total tildelt husdyrgødning N/anbefalet								
		150-200%			200-250%			> 250%		
		areal (%)	p1	p2	areal (%)	p1	p2	areal (%)	p1	p2
mark		7.9	69	62	8.3	98	46	9.7	151	44
effektiv tild./anbef. for rest af ejendom	0%	18.6	0	76	16.4	0	64	21.8	0	74
	< 50%	63.9	14	63	63.5	15	60	62.9	12	60
	50-100%	24.1	70	64	21.5	74	58	13.3	70	56
	100-150%	3.2	116	43	5.4	112	44	10.2	122	42
	> 150%	0.9	203	57	1.2	253	36	3.8	262	37

p1: effektiv husdyrgødning N/anbefalet

p2: handelsgødning N/anbefalet

5.3 Sammenfatning

Baggrund

I de seks landovervågningsoplande foretages årligt en interviewundersøgelse med henblik på at belyse landbrugspraksis og frembringe det nødvendige datagrundlag for udvaskningsberegninger i oplandene. Der foreligger til årets afrapportering data fra 1989, 1990 og 1991 dækkende driftsårene 1989/1990 og 1990/1991.

Repræsentativitet

Oplandene er udvalgt med henblik på at repræsentere landsgennemsnittet bedst muligt med hensyn til jordbund, klima, størrelsesfordeling, husdyrtæthed, bedriftypesammensætning, afgrødefordeling med mere for landbrugsbedrifterne i oplandene. Oplandene vil dog nødvendigvis adskille sig fra landsgennemsnittet på enkelte punkter. Den væsentligste forskel er en højere husdyrtæthed i oplandene på 1,1 DE/ha i forhold til landsgennemsnittet på 0,82 DE/ha. Dette bevirker, at gødkningsniveauet for oplandene ikke er repræsentativt for landet som helhed. Oplandene formodes imidlertid at være repræsentative for landet hvad angår landbrugspraksis for de enkelte bedriftstyper i oplandene.

Interviewundersøgelsen omfatter i 1991 183 ejendomme, 1310 marker med et samlet husdyrhold på 6104 DE. Detaljeringsgraden af de indhentede oplysninger er meget høj og undersøgelsen giver dermed et rimeligt grundlag for beskrivelse af den aktuelle landbrugspraksis.

Formål

I afrapporteringen af Landovervågningsprogrammet 1990 (Grant et al. 1990) blev der præsenteret en undersøgelse af landbrugspraksis, der fokuserede på forskelle i praksis mellem forskellige bedriftstyper, -størrelser, husdyrtætheder og afgrødegrupper. Opgørelsen dokumenterede, at de største problemer i aktuel land-

brugspraksis ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen. Hovedvægten i årets opgørelse er dermed lagt på at belyse aspekter af anvendelsen af husdyrgødning. Der er desuden foretaget en opgørelse af kvælstofbalancer for ejendommene og en beskrivelse af udviklingstendenserne fra driftsårene 1989/1990 til 1990/1991.

Udviklingstendenser

En sammenligning mellem tildeling i forhold til anbefalet mængde mellem 1990 og 1991 viser ingen forandring i gødskningspraksis. Den gennemsnitlige udnyttelse af husdyrgødningen opgjort efter normtal er steget fra 35.2% i 1990 til 37.1% i 1991. Forskellen er ikke statistisk sikker. I 1991 opfyldte 29% af ejendomme med mere end 31 DE lovkravet på 9 måneders opbevaringskapacitet. Lovkravet er gældende fra 31.12.1992. I 1990 var andelen af ejendomme, der opfyldte kravet 18%.

Kvælstofbalancer og udnyttelsesgrader

De tidligere foretagne sammenligninger mellem tildelt og anbefalet N er i årets opgørelse suppleret med kvælstofbalancer og udnyttelsesgraden. Udnyttelsesgraden defineres som N fjernet med den høstede afgrøde i procent af den totale N tilførsel. Opgørelsen viser, at det stadigvæk er rodfrugter der får den største husdyrgødningstildeling, hvorved udnyttelsesgraden som forventet er lavest.

Udnyttelse af husdyrgødning

For at belyse aktuel landbrugspraksis i forhold til udnyttelse af husdyrgødningen er der foretaget en undersøgelse af sammenhængen mellem tildeling af husdyrgødning og tildeling af handelsgødning og af fordelingen af husdyrgødningen på arealet på de enkelte ejendomme.

Opgørelsen viser at:

- Marker, der gødes med husdyrgødning tildeles 50 - 66% af anbefalet mængde i form af handelsgødning, uanset om marken allerede er i overgødsning i kraft af tildeling af husdyrgødning.
- Der er ved store tildelinger af husdyrgødning til enkeltmarker praktisk talt altid mulighed for bedre udnyttelse af gødningen ved omfordeling inden for ejendommen.

Dette udbringningsmønster indikerer, at der stadig er stor usikkerhed omkring den opnåelige virkningsgrad for husdyrgødningen i landbruget.

6. Nedbørs- og temperaturforhold i oplandene

En opgørelse over nedbørsforholdene på årsbasis er vist i tabel 6.1.

Tabel 6.1 Årsnedbør (korrigeret til jordoverfladen) for 1988 - 1991, samt årsnedbør for perioden 1961 - 1991.

LOOP	Normal årsnedbør ¹⁾	Nedbør (mm)			
	mm	1988	1989	1990	1991
1. Storstrøm	621	659	553	766	664
4. Fyn	712	829	634	897	772
3. Vejle/Århus	877	869	623	1050	762
2. Nordjylland	788	918	619	765	628
5. Ringkøbing	967	1004	841	1056	826
6. Sønderjylland	990	1110	608	1081	830

¹⁾ Olesen (1990)

Nedbørsmængder og -fordeling 1988-1991

I 1988 var årsnedbørsmængderne større end normalt for årene 1961-1991. Nedbørsmængderne udgjorde i gennemsnit 109% af normalnedbøren. I sidste halvdel af 1988 blev der i de fleste oplande målt større nedbørsmængder i juli og ved enkelte stationer i august måned end normalt. Derimod var nedbørsmængderne i oktober - december oftest lig med eller lavere end normalnedbøren.

I 1989 faldt der væsentlig mindre nedbør end normalt med et gennemsnit på 78%. Nedbøren i 1989 fordelte sig således, at der i februar - marts og i oktober i de fleste oplande faldt større mængder end normalt; og endvidere faldt der i LOOP 1 og LOOP 4 meget store nedbørsmængder i løbet af få dage i august måned. I de øvrige måneder var nedbøren lig med eller lavere end normalt.

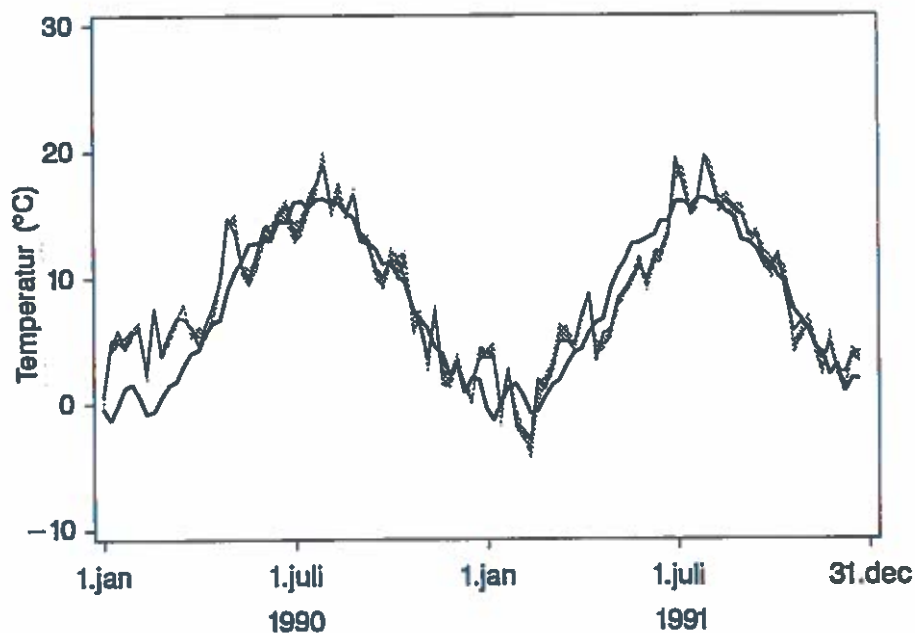
I 1990 var nedbørsmængderne store; disse udgjorde i gennemsnit 113% af normalnedbøren. De større nedbørsmængder faldt især i januar - februar, juni og i efterårsmånederne.

I 1991 udgjorde årsnedbøren i gennemsnit 92% af normalen. Således var nedbørsmængderne for de to oplande på øerne (LOOP 1 og 4) 108% af normalnedbøren, mens nedbørsmængderne for de fire oplande i Jylland (LOOP 2, 3, 5 og 6) var 84% af normalnedbøren. Nedbøren fordelte sig således, at juni og november måneder var mere regnfulde end normalt, mens omvendt juli - august/september var mere tørre. LOOP 5 fik dog ikke del i den høje juni-nedbør, mens LOOP 1 i november fik normale nedbørsmængder. LOOP 4 fik ud over juni og november høje nedbørsmængder i januar og september.

Månedsnedbøren for de respektive LOOPs for perioden 1988-1991 er vist som histogrammer i bilag II.1

Temperatur

Til vurdering af temperaturforholdene i undersøgelsesperioden er der i figur 6.1 vist en sammenstilling af døgnmiddeltemperaturen for landet i 1990 og 1991 og den 10-års gennemsnitlige døgnmiddeltemperatur for landet. Desuden er differencen mellem højeste og laveste døgnmiddeltemperatur i oplandene indtegnet. Det ses, at vinteren 1990 var usædvanlig mild med døgnmiddeltemperaturer i januar - marts på 3 - 5 °C over 10-års gennemsnittet. Vinteren 1990 - 1991 var betydeligt koldere, men alligevel som helhed varmere end normalen. Fra den 16. april til slutningen af juni indtraf en relativt kold periode med temperaturer gennemsnitligt 2 °C lavere end normaltemperaturen. Vejret i juli, august og september var derimod lunt.



Figur 6.1 Døgnmiddeltemperaturen for landet (tynd kurve) og 10-års gennemsnitlig døgnmiddeltemperatur for landet (tyk kurve). Det skraverede felt angiver forskellen mellem højeste og laveste døgnmiddeltemperatur målt i de 6 landovervågningsoplande.

7. Næringsstofudvaskning fra rodzonen - målinger på stationsmarker

I dette afsnit gives en beskrivelse af stationsmarkerne mht. jordbundsforhold og arealanvendelse. Endvidere præsenteres de beregnede vandafstrømninger fra rodzonen samt niveauet for målte næringsstofkoncentrationer i jordvand og i drænvand. Til sidst diskuteres næringsstofudvaskningen fra rodzonen og fra drænsystemer.

7.1 Beskrivelse af stationsmarker

7.1.1 Jordbundsforhold

Opdeling af stationsmarkerne

Oplandene kan inddeles i to hovedtyper:

Lerjordsarealerne	LOOP 1	Storstrøm
	LOOP 4	Fyn
	LOOP 3	Vejle/Århus
Sandjordsarealerne	LOOP 2	Nordjylland
	LOOP 5	Ringkøbing/Viborg
	LOOP 6	Sønderjylland

Jordbundskemiske og fysiske parametre for stationsmarkerne i de 6 oplande er beskrevet af *Jensen & Madsen (1990)*, og *Blicher-Mathiesen et al. (1990)*. Enkelt parametre er trukket frem i tabel 7.1.

Tabel 7.1 Jordbundsparametre for stationsmarkerne (gennemsnitsværdier) i de 6 oplande (*Jensen & Madsen, 1990*).

Parametre	Dybde cm	Lerjordsoplande			Sandjordsoplande		
		LOOP 1	LOOP 4	LOOP 3	LOOP 2	LOOP 5	LOOP 6
Lerindhold, % ($< 2 \mu\text{m}$)	10-50	16	15	16	5.4	3.7	5.8
Org.mat., %	10-20	1.9	2.2	2.4	4.6	2.8	5.0
C/N forholdet	10-20	9.6	9.4	10.3	14.1	19.4	15.1
Pl.tilg.vand, %	10-50	19	20	20	20	12	19
Pl.tilg.vand, %	100-130	18	20	19	17	4.6	7.3
CaCO ₃ , %	10-50	-	-	-	-	-	-
CaCO ₃ , %	100-130	16	-	-	-	-	-

Lerjordene

For lerjordsarealerne er 14 stationsmarker klassificeret som sandblandet ler (jb nr. 6), mens 4 marker er klassificeret som ler (jb nr. 7). Jordene har et indhold af plantetilgængeligt vand i jordprofilen på 18 - 20%. Det gennemsnitlige indhold af organisk materiale og C/N forholdet i topjorden er ret ensartet inden for de tre oplande.

De lave C/N forhold på ca 10 indikerer høje mineraliseringsrater. Endelig skal det fremhæves, at der ved LOOP 1 findes et højt kalkindhold i jordlagene under rodzonen.

Sandjordene

For de sandede arealer er 19 stationsmarker klassificeret som grovsandet jord (jb.nr. 1), mens tre stationsmarker er klassificeret med jb.nr. 3, 4 og 5. Jordene i LOOP 5 er karakteriseret ved at have et højt indhold af grovsand og et dertil svarende lavere indhold af plantetilgængeligt vand end jordene i LOOP 2 og LOOP 6. Indholdet af organisk materiale i topjorden er ret højt på de sandede jorde; C/N forholdet er ligeledes højt.

Jordene har højtliggende grundvandsniveau

7.1.2 Grundvandsniveau

En oversigt over grundvandsniveauet på stationsmarkerne er vist i bilag III.3 for 1991. Markerne er karakteriseret ved at have et højtliggende grundvandsspejl; i gennemsnit over forsøgsperioden har dette ligget i ca. 1.0 - 5.0 m's dybde. I LOOP 1 (Storstrøm) og LOOP 6 (Sønderjylland) har grundvandet ved en del stationer dog ligget væsentligt højere i længere perioder, dvs. grundvandet har i disse perioder stået over rodzonedybde og dermed også over sugecellerne. Prøver fra jordvandsstationerne har i disse perioder således bestået af det øvre grundvand.

7.1.3 Landbrugsmæssig drift

Landbrugsmæssige forhold vedrørende de enkelte stationsmarker er givet i bilag III.1; mens der i tabel 7.2 og 7.3 er vist henholdsvis de gennemsnitlige dyretætheder og afgrødefordelinger på stationsmarkerne og i oplandene. Forholdene er sammenfattet nedenfor.

Tabel 7.2 Gennemsnitlige husdyrhold (DE/ha) på ejendomme med stationsmarker samt i de 6 oplande, 1989 - 1991.

	Lerjordsoplande			Sandjordsoplande		
	LOOP 1	LOOP 4	LOOP 3	LOOP 2	LOOP 5	LOOP 6
Stationsmarker (DE/ha)	0.04	0.45	0.67	1.7	0.43	1.5
Oplande (DE/ha)	0.35	0.62	0.83	1.6	0.57	1.5

Husdyrhold

I lerjordsoplandene er der 9 stationsmarker, hvor ejendommene er planteavlsbrug, 1 mark med skov og 8 marker, hvor ejendommene har husdyr. Af husdyrbrugene er der 3 kvægbrug, 4 svinebrug og 1 kvæg- og svinebrug. Dette svarer til, at 53% af de dyrkede stationsmarker tilhører planteavlsbrug og 47% husdyrbrug. I oplandene udgør planteavlsbrugene tilsvarende 49% og husdyrbrugene 51% af det dyrkede areal. Det gennemsnitlige antal dyreenheder pr ha på ejendomme med stationsmarker er lidt lavere end for oplandene som helhed (tabel 7.2).

I sandjordoplandene er der 3 stationsmarker, hvor ejendommene er planteavlsbrug og 19 marker, hvor ejendommene er husdyrbrug. Af husdyrbrugene er der 9 kvægbrug, 3 svinebrug og 7

kvæg- og svinebrug. Dette svarer til, at 14% af stationsmarkerne tilhører planteavlsbrug og 86% husdyrbrug. I oplandene udgør planteavlsbrugene tilsvarende 15% og husdyrbrugene 85% af det dyrkede areal. Det gennemsnitlige antal dyreenheder for stationsmarkerne er meget lig dyretætheden i oplandene (tabel 7.2)

Tabel 7.3 Afgrødefordeling (%) på stationsmarkerne samt i oplandene, 1989 - 91.

	Lerjord (17 marker)			Sandjord (22 marker)			Gns. (39 marker)	LOOP 1-6
	89	90	91	89	90	91	1989-91	1990-91
Vårbyg	17	12	18	18	18	23	18	27.0
Vårbyg m/udlæg	11	6	12	23	18	14	15	
Vinterkorn	28	41	35	14	19	9	21	25.1
Frøafgræder (raps)	11	12	-	-	-	9	5	6.9
Bælgsæd (ærter)	6	-	12	13	9	5	7	6.8
Rodfrugter	17	23	-	27	14	14	17	13.3
Græs & grøndtfoeder i omdrift	12	6	18	5	23	27	16	15.3
Vedvarende græs	-	-	-	-	-	-	0	5.4
Brak	-	-	6	-	-	-	1	0
Grønne marker	85	68	76	74	74	80	76	73

Afgrøder på stationsmarkerne

Afgrødefordelingen på stationsmarkerne for 1989 - 91 er opgjort i tabel 7.3 for henholdsvis lerjordsarealerne og sandjordsarealerne. På grund af det begrænsede antal marker er der naturligvis en stor spredning i afgrødefordelingen fra år til år og mellem oplandene. Som gennemsnit over de tre år er afgrødefordelingen på stationsmarkerne imidlertid meget lig fordelingen i oplandene; dog skal nævnes, at vedvarende græs ikke indgår i afgrøderne på stationsmarkerne.

Konklusion

Sammenfattende må det anføres, at stationsmarkerne er repræsentative for oplandene med hensyn til brugstyper. Den gennemsnitlige dyretæthed på ejendomme med stationsmarker i lerjordsoplandene er lidt mindre end for oplandene som helhed, mens dyretætheden på ejendomme med stationsmarker i sandjordoplandene svarer udmærket til tætheden i oplandene. Afgrødefordelingen på stationsmarkerne svarer til fordelingen i oplandene.

7.2 Nedbør og vandafstrømning fra rodzonen

Afstrømningsberegningen

Afstrømningen fra rodzonen beregnet med EVACROP og DAISY er givet for de enkelte stationsmarker i bilag III.2; det bemærkes, at ved en del stationer har det ikke været muligt at anvende DAISY (jvf afsnit 4.3.2). Afstrømningsberegningerne i såvel EVACROP som i DAISY forudsætter, at der sker en endimensional nedsivning gennem rodzonen uden macroporeflow. Nedsivningsmønstret er naturligvis mere kompliceret. Specielt på de lerede jorde (LOOP 1, 4 og 3) kan der forekomme makroporeflow og lateral strømning i lettere gennemtrængelige jordlag (jvf afsnit 7.3.2 drænvandsanalyser). Overfladisk afstrømning kan endvidere

forekomme på kuperet terræn (specielt LOOP 3) i visse tilfælde. Hvor sådanne strømningsforhold forekommer vil nedsvivningen, dvs. afstrømningen fra rodzonen være overvurderet. Fejlkilder af denne art vil være mere usandsynlige på sandjorde.

I tabel 7.4 er vist de beregnede gennemsnitlige afstrømninger for stationsmarkerne i oplandene; endvidere er afstrømningsmængderne sammenholdt med nedbørsmængderne.

Tabel 7.4. Nedbør og gennemsnitlig afstrømning fra rodzonen, 1989 - 1991 i de 6 overvågningsoplande.

LOOP	Nedbør mm			Afstrømning mm			% afstrømn. af nedbør + vanding		
	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991
Lerjorde									
1. Storstrøm	553	766	664	60	254	248	11	33	37
2. Fyn	634	897	772	196	372	350	21	41	45
3. Vejle/Århus	623	1050	762	194	541	404	30	53	53
Gns.	603	904	733	160	389	334			
Sandjorde									
2. Nordjylland	619	765	628	197	347	267	29	47	43
5. Ringk./Viborg ¹⁾	841	1056	826	423	672	585	50	59	63
6. Sønderjylland ¹⁾	608	1081	830	239	623	503	39	55	58
Gns.	689	967	761	286	547	452			

¹⁾ Vanding forekommer på en del stationsmarker

Variation i afstrømninger gennem årene

Det fremgår, at 1989 var et ekstremt tørt år og 1990 et relativt fugtigt år, mens 1991 i nedbørsmæssig henseende var et mere normalt år. Dette har medført store udsving i afstrømningerne de enkelte år. I 1990 var afstrømningerne således mere end dobbelt så høje som i 1989, og i 1991 lå afstrømningerne på et lidt lavere niveau end i 1990.

Geografisk placering

Det ses endvidere, at såvel nedbørs- som afstrømningsmængderne har været stigende fra den østlige til den vestlige del af landet. Som gennemsnit for perioden 1989-91 er således fundet de mindste afstrømningsmængder for lerjordsoplandet LOOP 1, Storstrøm; her er gennemsnitlig 27% af nedbøren strømmet gennem rodzonen. Middel afstrømningsmængder er beregnet for LOOP 2-4, Fyn, Vejle/Århus og Nordjylland, hvor gennemsnitlig 40% af nedbøren er strømmet gennem rodzonen. De største afstrømningsmængder forekommer på sandjordene i LOOP 5, Ringkøbing/Viborg og LOOP 6, Sønderjylland. Det skal bemærkes, at ved disse to oplande foretages vanding ved en del stationer i vækstperioden (jvf. bilag III.2); i gennemsnit er 54% af nedbør plus vanding strømmet gennem rodzonen på disse arealer.

7.3 Kvælstof- og fosforkoncentration i jordvand og drænvand

Vandføringsvægtede jordvandskoncentrationer

7.3.1 Jordvandsanalyser

Der er foretaget ugentlige målinger af jordvandskoncentrationer mht. pH, NO₃-N, NH₄-N og PO₄-P. I tidligere overvågningsrapporter er disse data præsenteret som årsgennemsnit/årsmedianværdier. Dette kan benævnes de tidsvægtede årsværdier; herved vægtes alle målinger lige højt uanset afstrømningens størrelse på måletidspunktet. Til sammenligning af koncentrationsniveauer mellem forskellige arealer og mellem forskellige dele af vandkredsløbet, hvor der er tale om tidsforskydelser, vil det imidlertid være mere korrekt at anvende vandføringsvægtede årsværdier. Disse fremkommer som den beregnede årsudvaskning/vandafstrømning. Der har specielt vist sig at være forskel mellem de tidsvægtede og vandføringsvægtede årsværdier på de lettere gennemtrængelige jorde.

På denne baggrund er i tabel 7.5 og 7.6 præsenteret de vandføringsvægtede årsværdier for jordvandskoncentrationer mht. de betydende parametre NO₃-N og PO₄-P. Årsmediaværdier for det ordinære jordvandsprogram findes i bilag III.4 og årsværdier for det udvidede jordvandsprogram fremgår af bilag III.5.

Niveau for nitratkoncentrationer i oplandene

Med hensyn til årstidsvariation i nitratkoncentrationer ved de enkelte stationer henvises til amtskommunernes rapporter. Det må konkluderes at der ofte er forekommet stigende koncentrationer i efterårsmånederne; dette er dog ikke et generelt mønster ved alle stationer. Hvor der foretages vanding (specielt LOOP 5) er der oftest målt høje koncentrationer i sommerperioden og begyndelsen af afstrømningssæsonen.

Tabel 7.5 Nitratkoncentrationer i jorvand (vandføringsvægtede); gennemsnit for stationerne i oplandene. Tabellen er et sammendrag af tabel 7.6.

mg NO ₃ -N/l				mg NO ₃ -N/l			
	89	90	91	89	90	91	
Lerjorde				Sandjorde			
LOOP 1	18.6	19.2	14.4	LOOP 2	43.9	33.6	41.1
LOOP 4	20.0	17.1	15.5	LOOP 5	-	19.7	30.3
LOOP 3	36.7	33.5	20.9	LOOP 6	-	20.6	28.5

De vandføringsvægtede nitratkoncentrationer har for stationerne i lerjordsoplandene ligget på gennemsnitlig 23.3 mg N/l i 1990 og på 16.9 mg N/l i 1991, mens nitratkoncentrationerne for stationerne i sandjordsoplandene har ligget på gennemsnitlig 24.6 mg N/l i 1990 og på 33.3 mg N/l i 1991 (tabel 7.5).

Nitratkoncentrationer ved enkelte stationer i sandjordsoplande

Det fremgår af tabel 7.6 at der er målt høje nitratkoncentrationer ved samtlige stationer i sandjordsoplandet LOOP 2. Specielt høje værdier er set ved station 203, hvilket evt. kan skyldes at arealet

Tabel 7.6 Næringsstofkoncentrationer i jordvand (vandføringsvægtede koncentrationer), 1989-91.

		NO ₃ -N (mg/l)			PO ₄ -P (mg/l)		
		89	90	91	89	90	91
Lerjorde							
LOOP 1	101	23.8	24.0	13.2	0.219	0.292	0.345
	102	8.1	4.9	8.2	0.010	0.010	0.008
	103	5.6	17.1	13.8	0.019	0.010	0.008
	104	14.5	16.8	24.5	0.035	0.004	0.008
	105	23.8	9.9	6.2	0.009	0.012	0.007
	106	35.6	42.6	20.2	0.403	0.485	0.491
LOOP 4	401	8.8	8.3	7.7	0.019	0.061	0.027
	402	12.3	8.3	9.7	0.011	0.035	0.008
	403	30.3	29.7	11.4	0.012	0.037	0.006
	404	18.5	17.6	15.5	0.011	0.029	0.006
	405	13.5	14.4	22.4	0.007	0.031	0.007
	406	18.4	24.1	26.2	0.015	0.031	0.010
LOOP 3	301	64.1	75.0	41.9	0.018	0.034	0.072
	302	65.0	50.0	31.5	0.036	0.019	0.015
	303	27.4	25.9	10.1	0.009	0.009	0.016
	304	13.3	27.9	24.9	0.010	0.012	0.008
	305	13.9	12.9	9.3	0.012	0.007	0.010
	306	-	9.5	7.9	-	-	-
Sandjorde							
LOOP 2	201	50.8	30.7	18.8	0.008	0.010	0.007
	202	46.5	33.7	49.8	0.007	0.012	0.010
	203	54.7	60.5	55.2	0.010	0.013	0.006
	204	40.9	33.9	45.3	0.010	0.010	0.006
	205	25.9	14.8	45.9	0.011	0.017	0.005
	206	45.0	27.8	31.3	0.011	0.010	0.007
LOOP 5 ¹⁾	501	-	(12.7)	33.6	-	-	-
	502	-	(18.1)	36.2	-	-	-
	503	-	(26.6)	30.9	-	-	-
	504	-	(35.5)	45.6	-	-	-
	505	-	(18.8)	29.7	-	-	-
	506	-	(13.0)	21.6	-	-	-
	507	-	(11.3)	31.2	-	-	-
	508	-	(21.9)	13.8	-	-	-
LOOP 6	601	-	36.6	35.6	-	0.011	0.011
	602	-	6.4	16.8	-	0.011	0.012
	603	-	7.7	11.2	-	0.011	0.010
	604	-	29.2	60.0	-	0.010	0.011
	605	-	26.3	5.7	-	0.013	0.013
	606	-	15.4	9.8	-	0.011	0.010
	607	-	23.8	64.8	-	0.010	0.011
	608	-	19.5	23.7	-	0.011	0.010

¹⁾ usikre målinger i 1990 på grund af ringe funktion af jordvandsstationerne; primo 1991 blev sugecellerne udskiftet til keramikceller, hvorefter fosformålingerne er udgået.

blev nydrænet i 1987-88 og at jorden har et højt indhold af organisk materiale, således at omsætning af organisk stof spiller en stor rolle. At koncentrationsniveauet ved LOOP 2 er højere end ved de øvrige sandjordsoplunde må henføres til det høje husdyrtryk samt en betydelig mindre nedbør og vandafstrømning end ved LOOP 5 og 6.

I LOOP 5 er målt høje koncentrationer ved station 504, hvilket kan være forårsaget af meget intensiv vanding (95 mm i 1990 og 325 mm i 1991).

I LOOP 6 forekommer stor spredning i koncentrationsniveauet af nitrat mellem stationerne, specielt i 1991. Lave værdier er målt ved station 602, 603, 605 og 606, hvilket kan være forårsaget af et højtliggende grundvandsspejl i vinterperioden og forholdsvis høje Fe indhold i jordvandet. Høje værdier for nitratkoncentrationer er fundet ved station 604 og 607; en undersøgelse af årstidsvariationen har vist, at det høje niveau er fremkommet ved en betydelig koncentrationsstigning i forbindelse med store afstrømninger i efteråret 1991. Ved disse to stationer er grundvandsspejlet noget dybereliggende. Begge marker får hyppig tilførsel af husdyrgødning; mark 604 blev dyrket med vårbyg i 1991 og har ligget som barjord i efteråret 1991, mens mark 607 har været dyrket med græs i 1990-91 og er anvendt til intensiv afgræsning.

ii) lerjordsoplunde

I lerjordsoplandet LOOP 1 er der fundet relativt høje nitratkoncentrationer i jordvandet ved station 101 og 106. I denne sammenhæng må det understreges, at der ved de samme stationer også er fundet meget høje fosforkoncentrationer i jordvandet. Der er ingen umiddelbare forhold i landbrugspraksis, som kunne betinge de høje nitratkoncentrationer. Jordfysiske forhold er sandsynligvis en vigtig parameter for udvaskningen på disse jorde.

I LOOP 4 er der i visse år fundet relativt høje nitratkoncentrationer i jordvandet ved station 403 og 406. Disse stationsmarker har i enkelte år modtaget meget store gødningstildelinger.

I LOOP 3 er der ved station 301 og 302 målt meget høje nitratkoncentrationer i jordvandet; niveauet har dog været aftagende igennem måleperioden. Begge ejendomme har husdyr, men der er ingen umiddelbar årsag til disse høje koncentrationer; dog oplyses det at ejendom 301 tidligere har haft et mindre jordtilliggende, således at husdyrtrykket kan have været betydelig større. Begge stationer ligger tæt på gårdene. Endvidere indgår ærter og kløvergræs i sædskiftet på disse to arealer.

På skovjorden LOOP 3, station 306 er målt lave nitratkoncentrationer, ca 8 mg N/l. Lignende lave koncentrationer er dog også målt på enkelte landbrugsarealer på såvel sandjord som lerjord.

Ammonium

Indholdet af ammoniumkvælstof ($\text{NH}_4\text{-N}$) har været lav ved alle målinger (bilag III.4), overvejende mellem 0.01 og 0.1 mg N/l. Enkelte meget høje værdier er dog set ved LOOP 5 (Ringkøbing/-Viborg Amtskommune, 1992).

Bestemmelse af orthofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i jordvand ekstraheret med sugeceller kan ikke betragtes som en absolut værdi, men som en værdi defineret af metoden (Hansen *et al.*, 1991).

De målte indhold af orthofosfat har været lave; en undtagelse er dog LOOP 1, Storstrøm station 101 og 106, hvor der er fundet forholdsvis høje fosforkoncentrationer. Denne observation må betegnes som reel, idet de høje koncentrationer har været konstante i måleperioden og i nogen grad genfindes i drænvandet og i grundvandet. Stationerne adskiller sig yderligere ved at have relativt høje nitratkoncentrationer i jordvandet, og desuden ved at kaliumindholdet i såvel jordvand som drænvand er højere end ved øvrige stationer i lerjordsoplandene (bilag III.5 og III.6). På Storstrømsjordene findes højtliggende grundvandsspejl og kalk i undergrunden. Det er muligt, at disse forhold betinger heterogene strømningforhold i form af makroporeflow, lateral strømning m.v. Stationsmark 101 og 106 har endvidere i 1989-91 modtaget større P-gødsning ($28 \text{ kg P/ha år}^{-1}$) end de øvrige stationsmarker i oplandet ($20 \text{ kg P/ha år}^{-1}$). Denne forskel i P gødsning vil dog næppe være den betydende årsag til de forhøjede P-koncentrationer.

Total P er målt i den udvidede analyseserie (bilag III.5). Generelt er niveauet for total P svagt højere end for $\text{PO}_4\text{-P}$. Dog skal anføres, at koncentrationerne er så lave, at analyseusikkerhed får stor betydning.

7.3.2 Drænvandsanalyser

Tabel 7.7 Næringsstoffkoncentrationer i drænvand (vandføringsvægtede koncentrationer), 1989-91.

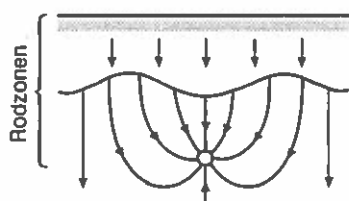
		$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)			$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)			Total P (mg/l)		
		89	90	91	89	90	91	89	90	91
Lerjorde										
LOOP 1	102	14.1	8.6	6.8	0.017	0.024	0.021	0.019	0.029	0.027
	103	10.7	13.0	9.4	0.013	0.019	0.013	0.016	0.021	0.015
	104	15.3	9.2	15.9	0.012	0.008	0.013	0.013	0.010	0.013
	105	19.6	16.1	- ¹⁾	0.016	0.034	- ¹⁾	0.018	0.043	- ¹⁾
	106	20.0	15.1	11.8	0.245	0.236	0.144	0.245	0.240	0.139
LOOP 4	401	-	13.7	6.3	-	0.014	0.014	-	0.021	0.016
	402	-	13.5	12.2	-	0.012	0.011	-	0.018	0.024
	404	-	23.8	20.0	-	0.007	0.011	-	0.010	0.016
	406	-	41.3	34.0	-	0.060	0.012	-	0.096	0.034
Sandjorde										
LOOP 2	251	5.2	9.1	9.7	-	0.022	0.016	0.130	0.089	0.079
	201	-	36.7	28.9	-	0.010	0.032	-	-	-

¹⁾ skovdræn tilsluttet i første halvdel af 1991

Vandføringsvægtede drænvandskoncentrationer

Der er foretaget ugentlige målinger af drænvandskoncentrationer mht pH, NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P, total P. Ligesom ved jordvandsmålingerne er her (tabel 7.7) præsenteret de vandføringsvægtede koncentrationer for NO₃-N, PO₄-P og total P for bedre at kunne sammenligne koncentrationsniveauet med de øvrige dele af vandkredsløbet. Som i tidligere overvågningsrapporter er endvidere i bilag III.6 givet årsmedian værdier for hele drænvandsprogrammet.

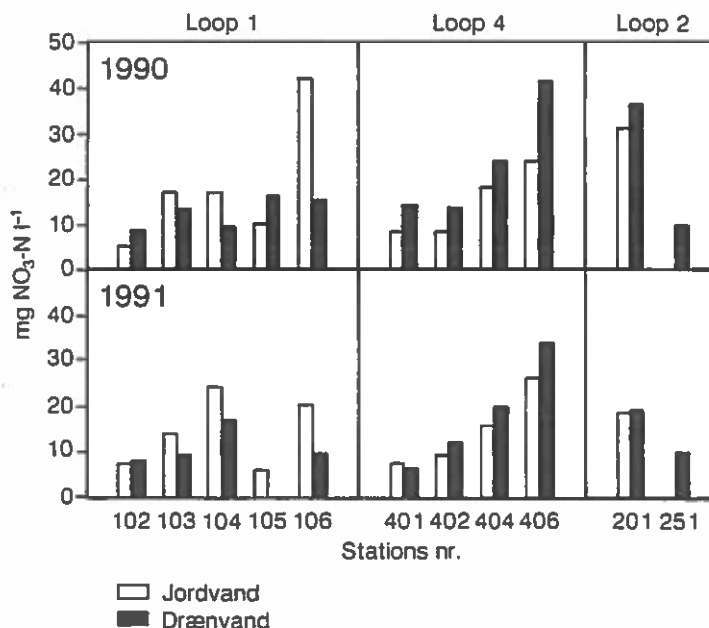
Drænvandets oprindelse



Figur 7.1 Strømlinier og grundvandspejl i drænet homogen jord.

Drænvand består af en opblanding af jordvand, der strømmer fra rodzonen, og det øvre grundvand. Figur 7.1 viser strømningssituationen omkring dræn på en homogen jord i en typisk vintersituation. På strukturerede jorde kan der endvidere ske et makroporeflow, dvs. at jordvandet strømmer direkte til dræne gennem jordens makroporer uden først at have infiltreret jordmatricen. I dette afsnit er foretaget en sammenligning af drænvands- og jordvandsanalyserne. Afstrømningen fra dræne har været lav i 1989 og der foreligger kun få analyser; sammenligningen gælder derfor kun 1990-91.

I figur 7.2 er foretaget en sammenstilling af nitratkoncentrationerne i jordvand og drænvand i det omfang stationerne repræsenterer de samme arealer.



Figur 7.2 Sammenstilling af nitratkoncentrationer i jordvand og i drænvand. Koncentrationerne repræsenterer de vandføringsvægtede koncentrationer

Nitratanalyser fra Storstrøm

Ved LOOP 1, Storstrøm har nitratkoncentrationerne ligget på et ret ensartet niveau ved 5 drænstationer (6.8 - 20 mg NO₃-N/l). Koncentrationsniveauet er noget udjævnet i forhold til jordvandet. Drænvandskoncentrationerne er i de fleste tilfælde lavere end jordvandskoncentrationerne; i enkelte tilfælde i 1990 har det modsatte dog været tilfældet.

Nitratanalyser fra Fyn

Ved LOOP 4, Fyn, har nitratkoncentrationerne i drænvandet i 1990-91 ligget i intervallet 6.3 - 41.3 mg NO₃-N/l for 4 stationer.

Ved samtlige stationer er målt højere koncentrationer i drænvandet end i jordvandet. Dette kan skyldes, dels at nitratfronten ligger under rodzonen i drænvandsafstrømningsperioden, dels at der forekommer heterogene strømninger i form af makroporeflow og lateral strømning gennem lettere permeable lag i jordhorisonten.

Nitratanalyser fra Vejle/Århus

Drænvandsanalyserne for LOOP 3, Vejle/Århus, er ikke præsenteret i figur 7.2, idet der ikke foreligger målinger til bestemmelse af et vandføringsvægtet koncentrationsniveau. Af bilag III.6 fremgår, at årsmediankoncentrationerne i drænvandet fra de 5 stationer på stationsmarkerne har ligget i intervallet 2.4 - 27.5 mg NO₃-N/l i 1990-91. Der er her tale om enkeltdræn lagt på naturligt afdrænet jord, hvorfor disse analyser ikke nødvendigvis repræsenterer egentlig afdræningsvand. I oplandet indgår yderligere 3 drænstationer anlagt på eksisterende drænsystemer; her blev i 1990-91 målt årsmedianværdier på 8.3 - 13.0 mg NO₃-N/l. Disse målinger giver utvilsomt et bedre udtryk for næringsstofudledninger fra drænedede arealer. Dog skal det påpeges, at detaildræning i LOOP 3 overvejende er begrænset til lavtliggende arealer, hvorfor der ikke nødvendigvis forventes at være direkte sammenhæng mellem rodzonevand og drænvand.

Nitratanalyser fra Nordjylland

I LOOP 2 kan kun drænstation 201 henføres til den tilsvarende jordvandsstation. Her er god overensstemmelse mellem koncentrationsniveauet i jordvand og drænvand; i 1990 var drænvandskoncentrationerne dog svagt højere i drænvandet end i jordvandet.

Drænstation 251 adskiller sig fra samtlige øvrige drænstationer, idet denne afvander et moseareal med tilstrømmende grundvand. Dette vand har et lavt indhold af nitrat.

Ammoniumanalyser

Koncentrationerne af NH₄-N har været lave i drænvandet. Oftest har de ligget på et endnu lavere niveau end ved jordvandsanalyserne. En undtagelse af dog drænstationerne ved LOOP 2, Nordjylland, hvor der er målt ret høje koncentrationer af ammonium i drænvandet, 0.16 - 0.37 mg NH₄-N/l (bilag III.6)

Fosforanalyser

Koncentrationerne af PO₄-P har ligeledes været lave og af samme størrelsesorden som ved jordvandsanalyserne. Ved LOOP 1, station 106 er dog målt en høj koncentration af PO₄-P; samme høje fosforkoncentration er også at finde i jordvandet og i grundvandet på samme stationsmark. Koncentrationerne af total-P har i flere tilfælde været noget højere end koncentrationerne af PO₄-P, hvilket antagelig er udtryk for, at der i drænvandet er partikulært og/eller organisk bundet fosfor.

7.4 Kvælstofudvaskning fra rodzonen

Opgørelse af N-udvaskning på kalender- og hydrologiske år

7.4.1 Kvælstofudvaskningens størrelse

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen for årene 1989-91 er vist i bilag III.2 for samtlige stationsmarker. I tabel 7.8 er præsenteret de

gennemsnitlige udvaskninger fra stationsmarkerne i hvert opland; endvidere er angivet minimum og maksimum værdier inden for hvert opland. Udvaskningsværdierne er baseret på målte koncentrationer og modelberegnet vandafstrømning ved hjælp af EVA-CROP og DAISY (jvf. afsnit 4.3.2). Udvaskningen er angivet som nitrat- og ammoniumkvælstof; ammonium udgør dog oftest mindre end 1/2-1%.

Tabel 7.8 Gennemsnitlige udvaskning af uorganisk kvælstof (nitrat + ammonium) fra stationsmarkerne i oplandene for årene 1989-91 samt for den hydrologiske periode 1989/90 - 90/91 (I parentes er angivet minimum og maximum værdier).

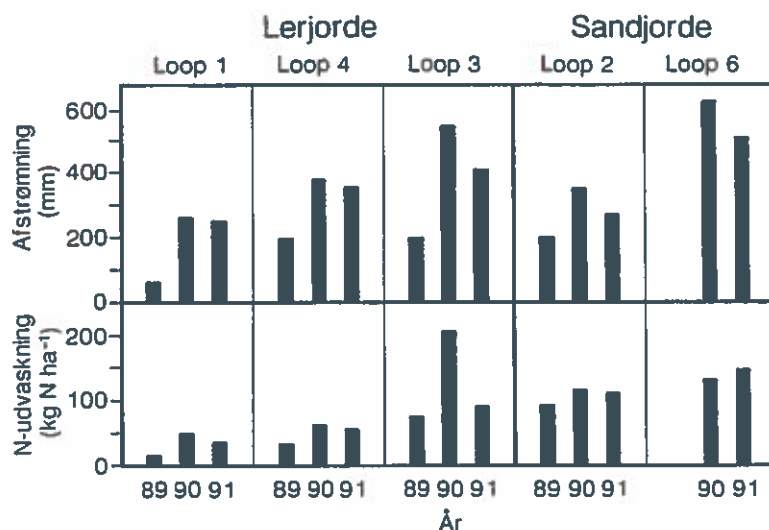
	N-udvask kg N ha ⁻¹ år ⁻¹						Gns. N-udv. kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	
	1989		1990		1991		89/90 - 90/91	
Lerjorde								
LOOP 1	14	(1-31)	48	(13-101)	36	(15-61)	36	(11-67)
LOOP 4	33	(21-74)	62	(31-105)	54	(29-95)	57	(24-78)
LOOP 3	<u>73</u>	(25-141)	<u>205</u>	(71-405)	<u>90</u>	(40-145)	<u>136</u>	(50-276)
Gns.	38		99		60		76	
Sandjorde								
LOOP 2	93	(54-153)	115	(54-210)	111	(43-138)	102	(65-185)
LOOP 5	-		118 ¹⁾	(67-183)	181	(71-331)	108 ¹⁾	(58-142)
LOOP 6	-		<u>130</u>	(35-202)	<u>145</u>	(26-344)	<u>91</u>	(23-156)
Gns.	93		118		146		100	

¹⁾ Usikker bestemmelse i 1989 og 90 på grund af ringe funktion af jordvandsstationerne

De i tabellen præsenterede udvaskninger er opgjort dels for de enkelte år for at kunne følge variationen over tiden, dels som et gennemsnit over måleperioden. Til sidstnævnte opgørelse er anvendt den hydrologiske afstrømningsperiode 1989/90 - 1990/91, idet denne giver et mere meningsfyldt billede når kvælstofudvaskningen skal sammenholdes med landbrugspraksis, og i øvrigt sammenlignes over forskellige områder.

Variation i målt N-udvaskning gennem årene 1989-91

Som tidligere omtalt har der været store variationer i nedbør og vandafstrømninger over den tre års måleperiode 1989 - 91. Dette har medført store forskydninger i N-udvaskning mellem de enkelte år. Således blev der på lerjordsarealerne i de 3 år målt gennemsnitlige udvaskninger på henholdsvis 38, 99 og 60 kg N/ha år⁻¹. På sandjordsarealerne foreligger kun 3 års målinger for LOOP 2, Nordjylland; her blev målt gennemsnitlige udvaskninger på henholdsvis 93, 115 og 111 kg N/ha år⁻¹. Ved LOOP 6, Sønderjylland findes målinger for 1990 og 1991; her blev målt gennemsnitlige udvaskninger på henholdsvis 130 og 145 kg N/ha år⁻¹. I figur 7.3 er vist de målte udvaskninger sammenholdt med afstrømningerne fra rodzonen i de enkelte oplande. Det fremgår, at variationerne i N-udvaskningen på lerjordsarealerne følger variationerne i afstrømning; på sandjordsarealerne er dette billede mindre entydigt. Der kan på nuværende tidspunkt ikke konkluderes over udviklingen i kvælstofudvaskningen på stationsmarkerne.



Figur 7.3 Sammenstilling af vandafstrømning og kvælstofudvaskning fra rodzonen; gennemsnitsværdier for stationsmarkerne inden for de enkelte oplande.

Variation i målt N-udvaskning mellem oplande og marker

Variationen i kvælstofudvaskning mellem oplande og marker er vurderet på baggrund af målinger for den 2årige hydrologiske periode 1989/90 - 1990/91 (tabel 7.8). I de 3 lerjordsoplande blev der fra stationsmarkerne målt en gennemsnitlig udvaskning på 76 kg N/ha år⁻¹. Der har været stor forskel på oplandene, således blev der målt en gennemsnitlig årsudvaskning på 36 kg N/ha ved LOOP 1, 57 kg N/ha ved LOOP 4 og 136 kg N/ha ved LOOP 3. Ved LOOP 1 og 4 lå måleintervallet på 11 - 78 kg N/ha år⁻¹ og ved LOOP 3 på 50-276 kg N/ha år⁻¹.

I de 3 sandjordsoplande blev der fra stationsmarkerne i perioden 1989/90 - 90/91 målt en gennemsnitlige udvaskning på 100 kg N/ha år⁻¹ med et måleinterval på 23-185 kg N/ha år⁻¹. Den gennemsnitlige udvaskning fra stationsmarkerne og spredningen mellem markerne har været på nogenlunde ens niveau for de 3 oplande; dog er der i LOOP 6 ved en enkelt station målt meget lave udvaskningsværdier.

Henvi sning til andre undersøgelser

Til sammenligning kan nævnes, at Hansen (1990) for en 3-årig periode 1987-90 målte nitratudvaskninger fra 8 landbrugsjorder på gennemsnitlig 66 og 69 kg N/ha år⁻¹ for henholdsvis lerjord og sandjord. Måleintervallet lå mellem 19 og 154 kg N/ha år⁻¹. Endvidere nævnes, at der forud for måleperioden var foregået betydelige nedvaskninger. Det skønnes på baggrund af målinger på 2 sandjorde, at udvaskningen i denne periode kunne forøge gennemsnittet for den 3-årige periode med ca 25 kg N/ha år⁻¹.

I landovervågningen har den målte N-udvaskning fra sandjordsarealerne ligget på et betydeligt højere niveau end fundet af Hansen (1990), mens udvaskningen fra lerjordene har ligget på et lidt højere niveau. Tages den store udvaskning forud for Hansens undersøgelsesperiode med i vurderingen er der dog overensstemmelse mellem måleresultaterne. Endvidere kan anføres, at der ved det større antal målestationer i landovervågningen er fundet større variationer mellem marker end afgivet af Hansen (1990).

Vintrene i perioden 1987-90 har været milde, hvilket kan have medført øget mineralisering og dermed øget kvælstofudvaskning under nedbørsrige forhold. Dette vil dog have været gældende for begge undersøgelser.

N-udvaskning fra oplandene

Det må konkluderes ud fra ovennævnte undersøgelser, at der kan være betydelig forskel i kvælstofudvaskning fra rodzonen fra år til år afhængig af klimaforhold, og fra mark til mark afhængig af arealanvendelsen. De 6-8 stationsmarker i hvert opland må betegnes som typiske for de respektive oplande; dog må det antages, at den lidt større koncentration af dyr i lerjordsoplandene i forhold til stationsmarkerne kan give en større total udvaskning fra oplandene end angivet med målingerne. Andre forhold omkring landbrugspraksis, som fx ekstrem overgødskning, hvilket kun er afspejlet ved enkelte stationer, vil også have betydning. Målingerne må derfor kun tages som en indikation for udvaskningsniveauet i oplandene.

N-udvaskning i relation til jordtype

7.4.2 Kvælstofudvaskning i relation til arealanvendelse

Af forrige afsnit fremgår det, at der fra stationsmarkerne i den 2årige periode 1989/90 og 1990/91 blev målt en gennemsnitlig kvælstofudvaskning på 76 og 100 kg N/ha år⁻¹ på henholdsvis lerjords- og sandjordsarealerne. Den højere udvaskning på sandjordene skyldes en større nedbør, en hurtigere nedsivning af overskudsnedbør samt arealanvendelsen i form af en større koncentration af husdyr pr. arealenhed.

Sammenstilling af N-udvaskning og arealanvendelse

Relationen mellem N-udvaskning og landbrugspraksis er kompleks; dels har landbrugsdriften flere år forud for undersøgelsesperioden betydning for udvaskning, dels er faktorer som jordtype, afgrødetype og gødningsanvendelse interrelaterede, således at der skal et stort antal målinger til at udskille effekten af den enkelte parameter. I lighed med sidste års afrapportering er foretaget en sammenstilling mellem målt N-udvaskning og forskellige typer inddelinger af i alt 39 stationsmarker/ejendomme (tabel 7.9). Sammenstillingen er baseret på resultater for den 2årige afstrømningsperiode 1989/90 - 1990/91. Udvasningsværdierne er givet som gennemsnitsværdier samt minimum- og maximumværdier og antal marker i hver gruppe. Det ses, at der er stor spredning mellem målingerne i hver gruppe; hvorfor sammenstillingen kun må anses for en "ranking".

Brugstyper

Tabel 7.9a viser N-udvaskningen fra marker på ejendomme af forskellige brugstyper. Udvasningen var mindst for planteavlbrugene, noget større for svinebrug og blandede kvæg- og svinebrug og størst for kvægbrugene.

Dyreenheder

Tabel 7.9b viser N-udvaskningen fra marker, hvor ejendommene er inddelt i forskellige dyretæthedsgrupper. Der ses en tydelig stigning i udvaskningen med stigende antal DE/ha op til 2 DE/ha; ved større husdyrtæthed er ikke set stigende udvaskning. I gruppen >2 DE/ha indgår kun to ejendomme, hvorfor størrelsen af udvaskningen i denne gruppe ikke bør tillægges for stor betydning. En ejendom drives som økologisk brug; denne er beliggende i Vejle/Århus oplandet. Husdyrtætheden var her 1.0 DE/ha i

1990 og 2.1 DE/ha i 1991. Udvasningen var derimod forholdsvis lav (50 kg N/ha år⁻¹), hvilket må tilskrives at marken får tilført mindre effektivt kvælstof end anbefalet.

Tabel 7.9 Kvælstofudvasninger målt i afstrømningsårene 1989/90 og 1990/91 for forskellige typer inddelinger af 39 stationsmarker. Typeinddelingen er baseret på landbrugsdriften i driftårene 1989/90 og 1990/91.

	N-udvask (kg N/ha år ⁻¹)			n
	Gns	Min	Max	
a. Brugstyper				
Planteavl	53	11	101	12
K+S	90	23	185	9
Svin	82	37	156	6
Kvæg	125	65	276	12
b. Dyreenheder (DE)				
0	53	11	101	12
0 - 1	88	37	118	9
1 - 2	115	23	276	15
> 2	116	76	156	2
Økologisk (1.5)	50	-	-	1
c. N-gødskning¹⁾				
Eff. tilf./opt. N				
< 0.85	62	23	137	5
0.85 - 1.15	88	11	276	20
1.15 - 1.50	97	27	174	7

¹⁾ græsmarker ikke medtaget i opgørelsen

N-tildeling

Tabel 7.9c viser N-udvasningen i relation til gødningstildelingen. Som mål for gødningstildeling er anvendt den effektive N-tilførsel i forhold til den til afgrøden anbefalede (økonomisk optimale) mængde. Der er anvendt det gennemsnitlige forhold for marken for de to driftsår 1989/90 og 1990/91, herved fås markens gødningsniveau. Der er i tabellen anført 3 inddelinger ¹⁾ effektiv N-tilførsel mindre end 85% af anbefalet mængde, ²⁾ effektiv N-tilførsel 85 - 115% af anbefalet mængde og ³⁾ effektiv N-tilførsel mellem 115 - 150 % af anbefalet mængde. Det bemærkes, at marker med græs ikke er medtaget i denne opgørelse pga. denne afgrødes varierende N-behov. Der ses en tydelig stigning i udvasningen fra gruppe 1 til 3, dvs. en stigende udvasning fra undergødede til optimalt gødede jorder og den største udvasning fremkommer på de overgødede jorder. Det skal i denne forbindelse nævnes, at overgødskningen af jorderne i gruppe 3 hovedsageligt skyldes tilførsel af store mængder husdyrgødning. Disse marker har antageligt modtaget store mængder gødning igennem en længere årrække, således at langtidsvirkningen af husdyrgødningen er medvirkende årsag til de større udvasninger.

7.4.3 Kvælstofudvaskning i relation til kvælstofbalancer på markerne.

Beregning af N-balancer

Dette afsnit omhandler kvælstofudvaskning set i relation til nettotilførslerne af kvælstof til stationsmarkerne. Disse kvælstofbalancer er præsenteret i tabel 7.10.

Tabel 7.10 Kvælstofbalancer for LOOP 1-4, 1989-91. Nettotilførslen er angivet som total tilført - fjernet med afgrøden. (Ha - handelsgødning, Hu - husdyrgødning, Fix - kvælstoffixering).

kg N/ha år ¹											
	Antal mark	Jb. nr.	Tilført N				Total tilført	Fjernet afg.	Netto tilf.	Udvaskn.	Net.tilf.-udvask.
			Ha	Hu	Fix	Atm					
Lerjordsopl.											
i)ingen/lille husdyrg.											
LOOP 1	6	6-7	137	3	12	10	162	151	12	33	-21
LOOP 4	5	6-7	123	10	26	10	169	163	6	45	-39
LOOP 3	3	6-7	120	30	0	10	160	99	61	72	-10
gns.	14		128	11	14	10	165	144	21	46	-25
ii)stor husdyrg.tilf.											
LOOP 4	1	6	96	250	0	10	356	207	149	74	75
LOOP 3	2	6	159	75	17	10	261	225	37	169	-162
Sandjordsopl.											
i)husdyrg.til grovsand											
LOOP 2	4	1	100	169	17	10	288	175	113	122	-9
ii)husdyrg.til lerbl.sand											
LOOP 2	2	3-4	157	243	0	10	410	243	167	76	91

De tilførte mængder består af N tilført med handelsgødning, husdyrgødning, N-fixering samt atmosfæriske deposition. For husdyrgødningens vedkommende er der ikke foretaget fradrag for fordampning i forbindelse med udbringning. Til gengæld er der for atmosfærisk deposition kun medtaget bidrag, som stammer fra kilder uden for dansk landbrug. Denne er ifølge *Nielsen (1990)* sat til 10 kg/ha år¹. Denne opgørelsesmetode er naturligvis en tilnærmelse, idet der er stor forskel i ammoniakfordampning fra husdyrgødede og ikke husdyrgødede marker. Kvælstoffixeringen for ærter er beregnet ud fra de angivne udbytter og normtal som angivet i *Nielsen (1990)*. For kløvergræsmarkerne har der i alle tilfælde været tilført store mængder kvælstofgødning, hvorfor fixeringen må antages at være beskeden; denne er skønsmæssigt sat til 50 kg/ha år¹. Kvælstof fjernet med afgrøderne er baseret på de opgivne udbytter og normtal for N-indhold i afgrøderne (*Vilhelm & Nielsen, 1989*). For fjernede afgrøderester har det i visse tilfælde været nødvendigt at beregne størrelsen af denne ud fra det opgivne kerneudbytte; nedbragte afgrøderester indgår ikke i balanceopgørelsen, men disse bidrager naturligvis til jordens organiske pulje. Netto kvælstoftilførslen til marken kan herefter beregnes som total tilført N minus N fjernet med afgrøderne. Denne størrelse er sammenholdt med N-udvaskningen.

*N-balancer præsenteret for
4 oplande*

Det fremgår af ovenstående, at balanceopgørelsen kan være be- hæftet med betydelig usikkerhed for den enkelte mark, idet be- regningen af nettotilførsel af kvælstof er baseret udelukkende på landmændenes opgivelser. Opgørelsen i tabel 7.10 er derfor ba- seret på de gennemsnitlige balancer over den 3-årige måleperiode 1989-91, samt over stationsmarkerne i oplandene. De præsentere- de opgørelser dækker 4 oplande; LOOP 5 og 6 er ikke medtaget, idet der for LOOP 6 kun foreligger 2 års udvaskningsmålinger og for LOOP 5 ét års pålidelige udvaskningsmålinger. For LOOP 1-4 er der i tabellen foretaget en gruppering efter jordtype og tilførsel af husdyrgødning.

Lerjordsoplande

*i) ingen/lille tilførsel af
husdyrgødning*

I de tre lerjordsoplande indgår 14 stationsmarker med ingen/lille tilførsel af husdyrgødning. For disse marker har nettotilførslen af kvælstof i 1989-91 udgjort gennemsnitlig 20 kg N/ha år⁻¹; udvask- ningen har i samme periode ligget på gennemsnitlig 45 kg N/ha år⁻¹. Dette viser, at der ved mineralisering af jordens humuspuljer er stillet gennemsnitlig ca. 25 kg N/ha år⁻¹ til rådighed for plante- optag og udvaskning. Variationen i denne størrelse mellem de enkelte marker har ligget på 0-100 kg N/ha år⁻¹.

*ii) stor tilførsel af hus-
dyrgødning*

I LOOP 4 forekommer en mark, som årligt får tilført store mæng- der husdyrgødning, og store total N tilførsler i forhold til bort- førsel med afgrøden. Nettotilførslen har i 1989-91 udgjort 149 kg N/ha år⁻¹, mens udvaskningen har ligget på 74 kg N/ha år⁻¹. Dette medfører et overskud på gennemsnitlig ca. 75 kg N/ha år⁻¹ til ophobning i jord og tab til atmosfæren ved denitrifikation. En del af den ophobede mængde vil senere kunne mineraliseres og stilles til rådighed for plantevækst og udvaskning. I LOOP 3 fore- kommer to marker, som i perioden 1989-91 har fået tilført mo- derate mængder husdyrgødning, men det oplyses, at husdyrtryk- ket tidligere kan have været betydelige større. På disse marker er beregnet en nettotilførsel af N på 37 kg N/ha år⁻¹ og en udvask- ning på 199 kg N/ha år⁻¹. Dette betyder, at der er brugt 162 kg N/ha år⁻¹ af jordens N-pulje til plantoptag og udvaskning. Netop på sådanne jorde, som omlægges fra at få store husdyrgødnings- mængder til mindre mængder forventes høje mineraliseringsrater. Det må dog påpeges, at udvaskningen og dermed også den be- regnede frigivelse fra jorden kan være overvurderet, hvis der i perioder fx har foregået overfladisk afstrømning (jvf. afsnit 7.2).

Sandjordsoplande

*i) store mængder husdyr-
gødning på grovsandet
jord*

I sandjordsoplandet LOOP 2, Nordjylland forekommer 4 marker, som får tilført moderate/store mængder af husdyrgødning i for- hold til de mængder, der fjernes med afgrøderne. Disse marker har alle en grovsandet tekstur. Her er beregnet en nettotilførsel af N i 1989-91 på 113 kg N/ha år⁻¹; udvaskningen har udgjort 122 kg N/ha år⁻¹, hvilket betyder at jordens N-pulje er omtrent uændret.

*ii) store mængder hus-
dyrgødning på lerblandet
jord*

To marker i LOOP 2 har fået tilført store mængder husdyrgød- ning, og en høj total tilførsel af N i forhold til mængderne der fjernes med afgrøderne. Nettotilførslerne har i 1989-91 udgjort 167 kg N/ha år⁻¹. De to jorde har en tekstur bestående af lerblandet sand, og udvaskningen har trods en stor nettotilførsel af N været

mindre end på de grovsandede jorde, nemlig 76 kg N/ha år⁻¹. Dette betyder, at der er et overskud på ca. 90 kg N/ha år⁻¹, som ophobes i jorden og/eller tabes til atmosfæren. En størrelse der svarer til hvad der er fundet for lerjorden i LOOP 4 med stor tilførsel af husdyrgødning.

Sammendrag

Følgende konklusion kan drages for perioden 1989-91 for de 3 lerjordsoplande og et sandjordopland: På stationsmarker med lerjorde og ingen/lille tilførsel af husdyrgødning har kvælstofudvaskningerne ligget på et niveau lidt højere end nettotilførslerne af N, hvilket har medført, at der ved mineralisering af jordens N-puljer er stillet ca. 25 kg N/ha år⁻¹ til rådighed for plantevækst og udvaskning. På lerjorde/lerblandede sandjorde med stor tilførsel af husdyrgødning, har kvælstofudvaskningerne været væsentlig lavere end nettotilførslerne; således er der beregnet et overskud på ca 75-90 kg N/ha år⁻¹, som ophobes i jorden og/eller tabes til atmosfæren. På de grovsandede jorde med stor tilførsel af husdyrgødning har udvaskningerne ligget på omtrent samme niveau som nettotilførslerne.

7.5 Fosforudvaskning fra rodzonen.

Udvaskning af ortho-P fra stationsmarkerne fremgår af bilag III.2. I tabel 7.11 er vist de gennemsnitlige målte udvaskninger fra de 6 oplande.

Tabel 7.11 Gennemsnitlig udvaskning af PO₄-P fra rodzonen på stationsmarkerne i oplandene for årene 1989-91.

	P udvask. (mg PO ₄ -P/l)						
	89	90	91	89	90	91	
Lerjorde				Sandjorde			
LOOP 1	0.10	0.34	0.38	LOOP 2	0.02	0.04	0.02
LOOP 4	0.03	0.14	0.09	LOOP 6	-	0.07	0.05
LOOP 3	0.04	0.09	0.04				

P-udvaskningen fra stationsmarkerne i lerjordsoplandene blev målt til gennemsnitlig 0.06 kg P/ha i 1989, 0.19 kg P/ha i 1990 og 0.17 kg P/ha i 1991. Den højere udvaskning i 1990 og 1991 end i 1989 må tilskrives den større nedbør og dermed den større ned-sivning gennem rodzonen. På sandjordsarealerne måles kun fosfor i jordvandet i LOOP 2 og LOOP 6; Her blev i 1989 - 91 målt gennemsnitlige udvaskninger på 0.04 kg P/ha år⁻¹, med de største værdier i 1990. Den tilsyneladende højere P-udvaskning fra lerjordene end fra sandjordene må for en stor del tilskrives, at to stationer i LOOP 1 bidrager med særlig store mængder, jvf. afsnit 7.3.2.

Til sammenligning kan nævnes, at Hansen (1990) i undersøgelsen på 8 landbrugsarealer for perioden 1987-90 fandt en udvaskning

af ortho-P, på 0.1 kg P/ha år⁻¹ på lerjord og 0.2 kg P/ha år⁻¹ på sandjord. På sandjordene er dette væsentlig større udvaskninger end fundet i landovervågningen. Denne forskel kan skyldes, at Hansen anvendte en anden metode til bestemmelse af P-koncentrationer i jordvand, nemlig udtagning af jordprøver og centrifugering.

Den gennemsnitlige P-tildeling til stationsmarkerne i 1989 - 91 var 24 og 30 kg P/ha år⁻¹ for henholdsvis lerjordene og sandjordene. Denne forskel har ikke medført en tilsvarende forskel i P-udvaskning. De to stationer i LOOP 1 med stor udvaskning fik tilført 28 kg P/ha år⁻¹, mens de øvrige stationer i dette oplande fik tilført ca 20 kg P/ha år⁻¹. I dette opland er der således tegn på at P-gødskningen sammenholdt med jordbundsforholdene kan have betydning for P-udvaskningen.

7.6 Areal-specifik afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænsystemer

Den areal-specifikke afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænsystemer er opgjort på årsbasis i tabel 7.12. I opgørelsen indgår lerjordoplandene LOOP 1, Storstrøm og LOOP 4, Fyn; mens det ikke er muligt at relatere afstrømninger i LOOP 3, Vejle/Århus til specifikke arealer. På sandjordsoplandet LOOP 2, Nordjylland, er anlagt 2 drænsystemer, kun den ene station er medtaget her, idet oplandebeskrivelsen er mangelfuld for den anden station.

7.6.1 Areal-specifik afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænsystemer

Drænvandsafstrømningerne var lave i 1989 og beregningerne usikre; hvorfor disse ikke vil blive tillagt stor vægt.

Drænvandsafstrømning

For 5 drænstationer i LOOP 1 er den gennemsnitlige drænvandsafstrømning beregnet til 212 mm i 1990 og 120 mm i 1991. For 4 drænstationer i LOOP 4 er den gennemsnitlige drænvandsafstrømning tilsvarende beregnet til 131 mm i 1990 og 145 mm i 1991. Disse mængder udgør i gennemsnit 66% af afstrømningen fra rodzonen i LOOP 1 og 38% af afstrømningen fra rodzonen i LOOP 4.

Kvælstofudvaskning

Den gennemsnitlige udvaskning af nitrat fra drænene i LOOP 1 blev målt til 24 kg N/ha i 1990 og 13 kg N/ha i 1991, men udvaskningen fra drænene i LOOP 4 blev målt til 28 kg N/ha i 1990 og 26 kg N/ha i 1991. Udvasning af ammonium er ubetydelig, jvf. afsnit 7.3.2. Udledningen af uorganisk N fra dræn i perioden 1990 - 91 svarer således til henholdsvis 45% og 50% af udvaskningen fra rodzonen i LOOP 1 og LOOP 4.

Opgørelsen over udvaskning af total N og nitrat-N viser, at organisk N har udgjort ca. 6% af den totale kvælstofudvaskning.

Fosforudvaskning

Udvaskning af $\text{PO}_4\text{-P}$ via dræn blev i 1990 - 91 målt til 0.06 kg P/ha år⁻¹ i LOOP 1 og 0.02 kg P/ha år⁻¹ i LOOP 4. Dette er en lille mængde i forhold til fosforudvaskningen fra rodzonen, som for de tilsvarende stationer blev beregnet til 0.27 kg P/ha år⁻¹ i LOOP 1 og 0.10 kg P/ha år⁻¹ i LOOP 4.

Opgørelse over udvaskning af total P og $\text{PO}_4\text{-P}$ viser, at opløst fosfat-P i gennemsnit har udgjort ca. 75% af den totale fosforudvaskning. Forskellen må overvejende skyldes tilstedeværelse af parikulært P.

De målte udvaskninger af $\text{PO}_4\text{-P}$ fra dræn svarer til, hvad der er fundet i en drænvandsundersøgelse på 15 lerjorder (Petersen 1983); derimod er andelen af opløst P i forhold til total P i nærværende undersøgelse mindre end angivet af fx Hansen (1986) og Hansen og Petersen (1985).

Næringsstofudvaskning fra lavtliggende arealer

7.6.2 Målinger på sandjord

Som beskrevet i afsnit 7.3.2 adskiller station 251 i LOOP 2, Nordjylland sig fra drænstationerne på lerjordene, idet denne afvander et lavtliggende moseareal med tilstrømmende grundvand. Således udgjorde afstrømninger i 1989, 1990 og 1991 henholdsvis ca. 1000 mm, 960 mm og 930 mm, når beregningerne baseres på det topografiske opland.

Kvælstofudvaskningen var steget fra 52 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha år⁻¹ i 1989 til ca. 89 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha år⁻¹ i 1990 - 91; mens udvaskningen af total P var faldet fra ca. 1.3 kg P/ha år⁻¹ i 1989 til ca. 0.80 kg P/ha år⁻¹ i 1990 - 91. Disse ændringer må henføres til ændringer i drænvandets oprindelse.

Kvaliteten af udvasket fosfor fra dette drænsystem adskiller sig fra drænsystemerne på lerjordene. Her udgør opløst $\text{PO}_4\text{-P}$ kun ca. 23% af den total P udvaskning.

Drænstationernes repræsentativitet

7.6.3 Dræning i oplandene

I sandjordsoplandet LOOP 2 og lerjordsoplandet LOOP 3 er jorde- ne fortrinsvis naturligt afdrænede, hvorfor detaildræning overvejende er begrænset til lavtliggende arealer.

I LOOP 1 og 4 er dræning langt mere udbredt. En opgørelse over drænede arealer er vanskelig. Hedeselskabet har foretaget en kortlægning af drænede arealer på baggrund af drænplaner. Hertil kommer dræning udført af landmændene, uden at der foreligger drænplaner. Endvidere må det forventes, at ikke alle drænsystemer stadig er fuldt funktionsdygtige. På den baggrund skønnes, at ca. 70% af landbrugsarelaet er drænet i LOOP 1 og 50% af arealet i LOOP 4. De 5-6 fungerende drænstationer i hvert opland må således kun tages som indikation for afstrømnings- og udvaskningsniveauet fra det totale drænede areal.

Tabel 7.12 Arealsspecifik afstrømning og næringsstofudvaskning fra drænen for 1989, 1990 og 1991

	Dræn opl. ha	1989				1990				1991							
		Afstr. mm	Tot.N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	Tot.P år ⁻¹	PO ₄ -P	Afstr. mm	Tot. N	NO ₃ -N kg/ha	Tot.P år ⁻¹	PO ₄ -P	Afstr. mm	Tot.N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	Tot.P år ⁻¹	PO ₄ -P	
Lerjords LOOP 1	2.2	165	-	23.8	0.032	0.028	320	-	27.4	0.093	0.078	145	-	9.9	0.039	0.030	
103	5.5	89	10.4	9.5	0.014	0.012	247	35.8	32.1	0.051	0.046	155	16.5	14.5	0.023	0.020	
104	2.3	106	-	16.2	0.014	0.013	241	-	22.2	0.023	0.019	104	-	16.5	0.013	0.013	
105	2.5	76	14.4	14.9	0.014	0.012	187	32.2	30.2	0.080	0.063	-	-	-	-	-	
106	2.0	11	2.3	2.2	0.027	0.027	63	10.2	9.5	0.151	0.149	77	9.9	9.1	0.107	0.111	
gns.		89	9.0	13.3	0.020	0.018	212	26.1	24.3	0.080	0.071	120	13.2	12.5	0.046	0.044	
Lerjords LOOP 4																	
401	1.0	33	-	4.0	-	0.000	78	11.2	10.7	0.016	0.011	73	4.8	4.6	0.012	0.010	
402	4.5	105	9.5	13.4	0.053	0.012	217	30.3	29.2	0.039	0.025	218	27.4	26.5	0.053	0.024	
404	1.1	63	16.9	15.9	0.060	0.000	131	34.2	31.2	0.013	0.009	189	38.9	37.8	0.031	0.021	
405	2.8	-	-	-	-	-	1)	-	-	-	-	(20	12.0	11.6	0.014	0.008)	
406	2.2	27	10.1	12.4	0.051	0.027	99	42.4	40.9	0.095	0.059	98	35.3	33.4	0.033	0.012	
gns.		57	12.2	11.4	0.055	0.010	131	29.5	28.0	0.041	0.026	145	26.7	25.6	0.032	0.017	
Sandjords LOOP 2																	
251	33	1004 ²⁾	58.2	51.6	1.305	-	956	98.9	87.3	0.849	0.212	929	98.3	89.9	0.738	0.148	

¹⁾ kun lejligheidsvis vandførende - data for denne station ikke medregnet i gennemsnit

²⁾ indeholder grundvandstilstrømning

7.7 Sammendrag

<i>Stationsmarker</i>	Undersøgelse over næringsstofudvaskning fra rodzonen er udført på 18 stationsmarker i 3 lerjordsoplande og på 22 stationsmarker i 3 sandjordsoplande. Undersøgelserperioden dækker perioden 1989 - 91.
<i>Nedbør og afstrømning fra rodzonen</i>	I de 6 oplande blev der målt en gennemsnitlig nedbør på 646 mm i 1989, 939 mm i 1990 og 747 mm i 1991. Dette svarer til henholdsvis 76%, 114% og 92% af normalnedbøren. Disse nedbørsforhold har forårsaget en variation i afstrømning fra rodzonen på gennemsnitlig 220 mm og 1989, 468 mm i 1990 og 393 mm i 1991.
<i>Målt N-udvaskning fra rodzonen</i>	Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen blev ved stationsmarkerne i de 3 lerjordsoplande målt til gennemsnitlig 38 kg N/ha i 1989, 99 kg N/ha i 1990 og 60 kg N/ha i 1991. Tilsvarende blev kvælstofudvaskningen fra stationsmarkerne i ét sandjordsopland målt til 93 kg N/ha i 1989, i to sandjordsoplande til 123 kg N/ha i 1990 og 128 kg N/ha i 1991. Der kan på nuværende tidspunkt ikke konkluderes over udviklingen i kvælstofudvaskning fra stationsmarkerne. Stationsmarkerne må anses for repræsentative for oplandene, men som vist i afsnit 5 forekommer der i oplandene forhold, som ikke er afspejlet ved stationsmarkerne. De målte kvælstofudvaskninger må derfor tages som et niveau for oplandene.
<i>Målt N-udvaskning i relation til landbrugspraksis</i>	Kvælstofudvaskning fra stationsmarkerne kan relateres til landbrugspraksis ved en "ranking". Således blev der målt mindst udvaskning fra planteavlbrug, og størst udvaskning fra kvægbrugene. Udvaskningen steg med stigende dyretæthed, og stigende gødskningsniveau.
<i>Målt P-udvaskning fra rodzonen</i>	Udvaskning af fosfor fra rodzonen har været lav; denne blev for stationerne i lerjordsoplandene målt til gennemsnitlig 0.12 kg P/ha år ⁻¹ og for stationerne i sandjordsoplandene til 0.04 kg P/ha år ⁻¹ . Den højere udvaskning på lerjordene må tilskrives at enkelte stationer bidrager med særlig store mængder.
<i>Drænvandsundersøgelser</i>	<p>Drænvandsundersøgelser i to lerjordsoplande har vist en afstrømning af nitrat-kvælstof på gennemsnitlig 26 kg N/ha i 1990 og 19 kg N/ha i 1991. Afstrømningen af opløst ortho-fosfat fra dræn har udgjort gennemsnitlig 0.05 kg P/ha i 1990 og 0.03 kg P/ha i 1991. Disse mængder svarer i gennemsnit til ca 48% af kvælstofudvaskningen fra rodzonen og ca. 20% af fosfatudvaskningen fra rodzonen.</p> <p>I de to lerjordsoplande har udvaskning af organisk N fra dræn i 1990-91 udgjort ca. 6% af total N, mens udvaskning af partikulært P fra dræn har udgjort ca. 25% af total P.</p>



8. Modelberegning af kvælstofudvaskning fra rodzonen.

<i>Gennemførte beregninger</i>	Dette kapitel er en foreløbig præsentation af rodzonemodellen DAISY's anvendelighed til simulering af kvælstofudvaskningen fra rodzonen på stationsmarkerne i landovervågningsoplandene. Som nævnt i kapitel 4 er den nye version af DAISY blevet klar så sent, at det ikke har været muligt at foretage modelberegninger på alle stationsmarker. I kapitlet præsenteres imidlertid beregninger på både lerjord, sandjord og husdyrgødet henholdsvis handelsgødet jord.
<i>Beskrivelse af modellen</i>	DAISY er en detaljeret simuleringsmodel, som omfatter omdannelse og transport af vand, energi, kulstof og kvælstof. DAISY stiller store krav til inddata. Modellen er udviklet på Landbohøjskolen og er beskrevet af <i>Hansen et al. (1990)</i> .
<h3>8.1 Datagrundlag og forudsætninger for beregninger med DAISY</h3>	
<i>Klimadata</i>	DAISY kræver oplysninger om døgnmiddeltemperatur, nedbør og globalstråling. De benyttede klimadata er beskrevet tidligere i rapporten.
<i>Interviewundersøgelser</i>	De anvendte oplysninger om afgrøder, såning, høst, jordbehandling samt vandings- og gødningsmængder stammer fra amtskommunernes interviewundersøgelser.
<i>Hydrauliske parametre</i>	De hydrauliske parametre er fastlagt med udgangspunkt i målte retentionsdata og volumenvægte fra hver jordhorisont under stationsmarkerne. Hydraulisk ledningsevne er ikke målt og er derfor beregnet på grundlag af retentionskurverne ved hjælp af et teoretisk udtryk (<i>Kunze et al. 1968</i>) og understøttet af typeværdier for de pågældende jorder.
<i>Afgrøder</i>	DAISY indeholder på nuværende tidspunkt afgrødemoduler for 6 afgrøder. Kvælstoffikserende afgrøder kan ikke simuleres med modellen. I beregningen på station 6.1 er vist et forsøg på kompensation for denne mangel.
<i>Manglende inddata</i>	Oplysninger om arealanvendelse, gødskning m.m. haves for perioden 1988-1991. For at kunne initialisere jordens kvælstof- og kulstofpuljer i DAISY er starttidspunktet for beregningerne sat til 1. marts 1983. På grund af manglende inddata for perioden 1983-1987 er data for perioden 1988-1990 ekstrapoleret tilbage i tid. Dette gælder dog ikke klimadata, som kendes for hele perioden.
<i>Grundvand og dræning</i>	Den nedre randbetingelse for den jordsøjle, DAISY simulerer, kan specificeres enten som fri afdræning, et fastholdt grundvandsniveau eller i form af en grundvandstabel. Grundvandsniveauet pejles på alle stationsmarker og er indlagt i DAISY som grund-

vandstabeller. Ligesom arealanvendelsesdata er pejledata ekstrapoleret tilbage i tid til 1983. En del af stationsmarkerne i LOOP 1 og 4 er dræned. Dette kan ikke simuleres af DAISY.

Kulstof- og kvælstofindhold i husdyrgødning

De værdier for husdyrgødningens kulstof- og kvælstofindhold, der er anvendt i DAISY-beregningerne, stammer fra *Nielsen et al. (1992)*. Fordelingen af jordens organiske puljer m.h.t. en hurtig og en langsom omsætning er antaget at være 20:80 for kunstgødede marker (*Hansen et al.1990*). På husdyrgødede marker er et forhold på 23:77 anvendt.

8.2 Validering af rodzonemodellen DAISY

Datagrundlag

I det følgende er foretaget en validering af DAISY med henblik på udbyttesimulering og simulering af $\text{NO}_3\text{-N}$ i jordvæsken. Valideringen er udført på grundlag af det begrænsede antal beregninger, der præsenteres.

Vandbalancen må være i orden

For at kunne udføre en fornuftig simulering, er det et krav, at vandbalancen for den pågældende mark er korrekt. Vandbalancen påvirker udbyttet samt mineralisering, immobilisering og denitrifikation direkte og dermed koncentrationen af næringsstof i jordvæsken og udvaskning af næringsstof fra rodzonen.

Variabilitet i de hydrauliske parametre

En korrekt vandbalance indebærer, at de hydrauliske parametre - retentionskurve og ledningsevne, målte eller estimerede - skal give en dækkende beskrivelse af marken. Dette er ofte et stort problem, da variabiliteten på de jordfysiske og dermed de hydrauliske parametre normalt er meget høj. Samtidig er målinger af specielt hydraulisk ledningsevne tidskrævende og kostbar.

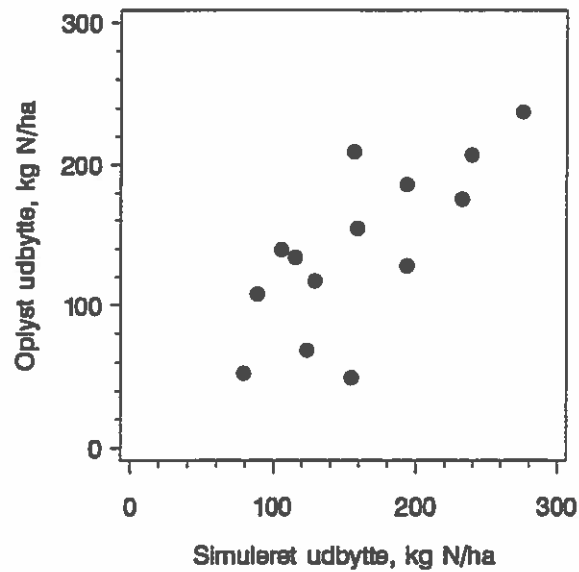
Makropore-flow

Ydermere kan der på strukturerede (lerede) jorde forekomme såkaldt makropore- eller bypass-flow. Forekomsten heraf detekteres ikke ved måling af retentionsdata, men kræver en direkte påvisning f.eks. i form af en farveopløsning, der hældes ud på jorden, hvorefter profilet udgraves. Indirekte kan makropore-flow påvises gennem opstilling af en hydrologisk model på f.eks. et drænopland. Her ses tilstedeværelsen af makropore-flowet som et hurtigere udslag på drænvandshydrografen efter nedbør end forklarligt udfra den hydrauliske ledningsevne i drænoplandet. Dansk Hydraulisk Institut (DHI) er for øjeblikket i færd med at foretage en hydrologisk modellering af LOOP 4 (Lillebæk) og har her med denne indirekte metode sandsynliggjort tilstedeværelsen af et udpræget makroporeflow i perioder med høj jordfugtighed og nedbør.

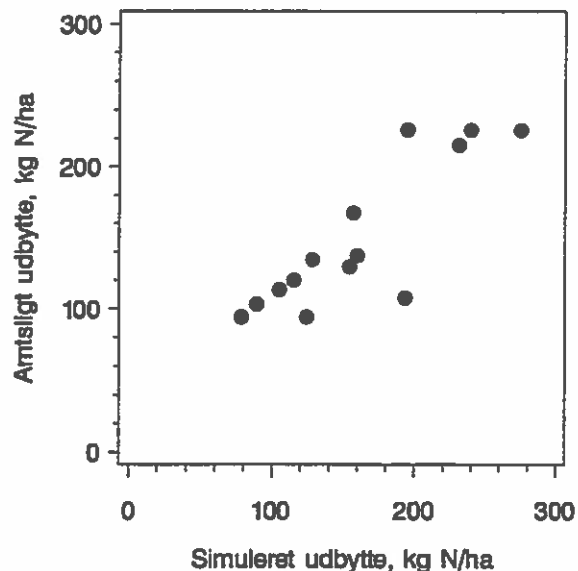
Betydningen af makropore-flow

Makropore-flow har den konsekvens, at en del af den infiltrerende nedbør føres udenom jordmatricen og direkte til dræn eller grundvand eller blot tilføres jordmatricen et stykke under jordoverfladen. Effekten på næringsstofudvaskningen er svær at modellere, idet koncentrationen i makroporeflowet kan være enten meget høj eller meget lav afhængig af, om der kort tid forinden er gødet eller ej. Desuden kræves information om makroporerne

vertikale udstrækning, idet vand og næringsstof, der tilføres rodzonen i større dybde stadig er til rådighed for planterne.



Figur 8.1 Sammenligning mellem oplyst og simuleret udbytte.



Figur 8.2 Sammenligning mellem amtslig udbytte-niveau og simuleret udbytte.

Beskrivelse af figurer og tabeller

I figurerne 8.1 og 8.2 er vist plots af simuleret udbytte mod henholdsvis oplyst udbytte og amtsligt udbytte-niveau. I figurerne 8.3 til 8.8 er vist plots af målt $\text{NO}_3\text{-N}$ -koncentration sammenholdt med simuleret koncentration i 2 dybder for lerjords-stationerne 1.1, 4.1, 4.6 og sandjords-stationerne 5.8 og 6.1. Plottene er kædet sammen med histogrammer over månedsnedbør. Til hver af figurerne hører desuden en tabel med nøgleoplysninger for simuleringerne: afgrøde, gødskning (HA = handelsgødning, HU = husdyrgødning), pløjetidspunkt samt oplyst og simuleret udbytte. Endelig er udvaskningstal givet, men ikke yderligere kommenteret, da modellen ikke kan valideres på disse. Dette skyldes, at "målt" udvaskning er produktet af modelberegnet afstrømning og målt $\text{NO}_3\text{-N}$ -koncentration. Modellsimuleringer indgår således i begge udvaskningstal.

Parametervariationer

De i rapporten viste simuleringer er resultat af variationer på den hydrauliske ledningsevne. Med udgangspunkt i ledningsevnen beregnet på grundlag af retentionskurven er der foretaget skaleringer i op- og nedadgående retning. Den benyttede ledningsevne er den, der har givet udbytte- og koncentrationssimuleringer tættest på det oplyste/målte.

Sammenligning med målte udbytter

8.2.1 Simulering af udbytter

Korrelationen mellem oplyst og simuleret udbytte er god. Ved et statistisk test mellem parvise observationer kan nulhypotesen - H_0 : der er ikke forskel på oplyst og simuleret udbytte - ikke forkastes ($P(|t| > t_{obs}) = 21.3\%$). Som forventet overestimerer DAISY udbyttet i en del tilfælde, sandsynligvis fordi væksthæmmende faktorer som svampe- og skadedyrsangreb, der kan have stor lokal betydning, ikke er med i modellen.

Sammenligning med amts-udbytter

Korrelationen bliver endnu bedre, når der sammenlignes med amtslige udbyttensniveauer ($P(|t| > t_{obs}) = 21.3\%$), idet effekten af marker, der som station 5.8 giver usædvanligt lave udbytter er udjævnet. Hvis der kan generaliseres ud fra disse få simuleringer, tyder sammenligningen med de amtslige udbyttensniveauer på, at modellen i en oplandsberegning vil give en rimelig estimering af det gennemsnitlige udbyttensniveau.

Dynamik

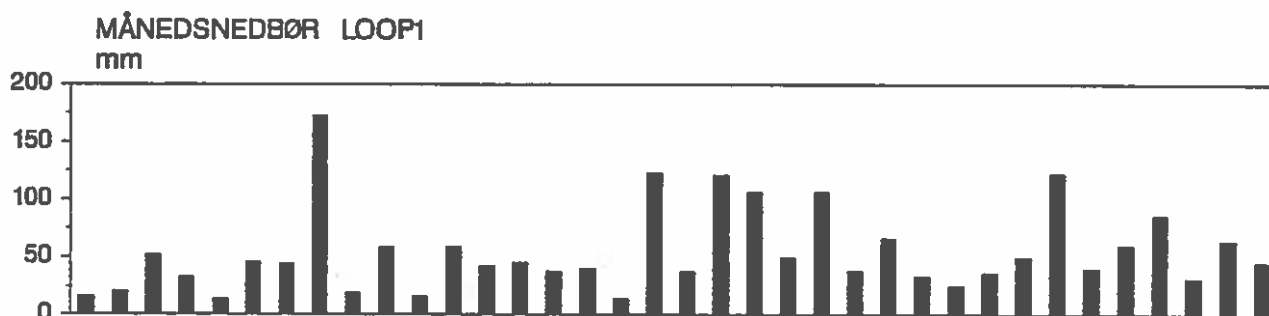
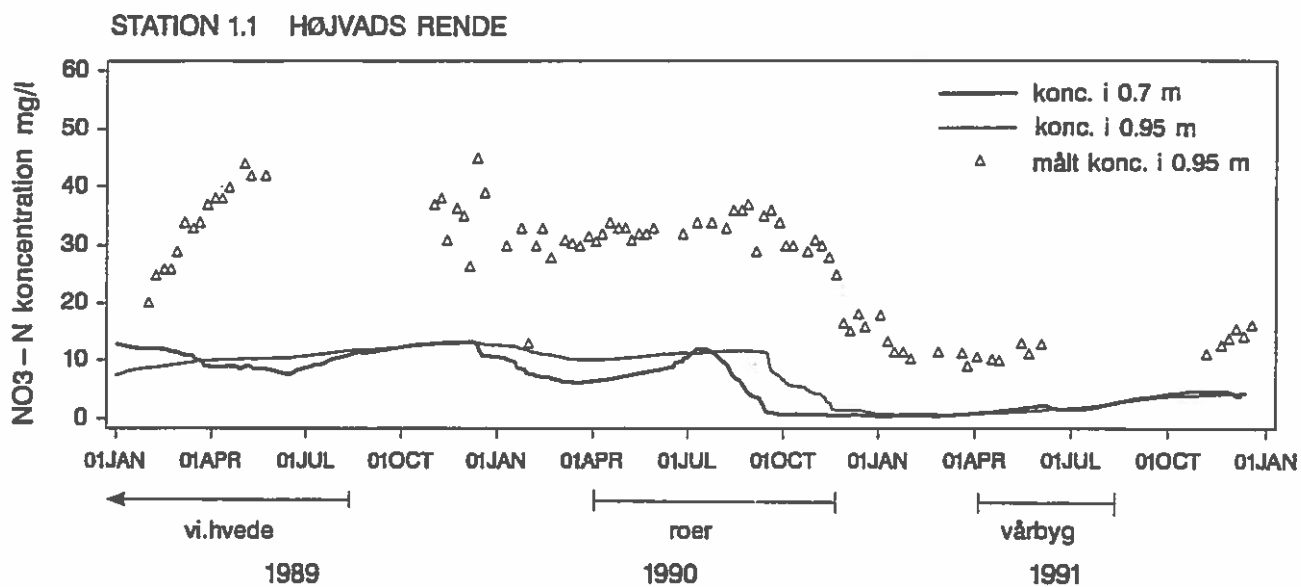
8.2.2 Simulering $\text{NO}_3\text{-N}$ -koncentration

Generelt er dynamikken i simuleringerne god, dog ses simuleringerne i en del tilfælde at passe bedre i 80 (70) cm's dybde end i den dybde, sugecellerne er placeret. Forklaringen på dette kan være, at de benyttede hydrauliske parametre ikke er fuldstændig dækkende for stationerne.

Simuleret koncentration lav på handelsgødede lerjorde

De simulerede koncentrationer på de handelsgødede lerjorde (station 1.1 og 4.1) ligger en del under de målte. Dette kan eventuelt skyldes en over-simulering af den kapillære vandhævning fra grundvandet, der ligger højt på specielt station 4.1. Herved sker der en fortynding af jordvæsken. Over-simuleringen er forårsaget af, at DAISY ikke tager hensyn til hysteresis. Det er muligt, at problemet kan omgås ved at indlægge et lag i jordprofilen lige over grundvandet med en lavere ledningsevne end i resten af profilet (*H. Svendsen, Landbohøjskolen, pers.medd.*). Desuden vides det som nævnt, at makropore-flow forekommer i hvert fald i LOOP 4. Da DAISY ikke tager hensyn til makropore-flow men leder hele den infiltrerende nedbør gennem jordmatrixen, bliver den simulerede koncentration herved lav. I figur 8.4 er vist et forsøg på indlægge bypass-flow: Beregnede værdier for stationen er leveret af DHI. Disse fratrækkes nedbøren, hvorved en mindre vandmængde tilføres jordmatrixen. Der ses en lille effekt i form af højere koncentration og bedre simuleret dynamik, specielt i 80 cm's dybde. I de tilfælde, hvor makroporerne udmunder i rodzonen, er den benyttede fremgangsmåde ikke anvendelig, idet vand og eventuel opløst næringsstof så tilføres rodzonen og dermed stadig er tilgængelig for planterne. Denne omgåelse (bypass) af blot en del af rodzonen er ikke mulig at simulere i DAISY.

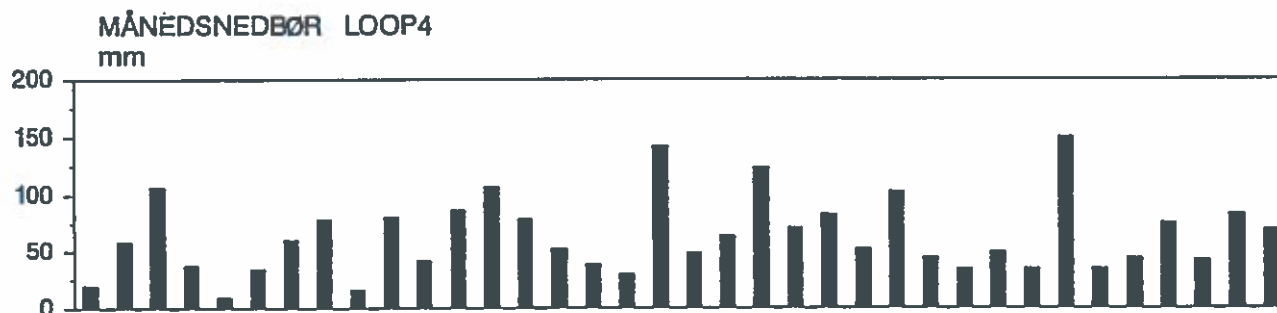
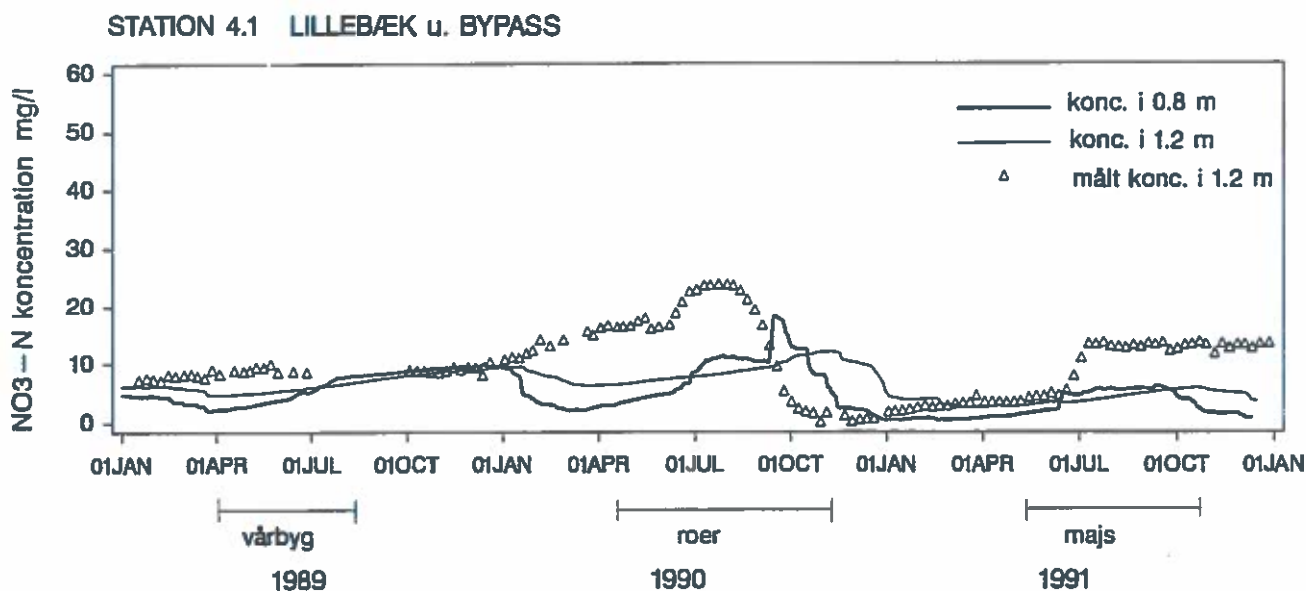
station 1.1	1989	1990	1991
afgrøde	vi.hvede kg N/ha	roer kg N/ha	vårbyg kg N/ha
målt udbytte	209	134	139
sim. udbytte	157	115	106
reg. udbytte	168	120	114
sim. udvaskn. "målt" udv.	12 25	20 64	5 32
gødskning	20/3: 103 (Ha) 1/5: 103 (Ha)	2/4: 128 (Ha)	25/3: 110 (Ha)
pløjning	-	25/11	6/10



Figur 8.3 Sammenligning af målt og simuleret NO₃-N-koncentration på station 1.1, samt nøgleoplysninger for stationen

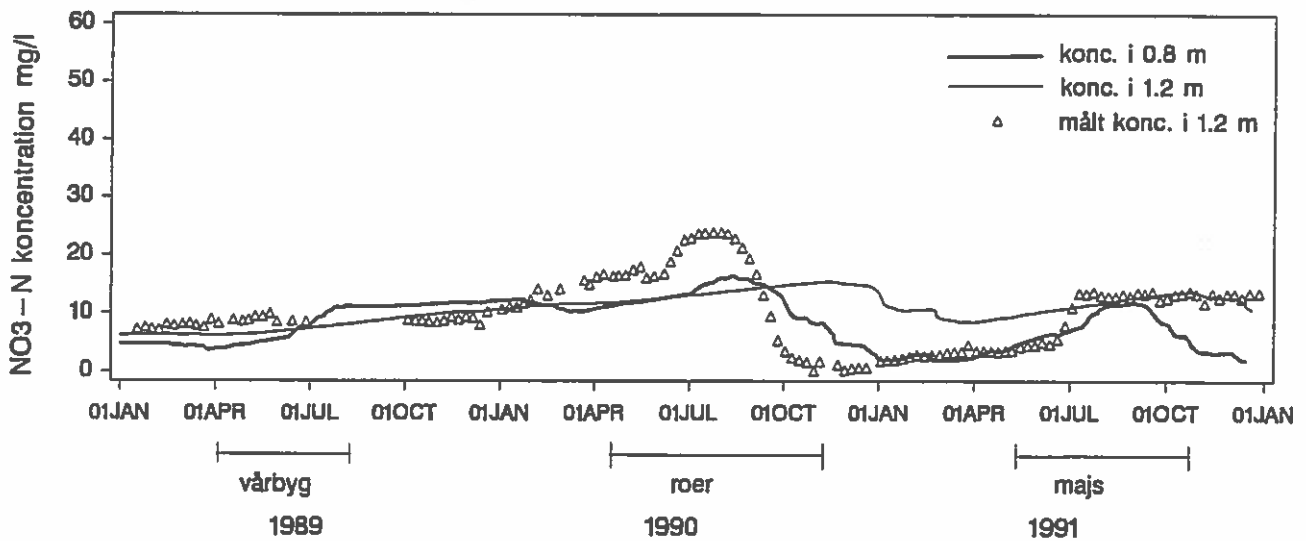
top ikke medregnet
landsudbytteneiveau

station 4.1	1989	1990	1991
afgrøde	vårbyg (kg N/ha)	roer (kg N/ha)	majs kg N/ha
målt udbytte	109	154 ⁾	186
sim.udb.+BYPASS	89	160 ⁾	194
sim.udb.-BYPASS	91	135 ⁾	185
Regionalt udb.	104	137 ⁾	226 ⁾
sim.udv.+BYPASS	1	7	2
sim.udv.-BYPASS	9	28	8
"målt" udv.+BYPASS	14	3	4
"målt" udv.-BYPASS	14	22	24
gødskning	1/4: 119 (Ha)	4/4: 168 (Ha)	12/5: 164 (Ha)
pløjning	15/11	10/11	15/11

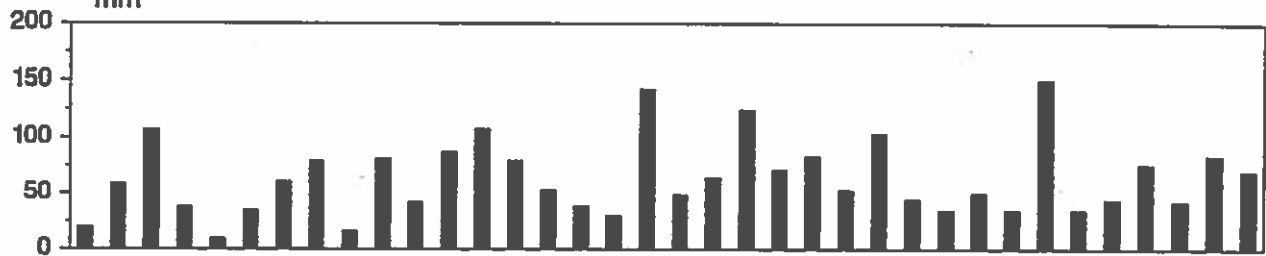


Figur 8.4 Sammenligning af målt og simuleret NO₃-N-koncentration på station 4.1, samt nøgleoplysninger for stationen.

STATION 4.1 LILLEBÆK m. BYPASS

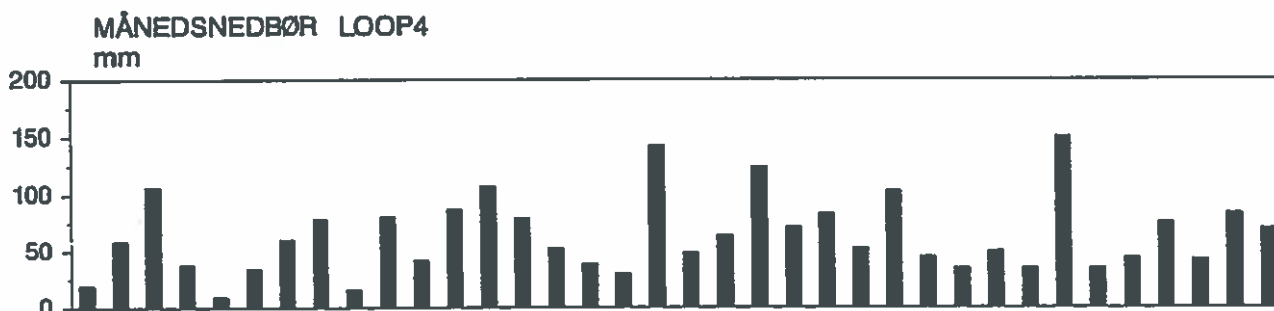
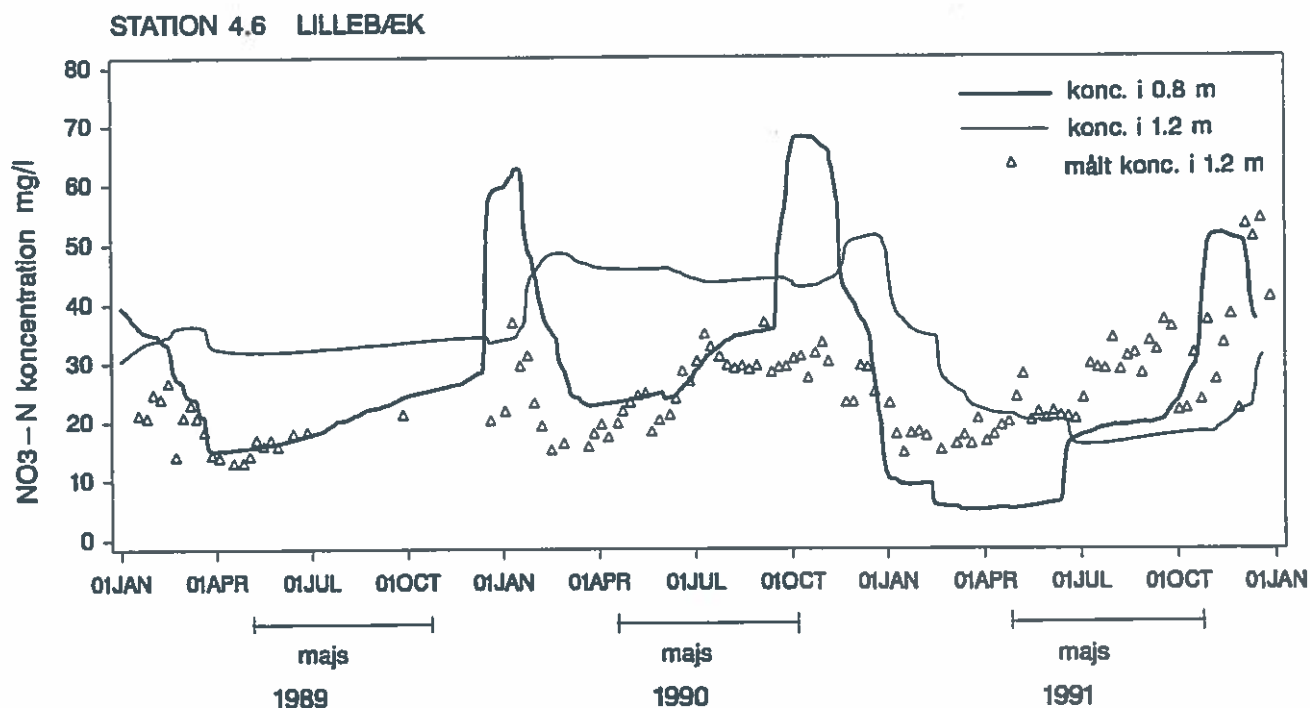


MÅNEDSNEDEBØR LOOP4
mm



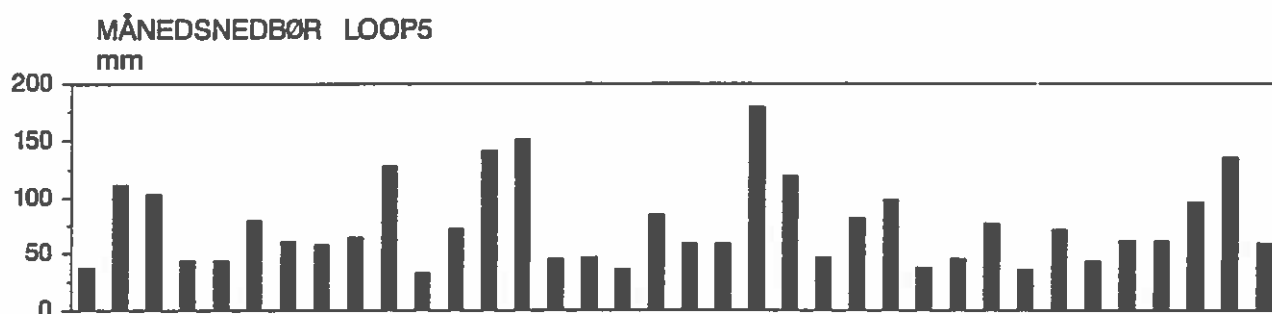
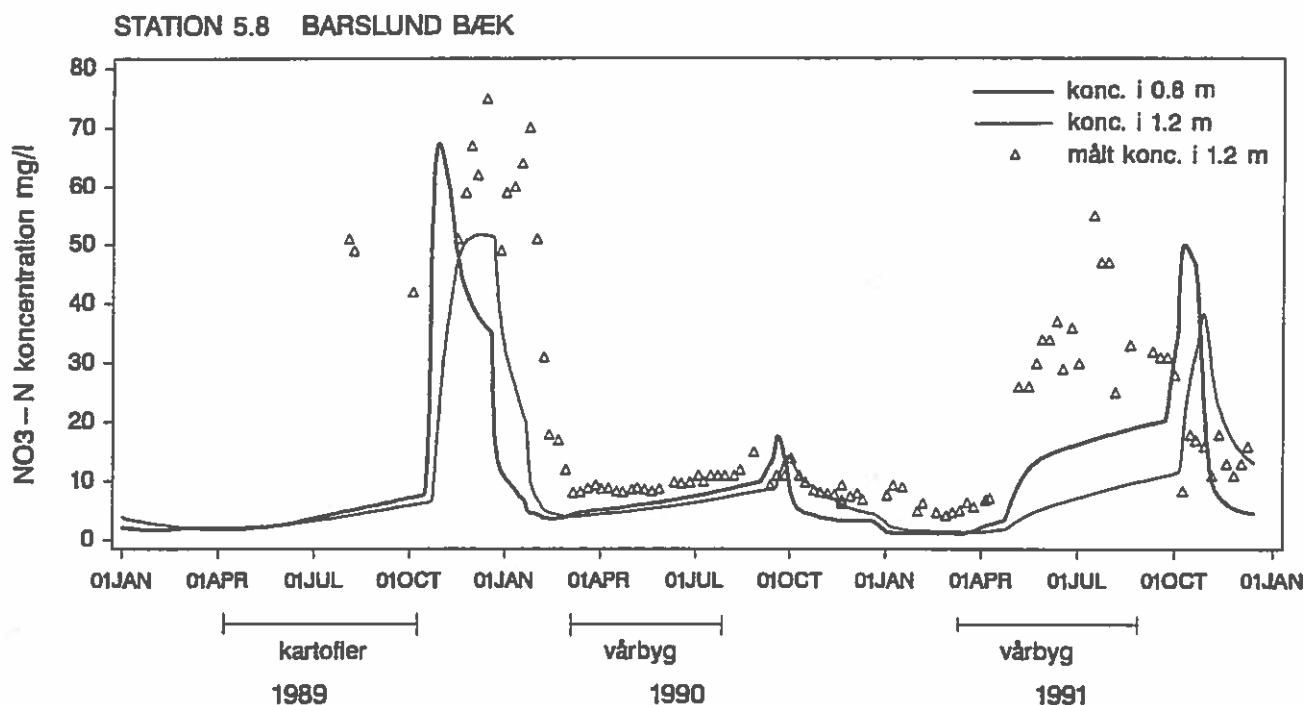
Figur 8.5 Sammenligning af målt og simuleret NO₃-N-koncentration på station 4.1 med bypass-flow indlagt.

station 4.6	1989	1990	1991
afgrøde	majs kg N/ha	majs kg N/ha	majs kg N/ha
målt udbytte	176	238	207
sim. udbytte	232	275	239
reg. udbytte	216	226	226
sim. udvaskn. "målt" udv.	68 36	181 92	98 95
gødskning	20/4: 260 (Hu) 1/5: 11 (Ha) 4/5: 60 (Ha)	20/4: 95 (Ha) 11/4: 278 (Hu)	20/4: 114 (Ha) 24/4: 8 (Ha) 16/4: 216 (Hu)
pløjning	25/4	11/4	16/4



Figur 8.6 Sammenligning af målt og simuleret N₃-N-koncentration på station 4.6, samt nøgleoplysninger for stationen.

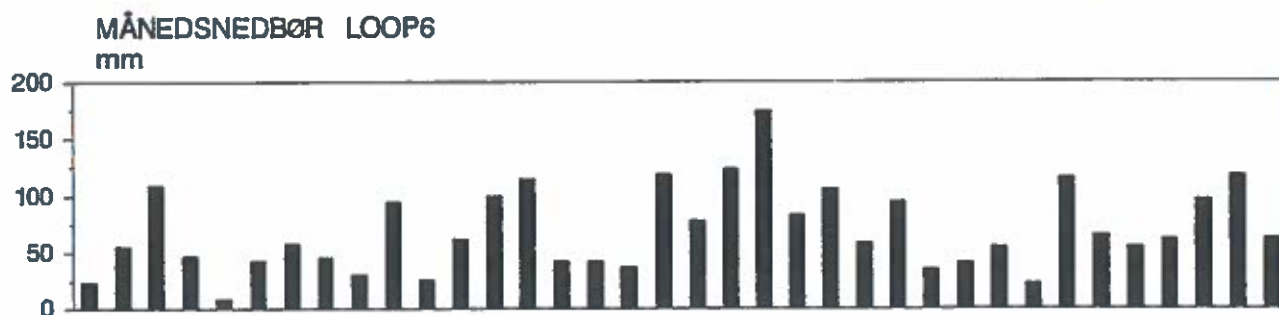
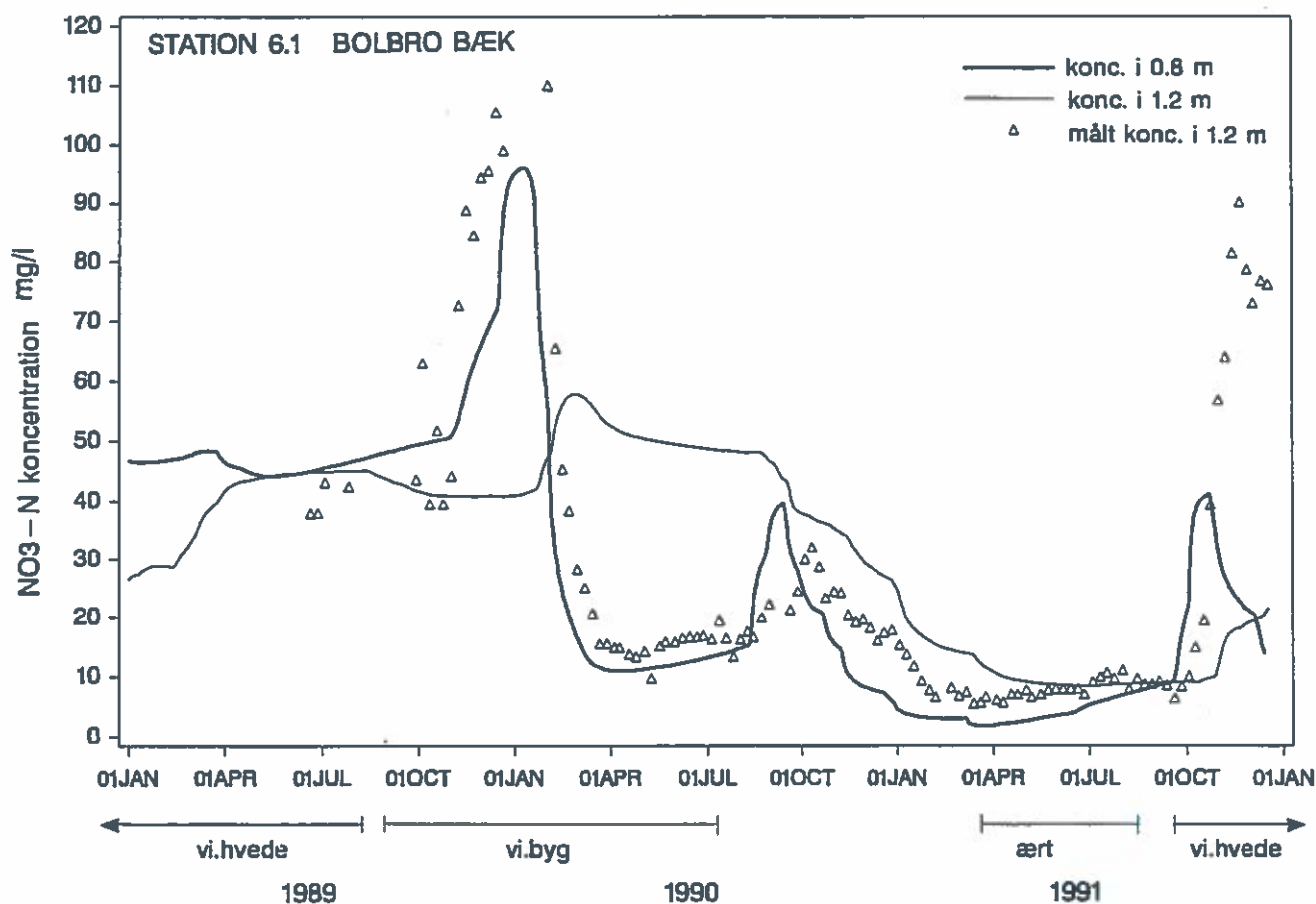
station 5.8	1989	1990	1991
afgrøde	kartofler kg N/ha	vårbyg kg N/ha	vårbyg kg N/ha
målt udbytte	49	69	53
sim. udbytte	155	124	79
reg. udbytte	130	94	94
sim. udvaskn. "målt" udv.	60 -	48 138	61 71
gødskning	5/4: 156 (Ha) 14/4: 28 (Ha)	8/3: 149 (Ha)	10/3: 18 (Ha) 14/3: 123 (Ha)
pløjning	ca. 15/11	ca. 15/11	ca. 1/12



Figur 8.7 Sammenligning af målt og simuleret NO₃-N-koncentration på station 5.8m samt nøgleoplysninger for stationen.

*) Daisy kan ikke simulere kvælstoffikserende afgrøder

station 6.1	1989	1990	1991
afgrøde	vi.hvede kg N/ha	vi.byg kg N/ha	markært kg N/ha
målt udbytte	118	128	142
sim. udbytte	129	194	-*)
reg. udbytte	134	108	
sim. udvaskn. "målt" udv.	120 -	235 238	90 176
gødskning	22/4: 38 (Hu) 22/4: 83 (Ha) 1/5: 75 (Ha) 25/8: 85 (Hu)	21/3: 81 (Ha) 20/4: 41 (Ha) 28/4: 37 (Hu)	19/3: 86 (Hu)
pløjning	26/8	30/9	19/3, 8/9



Figur 8.8 Sammenligning af målt og simuleret $\text{NO}_3\text{-N}$ -koncentration på station 6.1, samt nøgleoplysninger for stationen.

En anden forklaring kan være, at mineraliseringsbidraget fra jordens organiske pulje på de handelsgødede lerjorde er estimeret for lavt, idet koncentrationsniveauet ligger højt på lerjordsstationen 4.6, der modtager husdyrgødning. Det står endnu uprøvet at justere på mineraliseringsparametrene. En sådan justering skal naturligvis ligge indenfor hvad der fra eksperimentelle undersøgelser vides at være et gyldigt bånd for den pågældende jordtype. Ligeledes skal effekten heraf iagttages på udviklingen over en lang årrække i den organiske pulje. Denne udvikling skal svare til hvad der er målt i f.eks. de lanvarige gødningsforsøg på Askov ler- og sandmark (Koføed,1982).

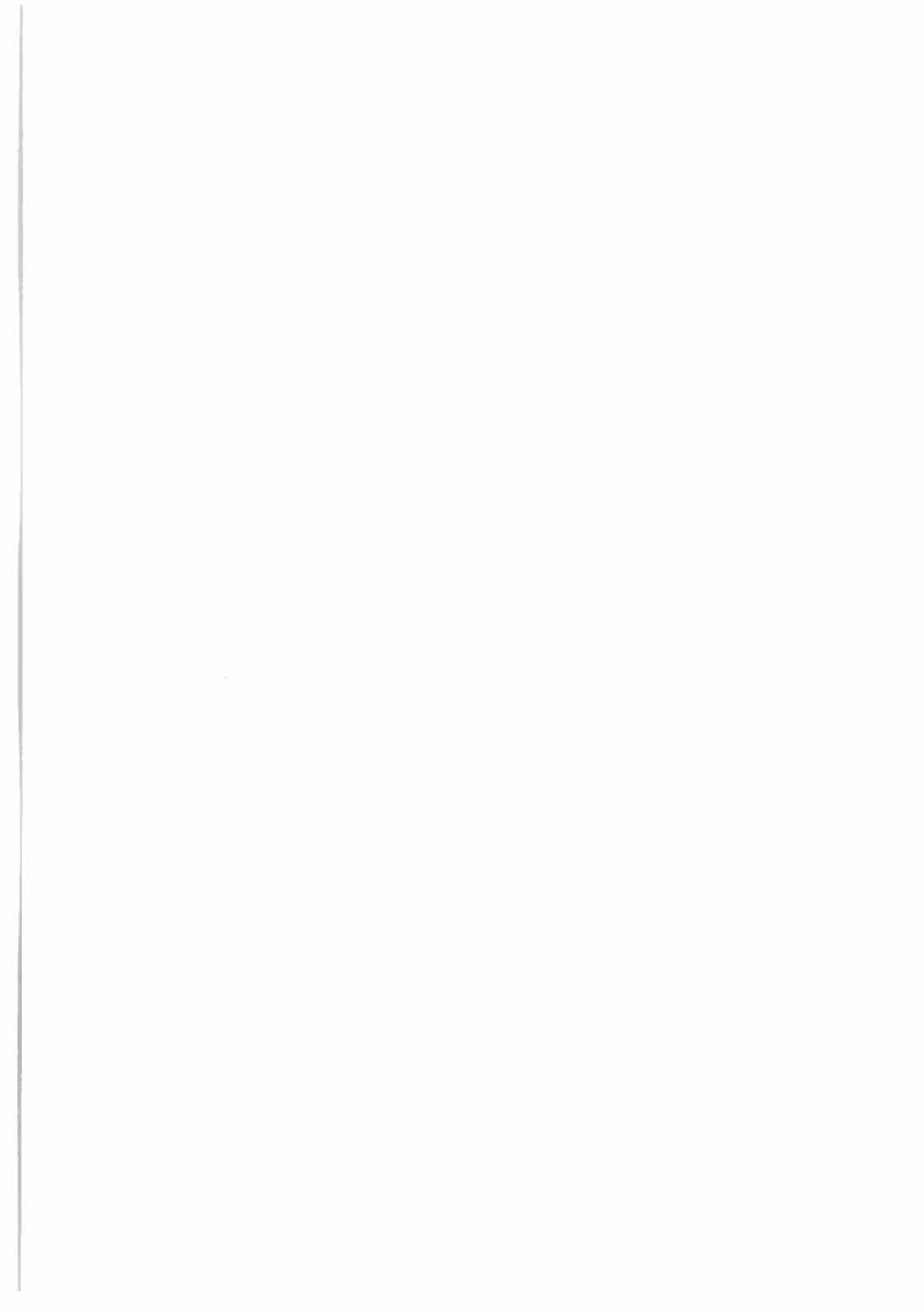
Simuleret koncentration rimelig på husdyrgødede jorder

Dynamikken og koncentrationsniveauet for de husdyrgødede marker (station 4.6 og 6.1) følger nogenlunde det observerede - dog igen især i 80 cm's dybde. På station 6.1 har der i 1991 været dyrket ærter; en kvælstoffikserende afgrøde, som DAISY ikke indeholder et afgrødemodul for. I simuleringen er den mængde kvælstof, der af den kvælstoffikserende ærte-afgrøde efterlades i jorden indeholdt i rod, stub og nedmuldet halm, beregnet på grundlag af det oplyste udbytte. Denne mængde kvælstof er i simuleringen tilført marken i form af organisk stof på det tidspunkt, ærten høstes. Det ses, at der er et udslag herfor i den simulerede koncentration. Dog er udslaget for lille og tidsligt forskudt, hvilket tyder på, at mineraliseringen af det påførte organiske stof har været langsommere, end for ærte-afgrøderesterne.

Sammenfatning

Rodzonemodellen DAISY er en kompliceret model, der stiller høje krav til inddata, som kan være svære at honorere. Dette skyldes, at der er tale om simulering af biologiske og fysiske systemer, der kan være vanskelige eller umulige at klarlægge fuldstændigt gennem målinger. Derfor er de informationer, der kan skaffes på anden vis -f.eks. gennem opstilling af en hydrologisk model - særdeles værdifulde. Desuden kan det være nødvendigt under skyldig hensyntagen til gyldighedsområdet for modellens parametre, at justere modellen ind til det område, man ønsker at opsætte den for.

Det er ikke holdbart at drage håndfaste konklusioner på basis af det præsenterede materiale. Imidlertid er der tegn på, at udbytte-simuleringen er fornuftig. Med hensyn til simuleringen af koncentrationsniveauet er billedet mere broget, idet simuleringen er nogenlunde på visse stationer og ikke tilfredsstillende på andre. Der er imidlertid ovenstående skitseret ideer til, hvordan simuleringerne muligvis kan forbedres. Disse ideer vil DMU arbejde videre med i den kommende tid.



9. Grundvand

9.1 Indledning

I dette kapitel beskrives årsvariationer i grundvandets nitratindhold i forskellige dybder under terræn i de enkelte oplande. Endvidere præsenteres årsvariationer i grundvandets indhold af ammonium, orthophosphat, kalium, klorid og sulfat. Grundvandspejledata er omtalt i afsnit 7.1.2.

9.2 Grundvandsanalyser

Der er foretaget mellem 79 og 254 nitratanalyser i hvert af de 6 oplande i 1991 (tabel 9.1 og 9.2). Grundvandsprøverne er udtaget fra landovervågningsoplandenes grundvandsreder og for sandjordsoplandene tillige fra markvandingsboringer.

Tabel 9.1 Antal nitratanalyser, lerjordsoplande.

Filterdybde (m u.t.)	LOOP 1			LOOP 3			LOOP 4		
	'89	'90	'91	'89	'90	'91	'89	'90	'91
1.5	8	70	39	13	41	17	5	6	6
3	82	132	90	36	56	32	50	54	61
5	103	137	101	45	37	30	86	93	111
5-10	-	-	-	-	-	-	9	10	14
10-20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-40	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40-60	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 9.2 Antal nitratanalyser, sandjordsoplande.

Filterdybde (m u.t.)	LOOP 2			LOOP 5			LOOP 6		
	'89	'90	'91	'89	'90	'91	'89	'90	'91
1.5	9	44	14	12	148	106	37	114	51
3	51	73	58	40	150	122	71	132	103
5	60	90	85	-	-	-	-	-	-
5-10	2	4	3	-	-	17	-	2	3
10-20	4	8	5	-	2	9	-	2	4
20-40	6	12	8	-	-	-	-	1	-
40-60	4	8	2	-	-	-	-	-	-

Det er udtaget grundvandsprøver fra mellem 38 og 59 filtre i de 6 oplande i 1991 (tabel 9.3 og 9.4).

Tabel 9.3 Antal anvendte prøvetagningsfiltre, lerjordsoplände.

Filterdybde (m u.t.)	LOOP 1			LOOP 3			LOOP 4		
	'89	'90	'91	'89	'90	'91	'89	'90	'91
1.5	8	19	18	7	16	10	4	4	5
3	16	19	18	15	17	14	16	13	13
5	20	19	20	16	15	15	18	18	18
5-10	-	-	-	-	-	-	2	2	2
10-20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-40	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40-60	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 9.4 Antal anvendte prøvetagningsfiltre, sandjordsoplände.

Filterdybde (m u.t.)	LOOP 2			LOOP 5			LOOP 6		
	'89	'90	'91	'89	'90	'91	'89	'90	'91
1.5	6	12	8	12	25	25	22	23	19
3	15	15	12	25	25	25	25	25	25
5	17	16	17	-	-	-	-	-	-
5-10	1	1	1	-	-	6	-	2	2
10-20	2	2	2	-	2	2	-	2	2
20-40	3	3	3	-	-	-	-	1	-
40-60	1	2	1	-	-	-	-	-	-

På grund af sikkerhedsmæssige problemer med grundvandsreder-
nes montejustpumper er der ikke gennemført en regelmæssig
prøvetagning i 1991 (tabel 9.5).

Tabel 9.5 Måleperiode 1991.

LOOP 1	januar - april og oktober - december
LOOP 2	august - december
LOOP 3	januar - juni og oktober - december
LOOP 4	maj - december
LOOP 5	maj - december
LOOP 6	januar - februar og juni - december

tratanalyser mindre end for de øvrige lerjordsoplande (tabel 9.1 og 9.2). Prøvetagningen formodes i LOOP 3 i højere grad at ske fra mindre usammenhængende sekundære grundvandsmagasiner, hvorfor billedet af årsvariationen er mere diffust end for de 2 øvrige lerjordsoplande.

I LOOP 1 og 4 måles de største koncentrationer i nedsvivningsperioden (vinterhalvåret). Maksimum er forskudt fra år til år og fra opland til opland, og der kan være flere maksima/minima inden for samme år. Dog ses et fald i nitratkoncentrationen i 3 og 5 meters dybde i LOOP 1 og 4 primo 1990 og primo 1991.

Nitratkoncentrationen aftager med dybden. I LOOP 1 og 3 mest markant fra 1.5 til 3 meter under terræn og i LOOP 4 fra 3 til 5 meter under terræn.

Der ses ingen generel tendens til fald i nitratkoncentrationen i perioden 1989 til 1991 i det øvre grundvand i de 3 lerjordsoplande.

9.3.2 Sandjordsoplande

Figuren 9.2 viser den gennemsnitlige variation i nitratkoncentrationen 1.5 m, 3 m og 5 m under terræn i LOOP 2 og i det øvre filter (1 - 2 m under terræn) og i det nedre filter (2 - 3 m under terræn) i LOOP 5 og 6 for perioden 1989 til 1991. I LOOP 5 og 6 startede målingerne dog først i efteråret 1989.

Udsvinget i årsvariationen i nitrat i sandjordsoplandene aftager som i lerjordsoplandene med dybden.

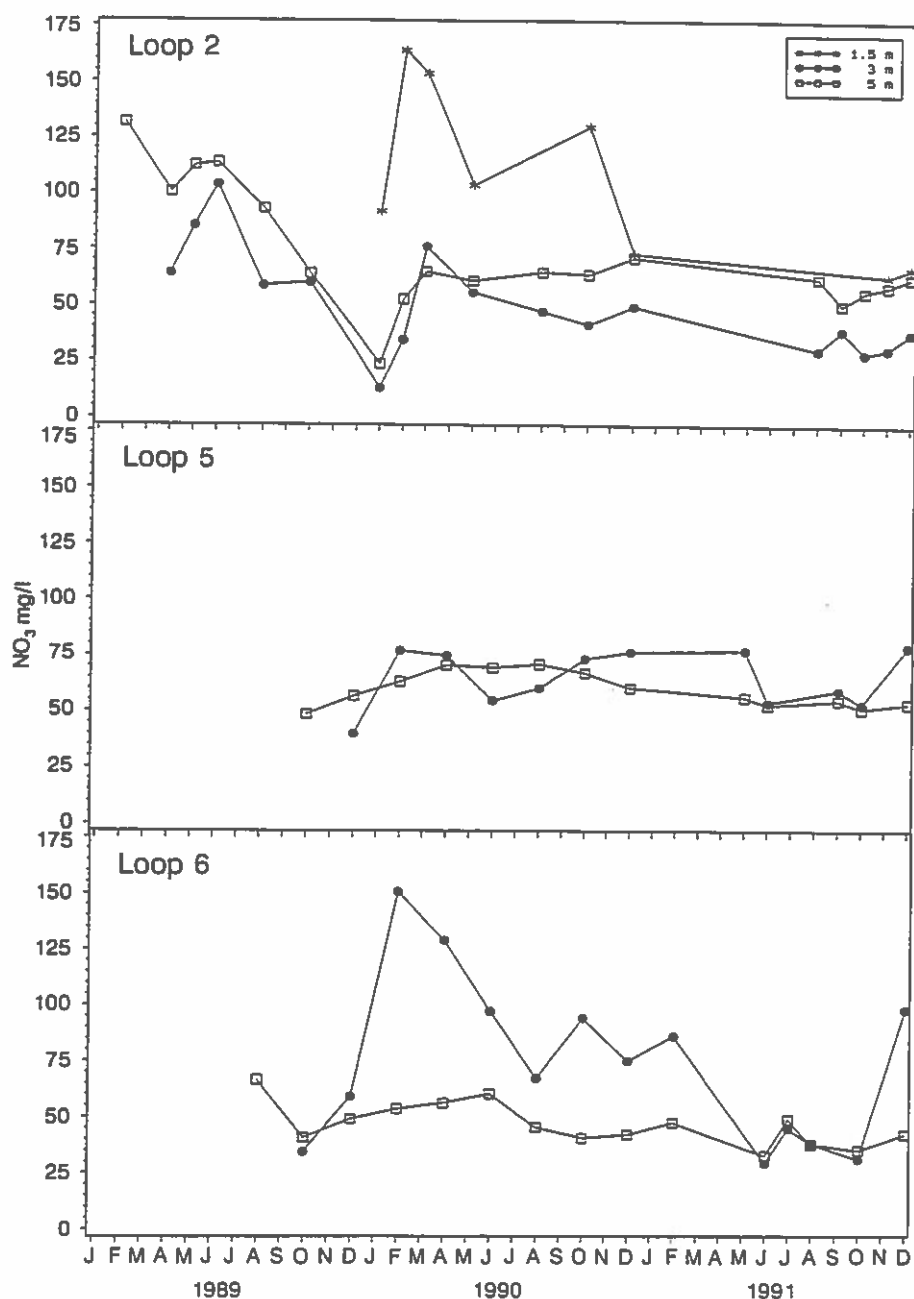
Omkring årsskiftet 1989/1990 ses i LOOP 2 et markant fald i nitratkoncentrationen 3 og 5 meter under terræn, herefter følger et ret konstant og højere koncentrationsniveau i efterårene 1990 og 1991. Det gennemsnitlige nitratindhold er højere i grundvand udtaget 5 meter under terræn end 3 meter i LOOP 2, hvilket der endnu ikke er fundet nogen forklaring på.

I LOOP 5 og 6 ses i sommerperioden i 1990 og 1991 en lavere nitratkoncentration end i den forudgående periode 1 - 2 meter under terræn. Den gennemsnitlige nitratkoncentrationen 1 til 2 meter under terræn er højere eller i perioder på samme niveau som 2 - 3 meter under terræn.

Der ses ingen generel tendens til fald i nitratkoncentrationen i perioden 1989 til 1991 i det øvre grundvand i de 3 sandjordsoplande.

9.4 Årsvariation for udvalgte parametre

I den følgende vurdering af årsvariationer i grundvandets indhold af ammonium, orthofosfat, kalium, klorid og sulfat anvendes gennemsnitskoncentrationer på oplandsniveau fra de dybeste

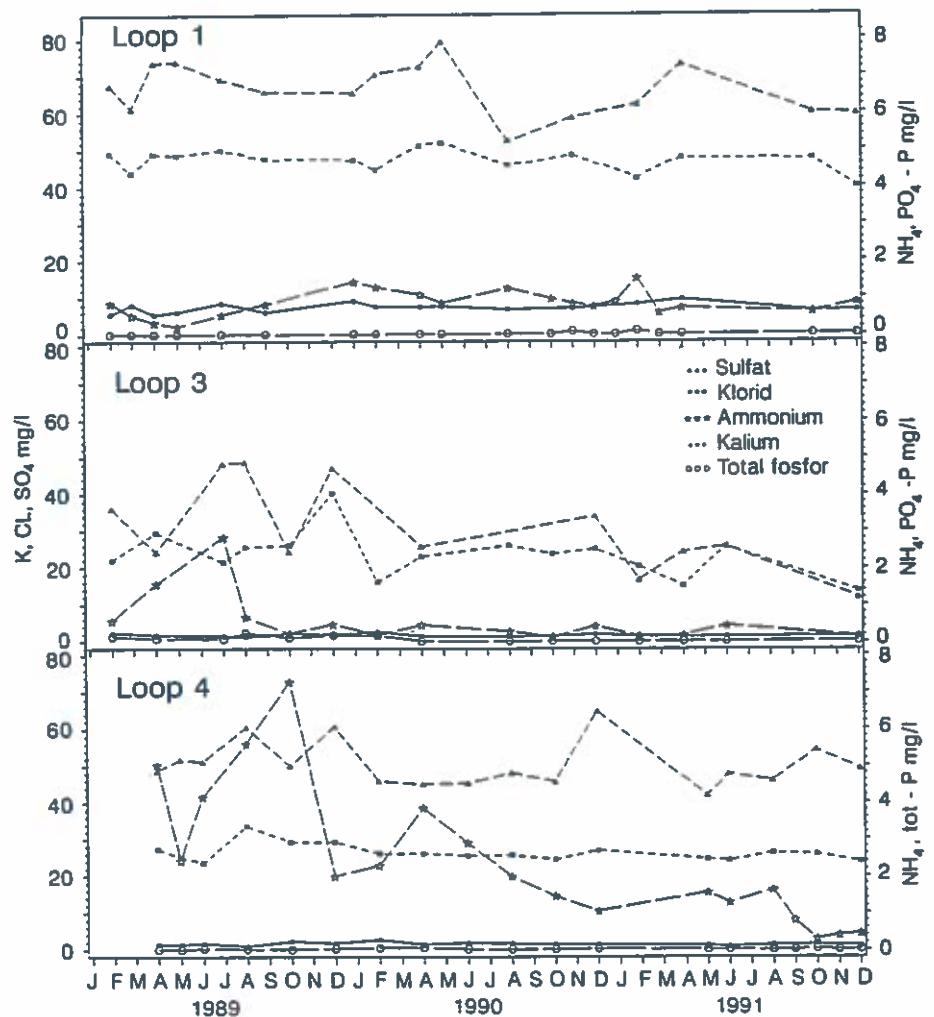


Figur 9.2 Årsvariation for nitrat i LOOP 2, 5 og 6.

filtre. Det vil sige, i LOOP 1, 2, 3 og 4 anvendes analyser fra grundvandsprøver udtaget 5 meter under terræn og i LOOP 5 og 6 analyseresultater fra prøver udtaget 2 til 3 meter under terræn (figurene 9.3 og 9.4). Fra LOOP 1, 3 og 5 indgår således også i de beregnede gennemsnit analyser fra de få filtre (henholdsvis 1, 2 og 2), der er placeret i skov eller på marker med vedvarende græs.

Årsvariationen illustreres ved månedsgennemsnit, der er udregnet på grundlag af alle analyser foretaget i den pågældende dybde i den pågældende måned. Dog er et månedsgennemsnit kun medtaget, når der er foretaget mindst 3 målinger pr. LOOP i den pågældende dybde i den pågældende måned.

Da grundvandsprøvetagningen ikke har været kontinuert i 1991 (tabel 9.5) er den viste årsvariation fra 1991 mangelfuld.



Figur 9.3 Årsvariation for ammonium, orthofosfat-P, kalium, klorid og sulfat i grundvand 5 meter under terræn i LOOP 1, 3 og 4.

Orthofosfat

Det gennemsnitlige orthofosfatindhold (LOOP 4: total-fosfor) i grundvandet (5 meter under terræn i LOOP 1, 2, 3 samt 4 og 2 - 3 meter under terræn i LOOP 5 og 6) er lavt, mindre end 0.1 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$. Årsvariationen er meget lille, og den gennemsnitlige månedskoncentration når kun undtagelsesvis over 0.2 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$. Det højst tilladelige total-fosforindhold i drikkevand er 0.15 mg P/l.

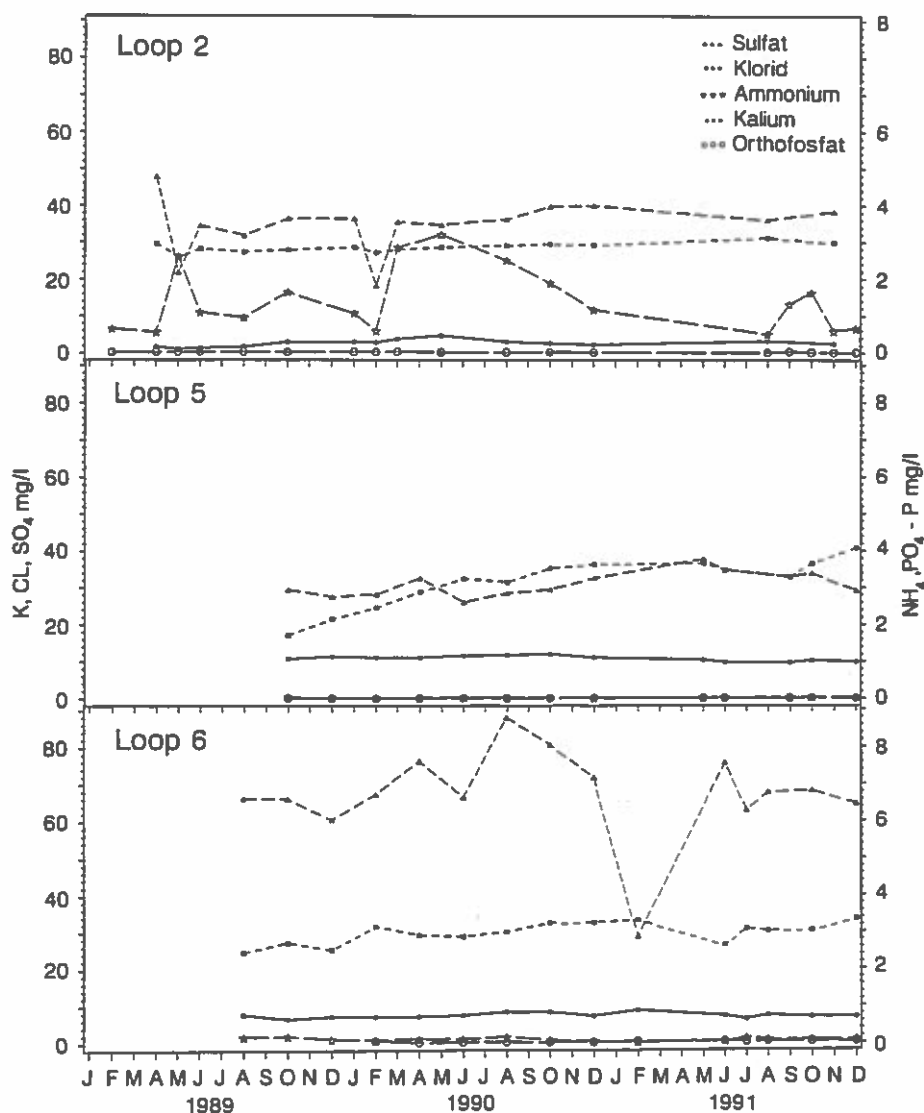
Ammonium

I sandjordsoplandene LOOP 5 og 6 er ammoniumindholdet generelt lavt, mindre end 0.2 mg $\text{NH}_4\text{/l}$, og årsvariationen er ringe. I de øvrige oplande ses årsmaksima på mellem 1.5 og 8 mg $\text{NH}_4\text{/l}$. I LOOP 3 og 4 ses et fald i ammoniumkoncentrationen i grundvand udtaget 5 meter under terræn i måleperioden. De høje ammoniumkoncentrationer i starten af måleperioden er sandsynligvis en følge af etableringsarbejdet. I LOOP 1 og 2 ligger ammoniumindholdet generelt over 0.5 mg $\text{NH}_4\text{/l}$ og årsvariationen er på 1 - 4 mg $\text{NH}_4\text{/l}$.

Det højst tilladelige ammoniumindhold i drikkevand er 0.5 mg $\text{NH}_4\text{/l}$

Kalium

Årsvariationen i grundvandets kaliumindhold er lille. Det gennemsnitlige kaliumindhold varierer mellem 1 og 4 mg K/l i



Figur 9.4 Årsvariation for ammonium, orthofosfat-P, kalium, klorid og sulfat i grundvand 5 meter under terræn i LOOP 2 og 2-3 meter under terræn i LOOP 5 og 6.

LOOP 2, 3 og 4 og mellem 5 og 10 mg K/l i LOOP 1, 5 og 6. I LOOP 1 og 6 svarer det forholdsvis høje kaliumindhold i grundvandet til indholdet i drikkevandet i områderne, hvorimod grundvandets kaliumindhold i LOOP 5 er forhøjet (Gosk et al., 1990).

Det højst tilladelige kaliumindhold i drikkevand er 10 mg K/l.

Klorid

I LOOP 2 og 6 er årsvariationen i grundvandets kloridindhold ringe. Koncentrationen ligger mellem 20 og 30 mg Cl/l. I LOOP 3 er der i måleperioden en variation på mellem 15 og 40 mg Cl/l, men ingen markant stigende eller faldende tendens. I LOOP 5 stiger det gennemsnitlige kloridindhold fra 15 til 40 mg Cl/l gennem måleperioden.

Det højst tilladelige kloridindhold i drikkevand er 300 mg Cl/l. Den naturlige baggrundsværdi (nedbør- og fordampningsbetinget) er 15 - 30 mg Cl/l i grundvand.

Sulfat

Sulfatindholdet i grundvandet ligger mellem 20 og 80 mg SO₄/l i

de 6 oplande, og årsvariationen i de enkelte oplande er 10 - 50 mg SO_4/l . Koncentrationsniveauet er konstant i måleperioden. Det højst tilladelige sulfatindhold i grundvand er 250 mg SO_4/l .

9.5 Sammenfatning

Der ses ingen generel tendens til fald i nitratkoncentrationen i det øvre grundvand i de 3 lerjordsoplande og i de 3 sandjordsoplande i perioden 1989 til 1991.

Det gennemsnitlige orthophosfatindhold i grundvandet (5 meter under terræn i LOOP 1, 2, 3 samt 4 og 2 - 3 meter under terræn i LOOP 5 og 6) er lavt, mindre end 0.1 mg $\text{PO}_4\text{-P}/\text{l}$, og årsvariationen er meget lille.

I sandjordsoplandene LOOP 5 og 6 er ammoniumindholdet generelt lavt og årsvariationen er ringe. I LOOP 3 og 4 ses et fald i ammoniumkoncentrationen i grundvandet i måleperioden. De høje ammoniumkoncentrationer i starten af måleperioden er sandsynligvis en følge af etableringsarbejdet. I LOOP 1 og 2 ligger ammoniumindholdet generelt over 0.5 mg NH_4/l og årsvariationen er på 1 - 4 mg NH_4/l .

Kaliumindholdet er konstant i grundvandet i måleperioden i alle oplandene.

Kloridindholdet i grundvandet i LOOP 1, 2, 3, 4 og 6 er ret konstant i måleperioden. I LOOP 5 stiger det gennemsnitlige kloridindhold i grundvandet fra 15 til 40 mg Cl/l .

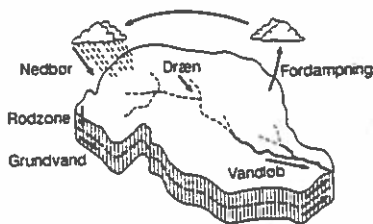
Årsvariationen i sulfatindholdet i de enkelte oplande er 10 - 50 mg SO_4/l , men koncentrationsniveauet er konstant i måleperioden.

10. Afstrømning, koncentration og transport af næringsstoffer i vandløb

Vandløbsmålinger

Koncentrationen og transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene inden for overvågningsoplandene afspejler den integrerede respons fra et dyrket afstrømningsområde, der er underlagt forskellige naturgivne betingelser med hensyn til f.eks. klima, geologi og topografi.

Kvælstofkredsløb



Figur 10.1 Principskitse af vandets kredsløb inden for et opland.

Tabet af kvælstof fra dyrkede arealer tilføres hovedsageligt vandløb med det tilstrømmende grundvand og overfladenære vand. Det hydrologiske forhold inden for oplandet er derfor afgørende for den tidsmæssige forsinkelse, hvormed vand med dets indhold af kvælstof når frem til vandløb (figur 10.1). Undervejs kan kvælstof fjernes via denitrifikation i jorden, i grundvandet og i våde enge (Jacobsen *et al.*, 1990; Ambus og Hoffmann, 1990). Inden for oplande hvor de hydrogeologiske forhold betinger, at størstedelen af det nedsivende vand fra rodzonen går til grundvand, vil der først efter en længere måleperiode kunne registreres ændringer i kvælstoftabet via vandløb, som følge af ændringer i arealanvendelsen og dyrkningspraksis. Derimod vil ændringer hurtigt kunne registreres i vandløb, der afvander oplande med en stor overfladenær afstrømning.

Fosforkredsløb

Tabet af fosfor fra dyrkede arealer sker både via udvaskning og erosion. Hertil kommer, at fosforudledninger fra spredt bebyggelse, mindre bysamfund og i form af gårdbidrag kan have stor betydning. Fosfortabet fra landovervågningsoplandene via vandløb er derfor sammensat af både mere kontinuerlige og mere episodiske tilførsler end tilfældet er for kvælstof. Da de klimatiske forhold er vigtige for de episodiske tilførsler af fosfor til vandløb (Hasholt *et al.*, 1990) og vor viden om de enkelte fosforkilders betydning endnu er begrænset, vil effekten af eventuelle ændringer i udvaskningen af fosfor fra dyrkede arealer være svære at erkende i vandløb selv over forholdsvis lange måleperioder.

Indhold

I det følgende afsnit vil afstrømningen, samt koncentrationen og transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene, der afvander de seks landovervågningsoplande, blive behandlet. I rapporteringen indgår data fra hovedstationerne, der dækker afstrømningen fra hele oplande. LOOP 5 (Barslund bæk) er dog afvandet af to vandløb, hvorfor data fra begge er medtaget.

10.1 Afstrømning

Årsafstrømning

Årsafstrømningen i vandløb varierer betydeligt imellem de enkelte landovervågningsoplande, samt imellem de tre år, hvor der indtil nu foreligger målinger (1989-91) (tabel 10.1). I alle år var afstrømningen størst fra de vestdanske, sandede oplande LOOP 5 (Barslund Bæk) og LOOP 6 (Bolbro Bæk), mens den var mindst fra de lerede oplande på Øerne, LOOP 1 (Højvads Rende) og

LOOP 4 (Lillebæk). Omvendt er år til år variationen i afstrømning stor fra de lerede oplande og lille fra de sandede oplande.

Tabel 10.1 Årsafstrømningen i vandløbene, der afvander de 6 landovervågningsoplande i perioden 1989-91.

	Afstrømning (mm)		
	1989	1990	1991
Lerede oplande			
Højvads Rende	74	168	189
Lillebæk	130	202	234
Horndrup Bæk	212	338	253
Sandede oplande			
Odderbæk	190	235	208
Bolbro Bæk	-	450	396
Barslund Bæk	-	398	378
Tværnrose Bæk	-	248	190

Vandbalance

Den store forskel i årsafstrømning mellem oplandene er bestemt af forskelle i nedbør og fordampning (se kap. 12), mens forskelle i år-til-årvariationerne mellem oplandene især er påvirket af de hydrogeologiske forhold. I de sandede oplande vil størstedelen af overskudsnedbøren nedsive til grundvand og derfor kun langsomt dræne til vandløb, hvorfor hverken et tørt (1989) eller et relativt vådt år (1990) vil slå væsentligt igennem i årsafstrømningen. Modsat forholder det sig med de lerede og drænedede oplande, hvor en stor del af overskudsnedbøren hurtigt strømmer til vandløb.

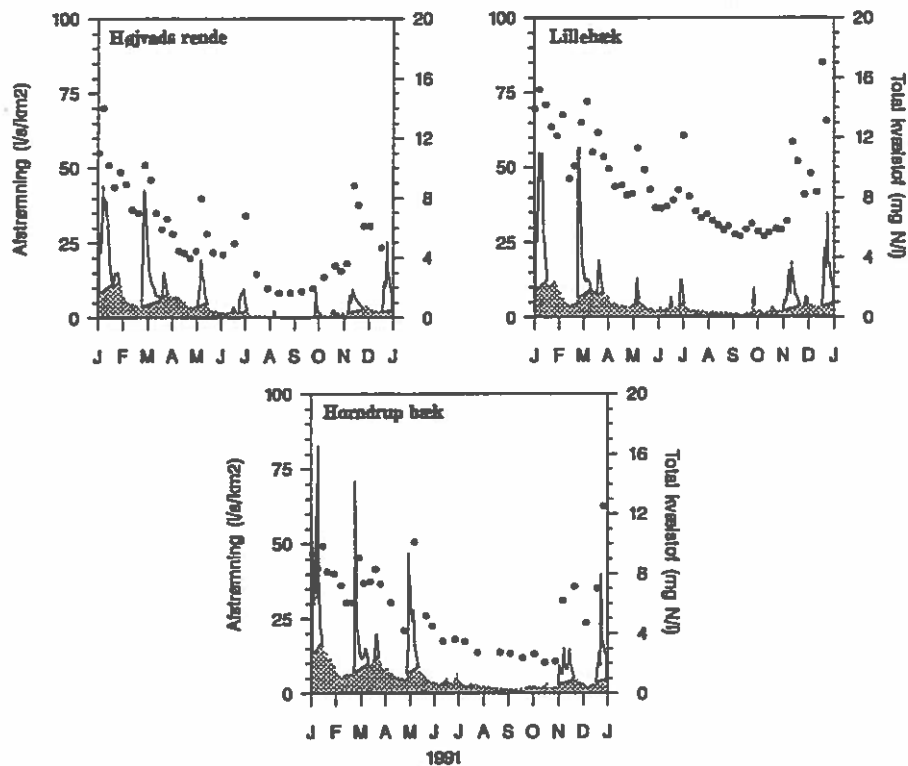
Sæsonvariation

Forskellene i afstrømningsrytmen i vandløb ses også tydeligt inden for året (figur 10.2). Vandløb, der afvander de sandede oplande, udviser generelt en meget mindre sæsonvariation end vandløb i de lerede oplande, hvor nedbørshændelser resulterer i en hurtig afstrømningsrespons.

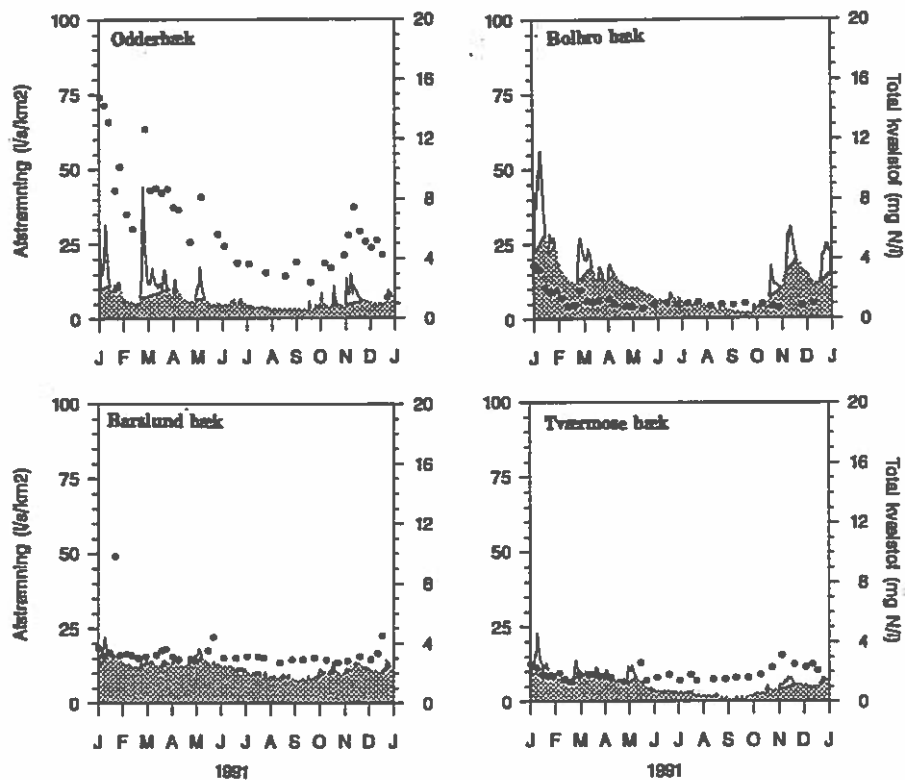
Hydrografopsplitning

I et forsøg på at klarlægge, hvor stor en del af afstrømningen i de enkelte vandløb, der stammer fra henholdsvis grundvand og mere overfladenær afstrømning, er der for alle måleår gennemført en opsplittning af hydrografen i to dele, som vist for 1991 i figur 10.2. Opsplittningen er gennemført maskinelt og ud fra en række betingelser om stigning i afstrømning fra dag til dag og stignings-takt i grundvandsafstrømning, som er holdt ens for de enkelte vandløb. Opgørelsen giver derfor ikke et nøjagtigt mål for henholdsvis grundvands- og den overfladenære afstrømning, men mere et minimumsmål for betydningen af den overfladenære afstrømning. Denne kan benyttes til at beskrive forskellene oplandene imellem.

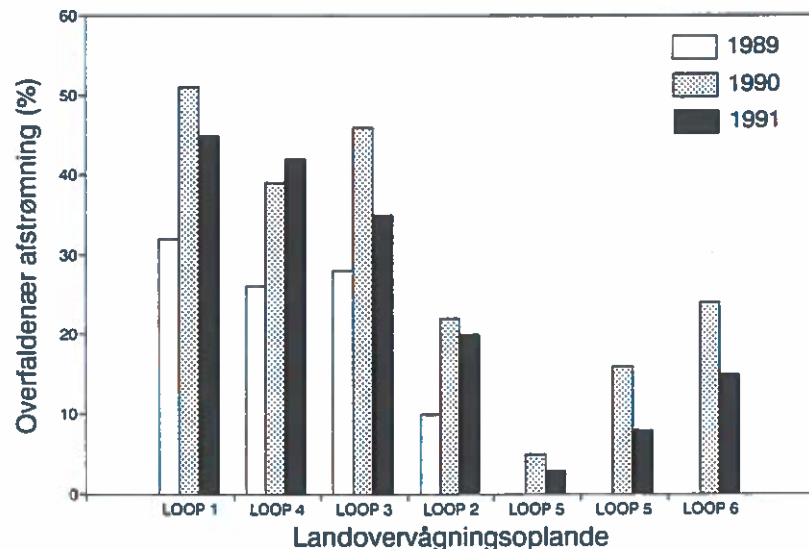
Lerede oplande



Sandede oplande



Figur 10.2 Afstrømningen i vandløbene der afvander de 6 landovervågningsoplande i 1991 opdelt i en grundvandsdel (grå) og mere overfladenær del (hvid). I figuren er desuden vist de målte koncentrationer af total kvælstof.



Figur 10.3 Den overfladenære afstrømnings procentvise andel af afstrømningen i vandløbene der afvander landovervågningsoplandene i årene 1989-91. LOOP 5 er afvandet af to vandløb (Barslund bæk og Tværmose bæk).

Opsplitningen viser, at en stor del af overskudsnedbøren hurtigt når frem til vandløb i de lerede oplande (30-50%). I de sandede oplande sker afstrømningen derimod hovedsageligt via grundvand (75-98%) og dermed med en vis tidsmæssig forsinkelse (figur 10.3). Specielt det ene af vandløbene, som afvander LOOP 5 (Barslund Bæk) er meget domineret af grundvandsstilstrømning. Afstrømningen af grundvand og mere overfladenært vand er vist i figur 10.4. Grundvandsafstrømningen fra to af de lerede oplande (LOOP 1 og LOOP 4) stiger fra 1990 til 1991, hvorimod den er faldende fra de øvrige oplande. Stigningen skyldes ikke en større overskudsnedbør i 1991 end i 1990, men derimod en magasin effekt hen over kalenderåret. Af figur 10.4 ses endvidere, at der er relativt større år til år variationer i afstrømningen af overfladenært vand end af grundvand.

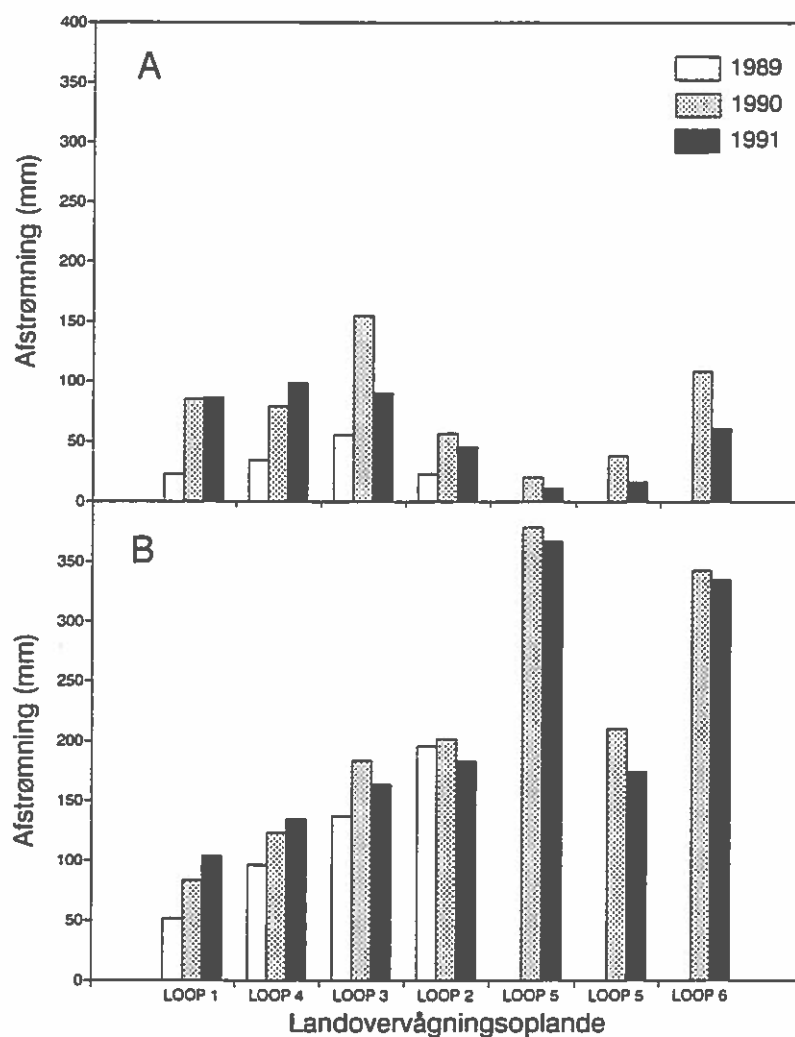
10.2 Koncentration

Sæsonvariation i koncentration af kvælstof

I figur 10.2 er koncentrationen af total kvælstof i vandløbene, der afvander landovervågningsoplandene, vist sammen med afstrømningen. Der er et tydeligt højere koncentrationsniveau i vandløb, som afvander lerede oplande end i vandløb, der afvander sandede oplande. I Oddebæk (LOOP 2) er koncentrationen af kvælstof dog på næsten samme niveau, som i vandløb på lerede jorder. I vandløbene på lerede jorder og i Oddebæk er der en meget stor sæsonvariation i koncentrationen af kvælstof, som ser ud til at følge afstrømningsmønsteret. En tilsvarende sæsonvariation kan kun svagt erkendes i Bolbro Bæk (LOOP 6), Barslund Bæk og Tværmose Bæk (LOOP 5) (figur 10.2).

Simpel model for kvælstofkoncentration

For alle vandløb kan der opstilles signifikante regressionssammenhænge mellem afstrømning og koncentrationen af kvælstof (figur 10.5). Koncentrationen af kvælstof stiger i alle vandløb med



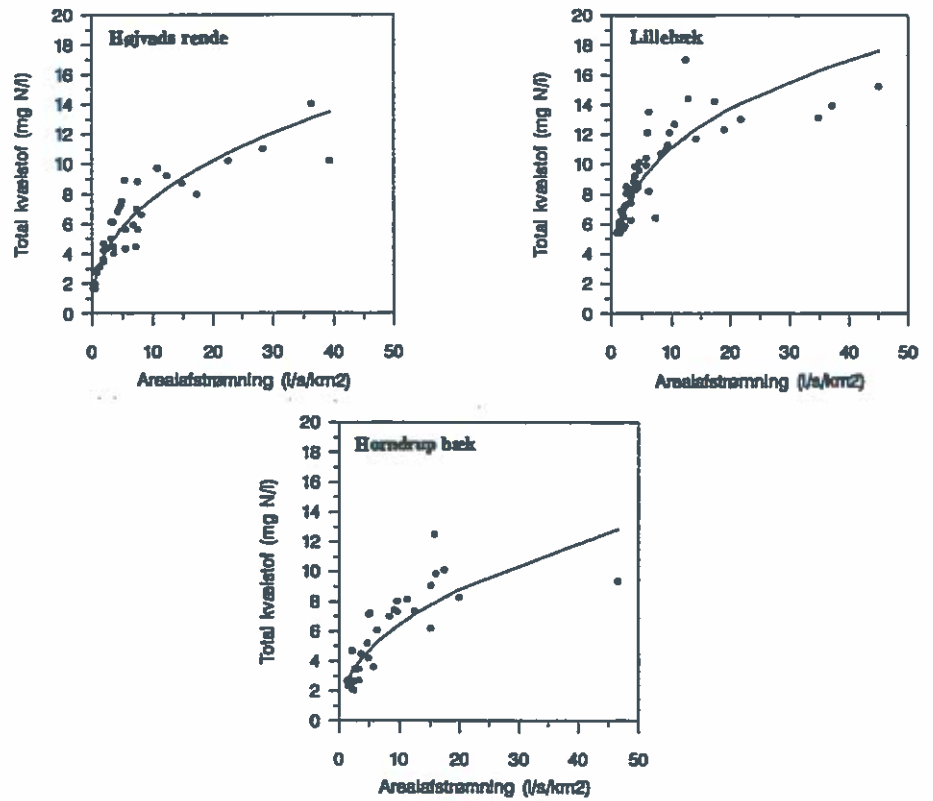
Figur 10.4 Den overfladenære afstrømning (A) og grundvandsafstrømningen (B) i vandløbene der afvander landovervågningsoplandene i årene 1989-91.

stigende afstrømning. I de tre vandløb, der afvander lerede oplande, og i Odderbæk stiger koncentrationen af kvælstof stærkt med stigende afstrømning, hvorimod stigningen er svag i de tre øvrige vandløb på de sandede jorder. I Barslund Bæk er der i januar målt en meget høj koncentration af kvælstof set i forhold til de øvrige målinger (figur 10.2 og 10.5). Dette skyldes formentlig en udledning af urea fra flyvepladsen, der ligger inden for oplandet.

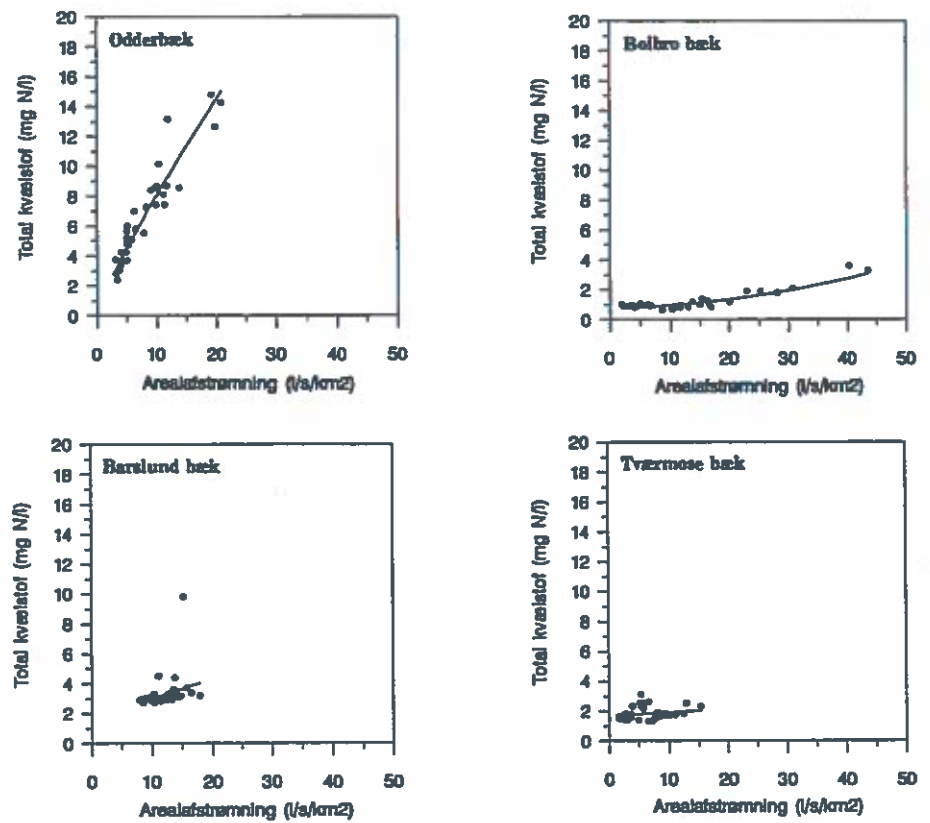
Vandføringsvægtet kvælstofkoncentration

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kvælstof er vist i figur 10.6A. Koncentrationen af kvælstof er høj i vandløb, hvor en stor del af afstrømningen fra oplandet sker overfladenært (se figur 10.4). Dette gælder dog ikke for Bolbro Bæk, hvor andre forhold må spille en rolle. Både her og i vandløbene, der afvander LOOP 5, er koncentrationen af total jern i vandløbet meget høj (> 2 mg/l), mens den er lav i de øvrige oplande (omkring 0.5 mg/l). Den høje jernkoncentration skyldes utvivlsomt iltning af pyrit i jordbunden og den efterfølgende udvaskning af ferrojern. Nitratkvælstof, der udvaskes fra rodzonen vil ved oxidationen af pyrit og organisk stof i jorden blive omsat til frit kvælstof (Jacobsen *et al.*, 1990). Både LOOP 5 og LOOP 6 har da også en forholdsvis høj andel af lavbundsgrunde i oplandet (10-14%).

Lerede oplande

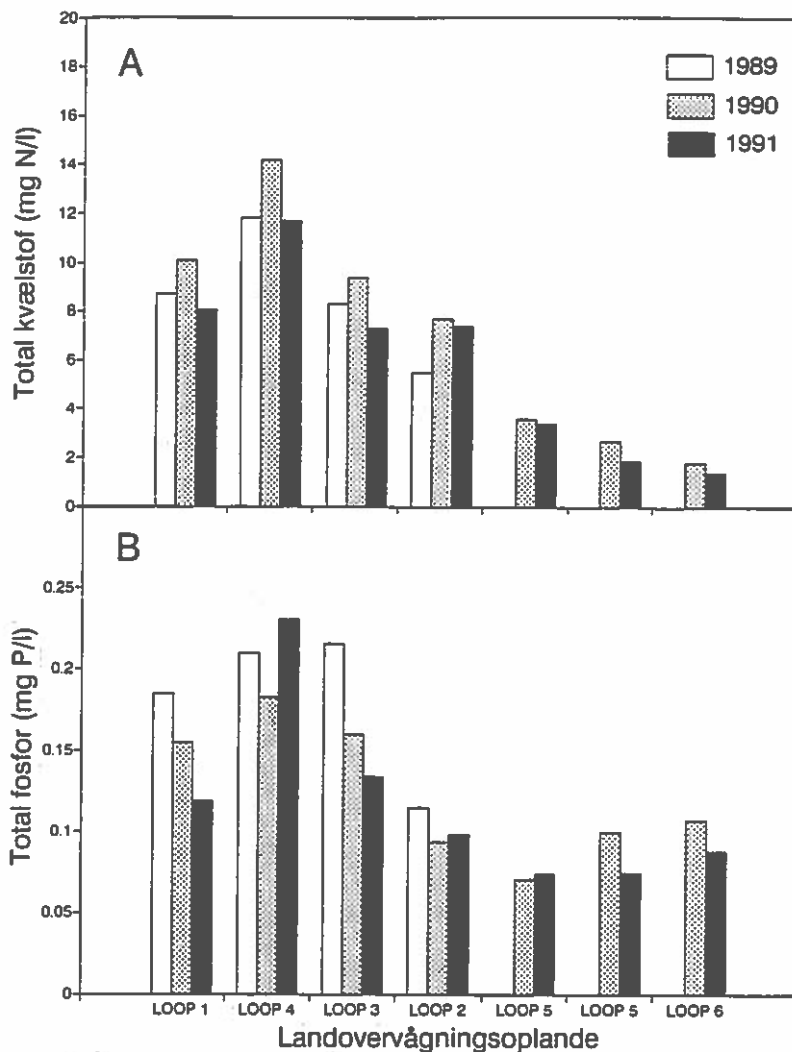


Sandede oplande



Figur 10.5 Signifikante regressionsammenhænge mellem koncentrationen af total kvælstof og afstrømningen i 1991 for vandløbene der afvander landovervågningsoplandene.

Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af fosfor er vist i figur 10.6B. Fosforkoncentrationen er højere i vandløb, der afvander de lerede oplande end i vandløb, der afvander de sandede oplande. Dette skyldes delvist udledninger af fosfor fra mindre bysamfund og en større sandsynlighed for at fosfor fra spredt bebyggelse og gårde når frem til overfladevand på lerede jorder end på sandede jorder. Det markante fald i fosforkoncentrationen i Horndrup bæk fra 1989 til 1990 skyldes afskæring af en punktkilde i 1989.



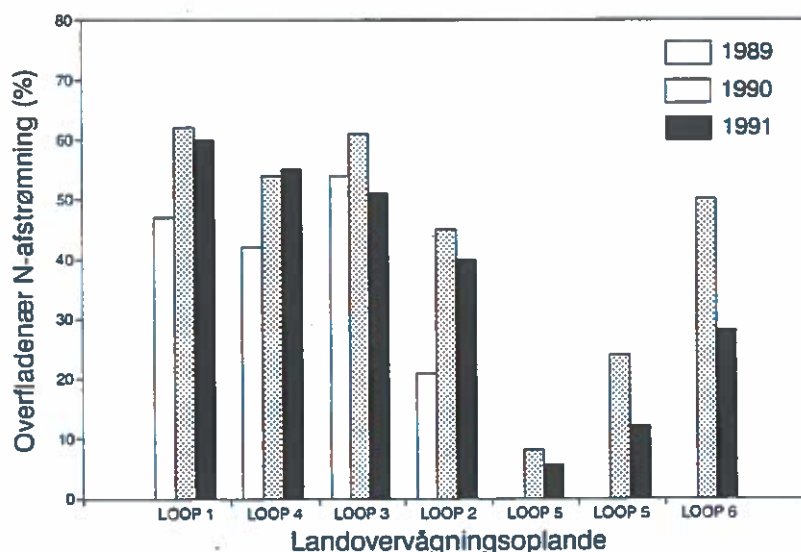
Figur 10.6 Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af total kvælstof (A) og total fosfor (B) for vandløbene der afvander landovervågningsoplandene i årene 1989-91. LOOP 5 er afvandet af to vandløb (Barslund bæk og Tværmose bæk).

Uorganisk kvælstof udgør i alle vandløb langt den største del af total kvælstof (tabel 10.2). Andelen er dog specielt lav i Bolbro Bæk, hvilket understøtter hypotesen om en stor nitratreduktion i redoxzonen inden for dette opland. Opløst uorganisk fosfor udgør en større del af total fosfor i de vandløb, der er præget af en relativ stor overfladenær afstrømning, mens den er lille i den meget grundvandsdominerede Barslund Bæk. En tilsvarende lille andel opløst uorganisk fosfor findes i Bolbro Bæk (tabel 10.2). Dette forhold skyldes formentlig i begge tilfælde, at opløst uorganisk fosfor adsorberes eller udfældes på okkerpartikler i vandløbet.

Tabel 10.2 Den gennemsnitlige årlige andel uorganisk kvælstof og opløst uorganisk fosfor af henholdsvis total kvælstof og total fosfor koncentrationen i vandløbene, der afvander landovervågningsoplandene i perioden 1989-91.

	Uorganisk N			Opløst uorganisk P		
	1989	1990	1991	1989	1990	1991
Lerede oplande						
Højvads Rende	81%	88%	87%	61%	49%	44%
Lillebæk	91%	96%	94%	54%	54%	57%
Homdrup Bæk	88%	91%	88%	60%	48%	43%
Sandede oplande						
Odderbæk	86%	90%	89%	46%	44%	42%
Bolbro Bæk	-	73%	-	-	12%	14%
Barslund Bæk	-	88%	89%	-	11%	9%
Tværrose Bæk	-	83%	87%	-	31%	31%

10.3 Transport

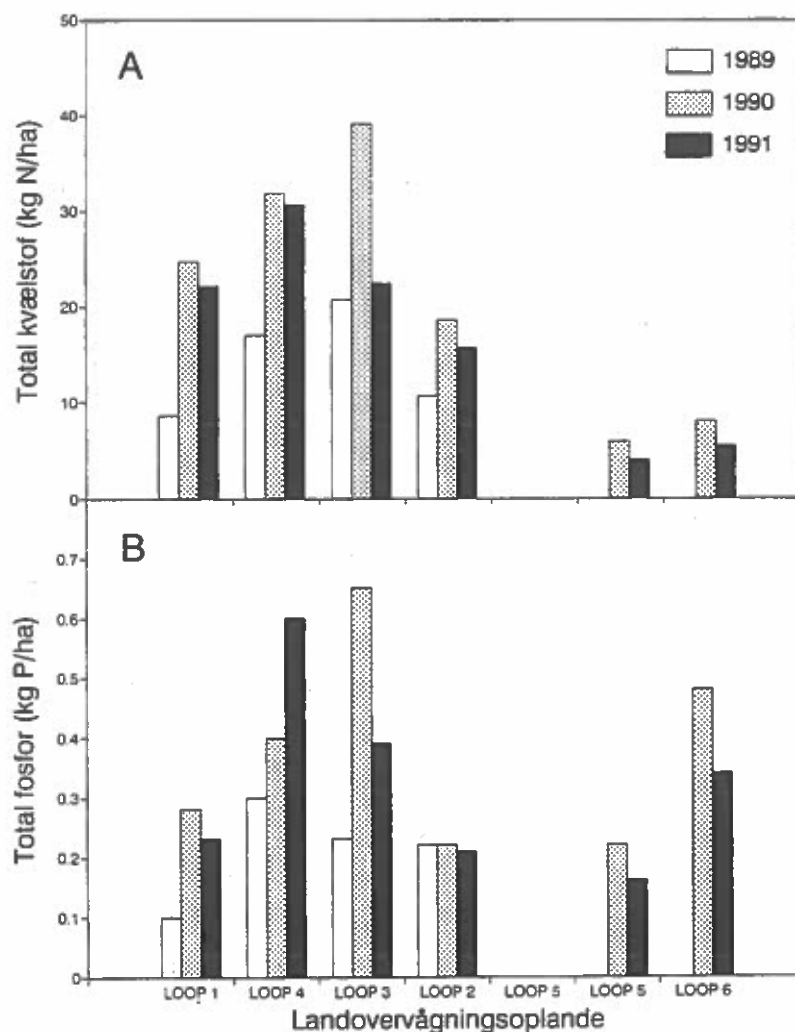


Figur 10.7 Den procentvise andel af den totale kvælstofafstrømning fra de enkelte landovervågningsoplande, der fra rodzonen, via overfladenær afstrømning, hurtigt når frem til vandløb.

Kvælstof fra grundvand og rodzone

Opsplitningen af hydrografen og de simple modeller for sammenhængen mellem koncentrationen af kvælstof og afstrømningen har muliggjort en beregning af kvælstoftabet fra oplandene til vandløb via overfladenær afstrømning fra rodzonen og via grundvand. I figur 10.7 er således vist, hvor stor en andel af den totale kvælstofafstrømning fra oplandet, der fra rodzonen via overfladenær afstrømning hurtigt når frem til vandløb. Andelen er stor fra de lerede oplande (50-60%), men også relativt stor fra

Odderbæk og Bolbro Bæk, der afvander sandede oplande (20-50%).



Figur 10.8 Arealafstrømningen af total kvælstof i vandløb fra de dyrkede arealer inden for de 6 landovervågningsoplande i årene 1989-91.

Arealtab af kvælstof

I figur 10.8 er gennemsnitstabet af kvælstof og fosfor fra de dyrkede arealer inden for landovervågningsoplandene vist. Barslund Bæk er dog ikke medtaget, idet vandløbet også afvander en flyveplads, hvorfra der formentlig forekommer ureaudledninger. Der ses at være en meget stor forskel i tabet af kvælstof mellem oplandene domineret af overfladenær afstrømning og oplandene, hvor størstedelen af afstrømningen sker gennem grundvandsmagasiner. På trods af at en relativ stor andel af kvælstoftabet til Bolbro Bæk sker med overfladenær afstrømning, er tabet af kvælstof fra de dyrkede arealer dog relativt lille. Dette kan skyldes, at grundvandsspejlet netop i dette opland ligger højt. Det beregnede tab af kvælstof fra de dyrkede arealer (4-31 kg N/ha) til vandløb kan sammenholdes med tabet af kvælstof fra udyrkede arealer i årene 1989-91, der lå på 2.1-2.3 kg N/ha (Kronvang et al., 1992).

Arealtab af fosfor

Tabet af fosfor fra de dyrkede arealer til vandløb viser ingen entydige forskelle mellem de lerede og de sandede oplande (figur 10.8B). I tabet indgår også eventuelle fosforudledninger fra spredt

bebyggelse, gårde m.v. til vandløb. Potentielt kan disse udledninger betyde meget for fosfortabet. Gennemsnittet af de årlige fosfortab fra de dyrkede arealer i oplandene ligger på mellem 0.2-0.4 kg P/ha, hvilket er på samme niveau som målt fra 50 små landbrugsoplande i Danmark (*Miljøstyrelsen, 1988; Kronvang et al., 1992*). Til sammenligning er det årlige tab fra udyrkede arealer på omkring 0.08 kg P/ha (*Kronvang et al., 1992*).

11. Biologiske vandløbsundersøgelser

11.1 Biologisk struktur

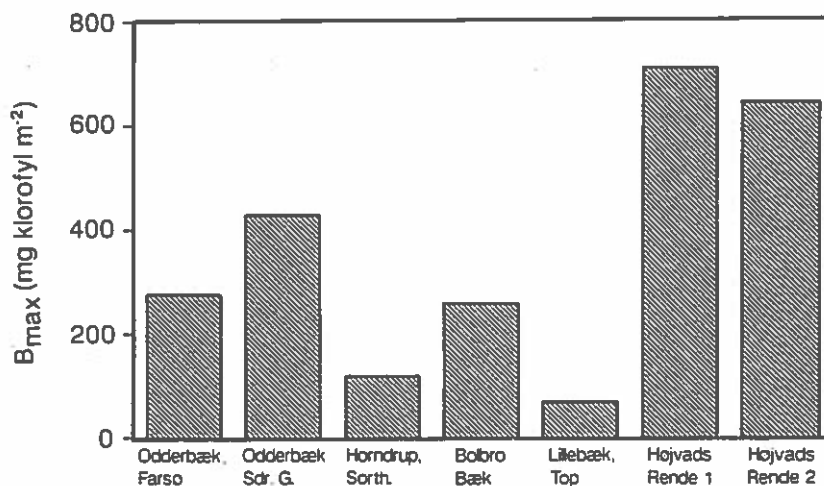
Årstidsvariation

11.1.1 Bundlevende alger på finkornet sediment

På alle syv vandløbsstationer starter algevæksten på det finkornede sediment i det tidlige forår (primo april til medio april). Udviklingen i algebiomassen følger et generelt mønster med en eksponentiel opvækst til maksimum, hvorefter algebiomassen relativt hurtigt henfalder igen, som vist i Grant et al. 1991. Det gennemsnitlige maksimum i algebiomassen (B_{max}) er dog ikke specielt udpræget i Lillebæk og Horndrup Bæk. Forskellen på B_{max} og den laveste gennemsnitlige algebiomasse er henholdsvis 53 og 85 mg klorofyl m^{-2} for de to stationer, mens denne forskel for de øvrige stationer er over 200 mg klorofyl m^{-2} .

Maximumsbiomasse

B_{max} varierer en faktor 10 indenfor de undersøgte vandløbsstationer fra 70 mg klorofyl m^{-2} i Lillebæk til 710 mg klorofyl m^{-2} i Højvads Rende, st.1 (fig. 11.1). Generelt er B_{max} for de enkelte stationer i 1991 af samme størrelsesorden som i 1990. På grund af den manglende top i biomassen i Horndrup Bæk er B_{max} dog kun 2/3 af værdien for 1990, mens den i Bolbro Bæk er dobbelt så høj som året før, idet der i 1990 ikke var nogen udpræget top i algebiomassen. Forskellen i Bolbro Bæk kan skyldes, at makrofyterne i 1991 havde en mindre dækningsgrad og udvikledes senere end i 1990. Derfor har deres skyggeeffekt ikke haft så stor betydning for algerne i opvækstfasen (*Sønderjyllands Amtskommune, 1992*).



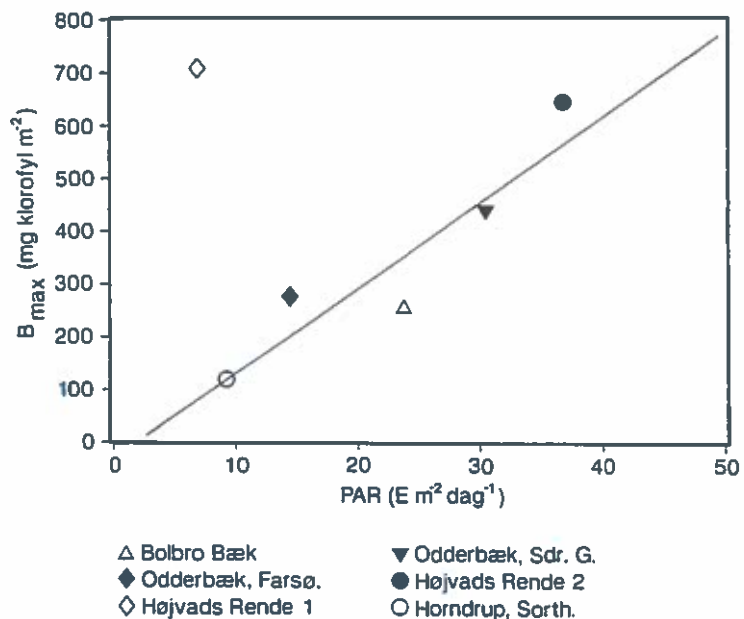
Figur 11.1 Den gennemsnitlige maximumsbiomasse af bundlevende alger på finkornet sediment, 1991.

B_{max} registreres i hovedparten af vandløbene i juni måned, men perioden strækker sig fra midten af april til starten af juli (Tabel 11.1). Generelt er det 2 uger til 1 måned senere end i 1990. Kun i Lillebæk registreres B_{max} tidligere end i 1990, hvilket skal ses i forhold til, at der ikke udvikles nogen udpræget top på stationen. Senere reduktion i lysindstrålingen til vandløbet i 1991, kunne være forklaringen på den senere top i algebiomassen, da det er

påvist at årstidsvariation i biomassen af bundlevende alger følger lystilgangen til vandløbsbunden (Sand-Jensen *et al.*, 1988; Friberg & Kjeldsen, *in press*). Desværre er lysdata fra 1990 ikke af en sådan kvalitet, at dette kan vurderes. Forskelle i antal soltimer, vandtemperatur og vandføring kan ligeledes have haft betydning for den senere top i 1991 (Olesen, 1991; Olesen, 1992).

Tabel 11.1 Tidspunkt for gennemsnitlig maksimumbiomasse af bundlevende alger på finkornet sediment i 1991.

LOOP vandløb/lokalitet	Tidspunkt for B _{max}
1. Højvads Rende St. 1 St. 2	ultimo april primo juni
2. Oddebæk Farsøbroen Sdr. Gislum	primo juli medio juni
3. Horndrup Bæk	primo juni
4. Lillebæk	medio april
6. Bolbro Bæk	medio maj



Figur 11.2 Den gennemsnitlige maksimumsbiomasse af bundlevende alger på finkornet sediment som funktion af den gennemsnitlige lystilgang til vandløbet i vækstperioden. (- angiver linie fundet ved lineær regression uden Højvads Rende, st.1).

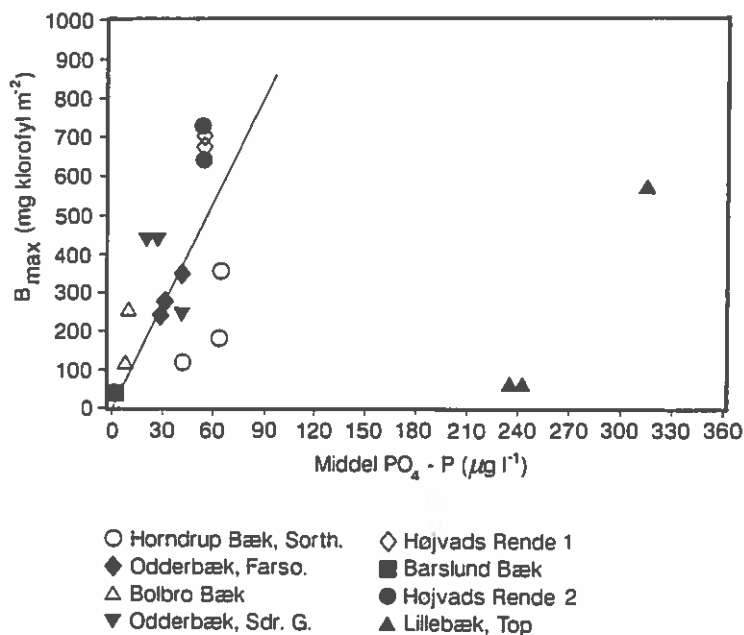
Lysets betydning for de bundlevende alger

En direkte sammenhæng mellem lysindstråling til vandløbet og størrelsen af B_{max} eksisterer ikke. Højvads Rende, st.1, som har den højeste algebiomasse, er den station, der i vækstperioden modtager mindst lys pr. døgn (fig. 11.2). For de øvrige stationer falder størrelsen af B_{max} med den gennemsnitlige lysindstråling pr.

Vandføringens betydning for de bundlevende alger

døgn ($r^2=0.87$, $P<0.05$), men den høje algebiomasse i Højvads Rende, st.1 indicerer, at lys ikke har været begrænsende for størrelsen af B_{max} på de øvrige lokaliteter. Så til trods for at lys er en vigtig faktor for reguleringen af de bundlevende alger (Sand-Jensen *et al.*, 1988), så må andre faktorer have været afgørende for maksimumbiomassens størrelse.

Store afstrømningshændelser kan have indflydelse på de bundlevende algers udvikling (Biggs & Close, 1989), idet finkornet sediment let omlejres, så høj algebiomasse ikke kan opretholdes, men i lighed med de to foregående år kunne der ikke konstateres nogen signifikant sammenhæng mellem B_{max} og middelvandføring i vækstperioden. Heller ikke for maksimumsvandføring eller vandføringsamplitude i perioden var der nogen sammenhæng med B_{max} . I Lillebæk er der dog fundet en sammenhæng mellem vandføringsændringer og ændringer i algebiomassen, idet fald i algebiomassen kunne relateres til afstrømningshændelser (Fyns Amtskommune, 1992). En stor afstrømningshændelse ved månedsskiftet april/maj, kan være årsag til den ringe biomasseudvikling i Horndrup Bæk i 1991.



Figur 11.3 Den gennemsnitlige maksimumsbiomasse af bundlevende alger på finkornet sediment som funktion af vandets indhold af opløst uorganisk fosfor i vækstperioden. (- angiver linie fundet ved lineær regression for fosforkoncentrationer under 100 µg P l⁻¹).

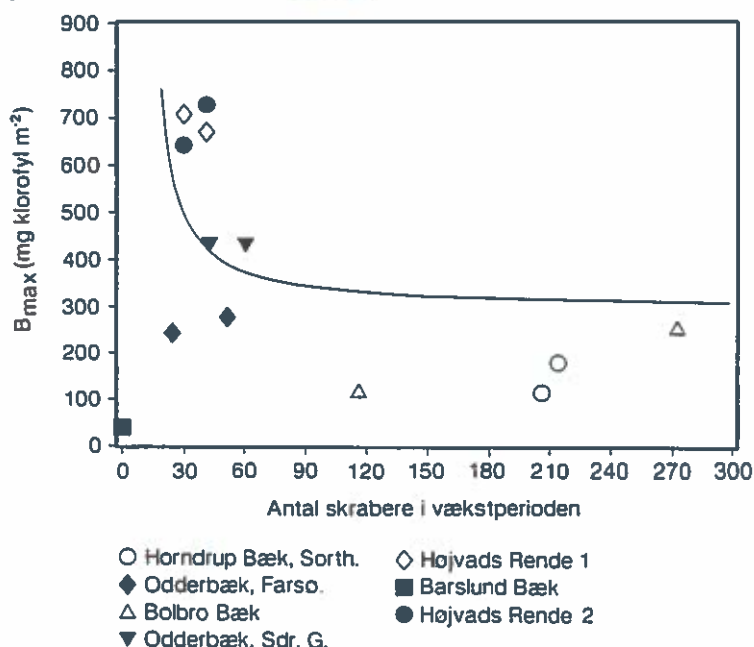
Fosfors betydning for de bundlevende alger

Resultater for de to foregående år har vist, at fosforkoncentrationen i vandløbene spiller en afgørende rolle for algebiomassens størrelse på finkornet sediment (Grant *et al.* 1991). Undersøgelserne i 1991 kan kun underbygge dette (fig. 11.3), idet 79% af variationen i B_{max} kan forklares ud fra vandets gennemsnitlige indhold af opløst uorganisk fosfor i vækstperioden for de vandløb, hvor fosforkoncentrationen er under 100 µg P l⁻¹ (lineær regressionsanalyse, $P<0.001$). Lillebæk, der har en fosforkoncentration over 200 µg P l⁻¹, falder helt udenfor den lineære sammenhæng, muligvis af hydrologiske årsager (se Fyns Amtskommune, 1991).

En lineær sammenhæng mellem de to parametre vil ikke kunne eksistere ved højere fosforkoncentrationer. På et tidspunkt vil algevæksten være fosformættet tillige med at algenes selvskygning vil forhindre øget tilvækst i algebiomassen. I en undersøgelse hvor nærværende resultater tillige med data fra fem andre små vandløb indgår, er det fundet, at sammenhængen bedst beskrives ved en mætningsfunktion, hvor den maksimale opnåelige algebiomasse på finkornet sediment er omkring 900 mg klorofyl m^{-2} og halvmætningskonstanten for fosfor er ca. 50 $\mu g P l^{-1}$ (Kjeldsen, *in press*).

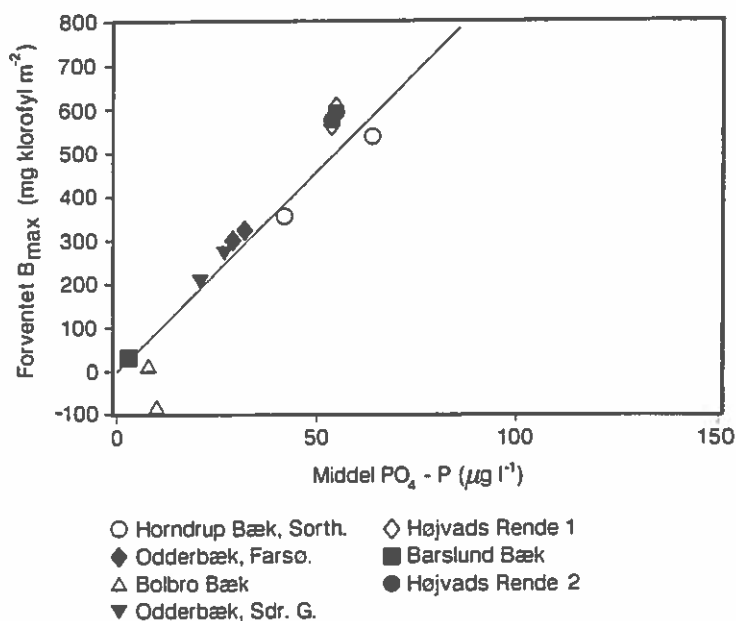
Invertebratgræsnings betydning for de bundlevende alger

En svag sammenhæng mellem størrelsen af B_{max} og antallet af skrabere (bunddyr, der lever af alger på vandløbsbunden eller makrofytoverflade kaldes skrabere) i vækstperioden blev konstateret, idet antallet af skrabere kunne forklare 36% af variationen i B_{max} (fig. 11.4). En bedre sammenstilling kunne etableres, hvis data for skrabernes størrelse og dermed biomasse var tilgængeligt. F.eks. er hovedparten af skrabere i Højvads Rende dansemyg, mens det er døgnfluer der dominerer i Horndrup Bæk og konsu- met pr. individ for de to familier er ikke ens.



Figur 11.4 Den gennemsnitlige maksimumsbiomasse af bundlevende alger på finkornet sediment som funktion af antallet af skrabere i vækstperioden. (- angiver linie fundet ved nonlinear regression).

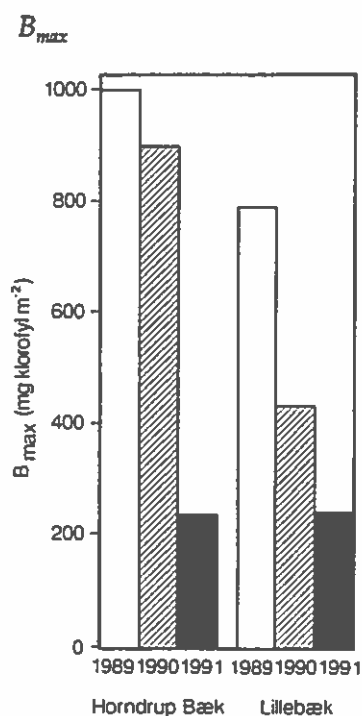
Ved at inkludere både fosforkoncentration og antal af skrabere i vandløbet (proc reg, SAS) kan 83% af variationen i B_{max} forklares, hvilket er 4% mere end for fosfor alene, men som det fremgår af figur 11.5 er der ingen særlig forskel på den forventede B_{max} når begge parametre indgår og når fosfor alene anvendes til estimeringen. Kun i Horndrup Bæk og Bolbro Bæk syntes antallet af skrabere at have betydning, da den forventede B_{max} bliver mindre når skraberne inkluderes.



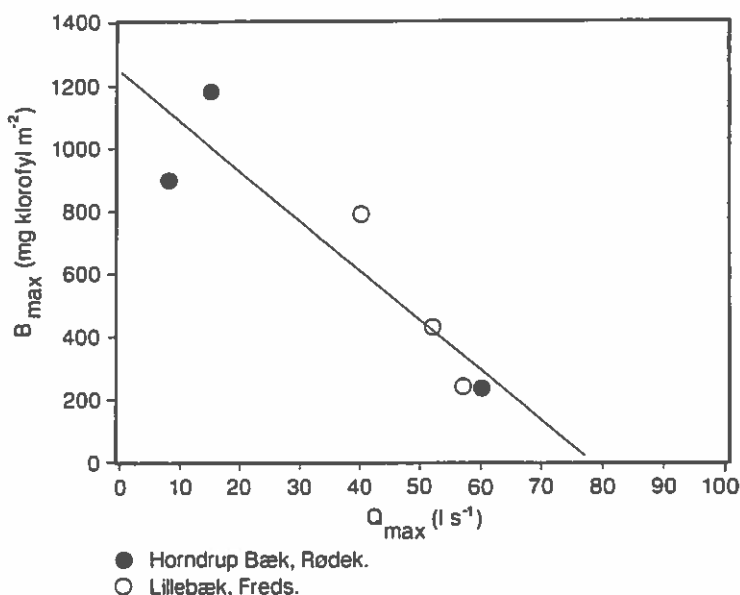
Figur 11.5 Forventet B_{max} udfra vandets indhold af opløst uorganisk fosfor (fuld optrukken linie) og udfra både fosforkoncentrationen og antallet af skrabere i vækstperioden (symboler).

11.1.2 Bundlevende alger på stenet substrat

For de bundlevende alger på stenet substrat blev B_{max} registreret i juli måned. B_{max} var på begge stationer ca. 240 mg klorofyl m^{-2} , hvilket er væsentlig lavere end de to foregående år (fig. 11.6). I 1991 udvikles der ikke nogen egentlig top i biomassen, hvilket også forklarer det meget sene tidspunkt for registrering af B_{max} .



Figur 11.6 Den gennemsnitlige maksimumsbiomasse af bundlevende alger på stenet substrat for undersøgelsesårene 1989, 1990 og 1991.



Figur 11.7 Den gennemsnitlige maksimumsbiomasse af bundlevende alger på stenet substrat som funktion af maximumsvandføringen i vækstperioden. (- angiver linie fundet ved lineær regression).

Vandføringens betydning for alger på stenet substrat

Afstrømningshændelser har stor betydning for algebiomassen på stenet substrat. For begge stationer kan fald i algebiomassen relateres til store afstrømningshændelser (Fyns Amtskommune 1991;

Århus Amtskommune, 1991). En signifikant lineær sammenhæng ($r^2=0.83$, $P<0.01$) blev da også konstateret for B_{max} og maksimumsvandføringen i vækstperioden (q_{max}) ved sammenstilling af data fra alle tre undersøgelsesår (fig. 11.7).

Fosfors betydning for alger på stenet substrat

Vandets indhold af opløst uorganisk fosfor er ikke ligeså betydningsfuld for størrelsen af B_{max} på stenet substrat som på det finkornede sediment. Sammenholdes figur 11.6 og tabel 11.2 ses, at i Horndrup Bæk stiger B_{max} med øget fosforkoncentration, mens den laveste B_{max} i Lillebæk er registreret ved den højeste fosforkoncentration. I 1990, hvor de to strækninger har omtrent samme fosforkoncentration er B_{max} i Horndrup Bæk over dobbelt så stor som i Lillebæk (fig. 11.6, tabel 11.2).

Tabel 11.2 Gennemsnitlig koncentration af opløst uorganisk fosfor i perioden 1. april - 31. juni på de to stenstrækninger i LOOP-vandløbene.

LOOP vandløb/ lokalitet	Middel $PO_4\text{-P}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	1989	1990	1991
3. Horndrup Bæk	213	95	64
4. Lillebæk	121	96	150

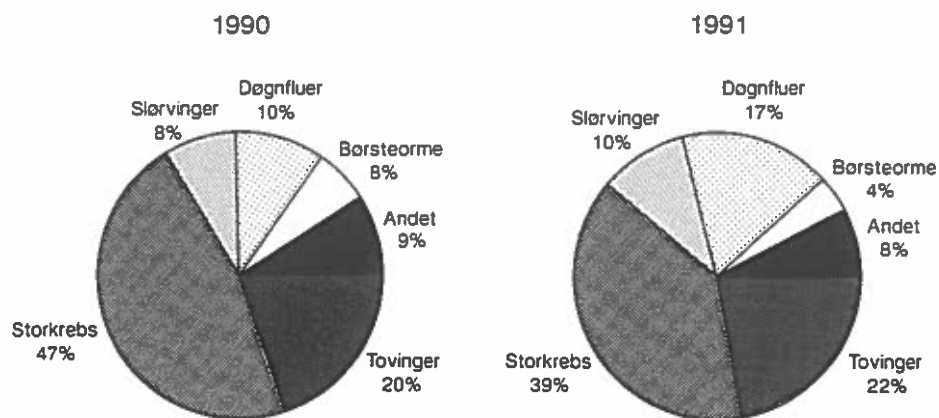
Invertebratgræsningens betydning for alger på stenet substrat

Invertebratgræsning har i adskillige undersøgelser vist sig at kunne undertrykke algebiomassen på stenet substrat (se f.eks. *Feminella et al.*, 1989; *Hill et al.*, 1992). I Lillebæk kan invertebratgræsning dog ikke forklare forskellen i B_{max} for de tre år, idet antallet af skrabere i det tidlige forår, hvor invertebratgræsningen specielt har betydning (*Iversen et al.*, 1990), i 1989 er henholdsvis 6 og 1.5 gange højere end i 1990 og 1991, til trods for at den højeste B_{max} er registreret i 1989 (fig. 11.6). På nuværende tidspunkt findes der kun oplysninger om bunddyrsfaunaen i Horndrup Bæk i form af de semikvantitative sparkeprøver, der ikke direkte kan relateres til faunaen på sten, da de er udtaget på alle substrattyper på strækningen. Antallet af skrabere indicere dog, at invertebratgræsning heller ikke her har betydning for B_{max} , idet antallet af skrabere i 1991 kun udgør 1/3 af antallet i 1990, hvor biomassen var væsentlig større (fig. 11.6).

11.1.3 Bunddyr

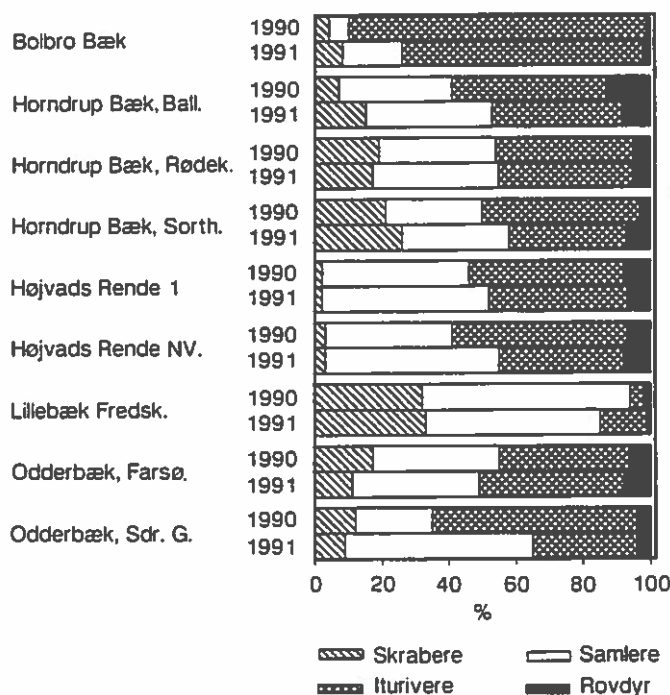
Faunafordeling på ordner

Bunddyrene i LOOP-vandløbene fordeler sig hovedsagelig på tre ordner: Storkrebs, døgnfluer og tovinger (fig. 11.8), der henholdsvis er domineret af ferskvandstangloppen, *Gammarus pulex*, dansemyg og døgnfluen *Baetis* sp.. Kun på de tre stationer i Horndrup Bæk er storkrebs og tovinger ikke altid blandt de tre talrigeste ordner, ligesom døgnfluer ikke er særlig dominerende på stationerne i Højvads Rende og Odderbæk, Sdr. Gislum. Den samlede procentandel af slørvinger (8-10%) skyldes hovedsagelig, at de er meget talrige på stationerne i Horndrup Bæk, hvor de udgør 10-59% af faunaen. På de øvrige stationer udgør slørvinger aldrig over 4%.



Figur 11.8 Den procentvise fordeling af bunddyr på ordner for de to undersøgelsesår 1990 og 1991.

Døgnfluernes øgede betydning i 1991 skyldes hovedsagelig en kraftig stigning i Lillebæk fra 18 til 52%, mens den større andel af storkrebs i 1991 skyldes en generel stigning på alle stationer, men generelt er der ingen større forskel på bunddyrsammensætningen mellem de to år.

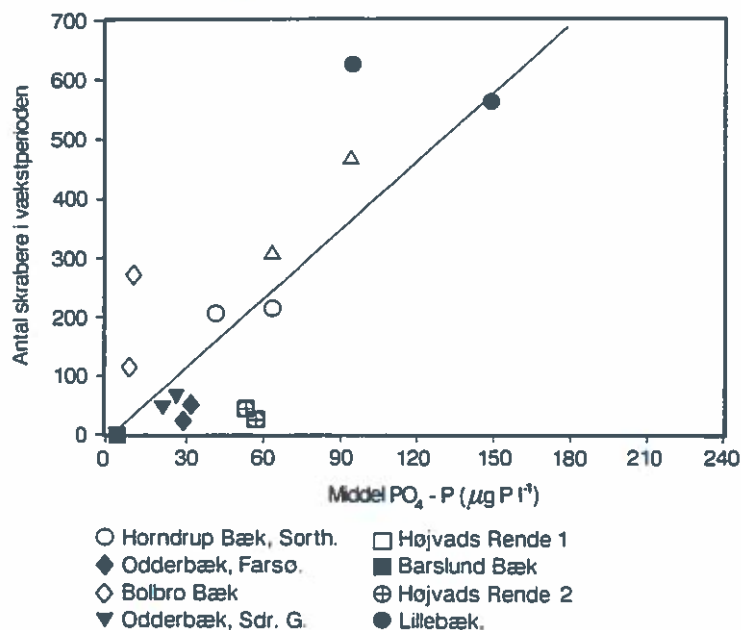


Figur 11.9 Den procentvise fordelingen af bunddyr på funktionelle fødekategorier.

Funktionelle fødekategorier

For hovedparten af stationerne er iturivere og samlere de to dominerende fødekategorier for bunddyrene (fig. 11.9). Rovdyr udgør kun fra 1-13%, og kun i Lillebæk udgør skrabere mere end 1/4 af bunddyrene. Denne fordeling indikerer, at bunddyrene i disse vandløb ikke er særlig afhængige af primærproduktionen i vandløbet. Iturivere ernærer sig hovedsageligt af mikroorganismer på blade og lignende, tilført fra det terrestriske miljø, mens samlere lever af finpartikulært organisk materiale i vandet (filtratorer)

eller på vandløbsbunden (sedimentædere), som kan være produceret udenfor vandløbet.



Figur 11.10 Antallet af skraber som funktion af vandets indhold af opløst uorganisk fosfor i vækstperioden. (- angiver linie fundet ved nonlinear regression).

Fosfors betydning for skraber

Skrabere, der bl.a. lever af at æde alger på vandløbsbunden, er mest afhængige af det organiske stof, der er produceret i vandløbet. På grund af den store betydning af fosfor for algebiomassen kan man forvente en indirekte relation mellem antallet af skraber og fosforkoncentrationen i vandløbet, hvilket også blev konstateret ($r^2=0.77$, $P<0.001$) (fig. 11.10).

Tabel 11.3 Middelværdier og variationer for Viborgindex i LOOP-vandløbene i 1991.

LOOP vandløb/ lokalitet	Viborg indeks	
	Middel	Variation
1. Højvads Rende		
Lille Rosning	(II-III)	II - (II-III)
N.V.F. Bregneholt	(II-III)	(II-III) - IV
2. Odderbæk		
Farsøbroen	(II-III)	II - (II-III)
Sdr. Gislum	(II-III)	II - (II-III)
3. Horndrup Bæk		
Sortholmvej	I	I
Rødekærvej	(I-II)	I-II
v. Ballegård	I	I
4. Lillebæk		
Fredskovvej	(II-III)	(II-III) - III
6. Bolbro Bæk	(I-II)	I-II

Forureningsgraden i LOOP-vandløbene har generelt ikke ændret sig gennem de tre undersøgelsesår. I lighed med de foregående år varierer Viborg index'et fra forureningsgrad I (praktisk talt uforurennet) i Horndrup Bæk til forureningsgrad IV (overordentlig stærk forurennet) i Højvads Rende (tabel 11.3), mens hovedparten af strækningerne ligger på II-III for størstedelen af året. Højvads Rende, NV Bregneholt, er i 2 ud af 10 bedømmelser blevet bedømt til forureningsgrad IV. De to dårlige bedømmelser syntes ikke at være udtryk for stærk forurening med organisk stof, idet iltforholdene i vandløbet i perioderne før bedømmelserne har været gode og uden tegn på stort iltforbrug til nedbrydning af organisk stof. En mulig årsag til de dårlige bedømmelser kunne være en forurening med sprøjtegift, hvilket tidligere er observeret i dette vandløb (Mogensen & Spliid, 1991).

11.2 Biologiske processer

11.2.1 Iltindholdets døgnvariation

Iltkurver

En døgnkurve for opløst ilt, der forløber med maksimum først på eftermiddagen og minimum umiddelbart før solopgang, afspejler, at de autotrofe organismers fotosyntese er tæt knyttet til lyskurvens døgnvariation. En sådan døgnkurve vil i det følgende blive omtalt som en kurve af "produktionstypen", mens en døgnkurve i vandløb med ringe fotosyntese vil blive omtalt som en "temperaturtype", idet den vil optræde som et spejlbillede af temperaturkurven med maksimum umiddelbart før solopgang (se Grant *et al.*, 1991).

Tabel 11.4 Typeinddeling af døgnkurver for opløst ilt i 1991. P betyder, at døgnkurven i den pågældende måned overvejende er af produktionstypen, T, at kurven tilhører temperaturtypen.

LOOP vandløb/ lokalitet	April	Maj	Juni
1. Højvads Rende			
St. 1	*P	P	P
St. 2	*P	P	P
2. Oddebæk			
Farsøbroen	T	T	P
Sdr. Gislum	T	T	P
3. Horndrup Bæk			
Rødekærvej	T	T	T
Sortholmvej	T	T	T
4. Lillebæk	P	T	T
6. Bolbro Bæk	P	P	T

* Først målinger fra 24.04.91

Alle vandløbsstrækningerne, med undtagelse af de to strækninger i Horndrup Bæk, har i kortere eller længere tid af undersøgelses-

perioden døgnkurver af produktionstypen (tabel 11.4). Generelt stemmer resultaterne overens med, hvad man kunne forvente ud fra de bundlevende algers årstidsvariation. F.eks. sker der et markant fald i algebiomassen i Bolbro Bæk frem til juni måned, hvorefter yderligere vækst er minimal. Dette stemmer overens med, at stationen i juni måned skifter til at være af temperaturtypen, mens den i algernes opvækstfase er af produktionstypen (tabel 11.4). Dog kunne man forvente at døgnkurverne i Oddebæk ville have været af produktionstypen allerede i maj måned, hvor tilvæksten i algebiomasse er relativ stor.

Gode iltforhold i vandløbene

11.2.2 Iltindholdets variation i undersøgelsesperioden

Iltforholdene i vandløbene er set over hele undersøgelsesperioden gode. De overholder alle kravene om, at vandets indhold af opløst ilt i 50% af tiden skal være over 7.0 mg l⁻¹, for at vandløbet kan klassificeres som fiskevand (*Miljøstyrelsen, 1983*). Medianværdien for vandløbene er således over 8 mg l⁻¹ (tabel 11.5). Stationerne i Højvads Rende har dog et døgnminimum på under 4.0 mg l⁻¹. De største maksimale døgnamplituder på henholdsvis 7.74 og 8.81 mg ilt l⁻¹ er registreret på de to stationer i Højvads Rende. Døgnfluktuationer på strækningerne i de øvrige vandløb er af beskeden størrelse (tabel 11.5).

Tabel 11.5 Iltindholdets sæsonvariation i de 5 LOOP-vandløb i undersøgelsesperioden i 1991. Variationen er beskrevet ved den laveste (min.) og højeste (max.) målte iltkoncentration, 10%- og 25%-kvartilen samt medianværdien (med.) for tidsserien og den maksimale døgnfluktuation (max. amp.)

LOOP vandløb/ lokalitet	mg ilt l ⁻¹					
	min.	max.	10%	25%	med.	max.amp.
1. Højvads Rende						
St. 1	3.99	16.21	6.54	7.21	8.67	7.74
St. 2	3.85	15.52	7.01	7.48	8.33	8.81
2. Oddebæk						
Farsøbroen	8.65	14.55	9.87	10.26	11.10	2.82
Sdr. Gislum	9.47	13.17	10.72	10.94	11.36	2.05
3. Hornstrup Bæk						
Rødekærvej	8.96	13.34	10.07	10.39	11.38	2.02
Sortholmvej	9.27	13.12	10.21	10.58	11.06	1.84
4. Lillebæk	8.82	13.14	9.45	9.68	10.53	2.50
6. Bolbro Bæk	8.65	14.48	10.19	10.51	11.11	3.90

Iltinfluerende proceshastigheder

11.2.3 Styrende iltprocesser

Iltindholdet i vandløbet varierer kun lidt over døgnet og undersøgelsesperioden og følger generelt iltmætningskoncentrationen, som er det indhold af opløst ilt vandet ville have haft ved en given temperatur, hvis temperaturen alene var den styrende faktor. Det aktuelle iltindhold ligger generelt lavere end den temperaturbestemte iltmætningskoncentration, hvilket betyder, at andre fysiske eller biologiske processer også spiller en rolle. De styrende faktorer for iltindholdet er forenklet: Genluftning (D),

bruttoprimærproduktion (P) og total respiration (R). Rater for disse processer er estimeret pr. døgn for alle stationerne. Både D- og R-værdierne er korrigeret til døgnets middeltemperatur. Medianværdier for processerne i undersøgelsesperioden er angivet i tabel 11.6.

Tabel 11.6 Beregnet genluftningskonstant K_2 (20) og medianværdier for iltdeficit og volumenbaserede procesrater for hhv. genluftningsbidrag D, bruttoprimærproduktion P og totalrespiration R i undersøgelsesperioden i 1991.

LOOP vandløb/ lokalitet	K_2 (20) døgn ⁻¹	iltdeficit gm ⁻³	D gm ⁻³ døgn ⁻¹	P gm ⁻³ døgn ⁻¹	R	P/R	n
1. Højvads Rende							
St.1	4,7	2,46	9,50	7,49	16,68	0,41	73
St.2	1,9	2,66	4,00	5,68	11,23	0,52	66
2. Oddebæk							
Farsøbroen	18,9	0,19	3,25	3,43	16,50	0,18	68
Sdr. Gislum	14,0	0,32	0,49	1,70	12,82	0,13	46
3. Hornstrup Bæk							
Rødekærvej	223,6	0,76	127,47	17,22	203,03	0,09	62
Sortholmvej	71,4	0,58	31,00	4,90	39,22	0,12	83
4. Lillebæk	43,2	1,08	25,23	3,89	36,34	0,15	54
6. Bolbro Bæk	6,1	0,12	0,56	2,25	4,41	0,69	101

Bruttoprimærproduktion og genluftningsbidrag

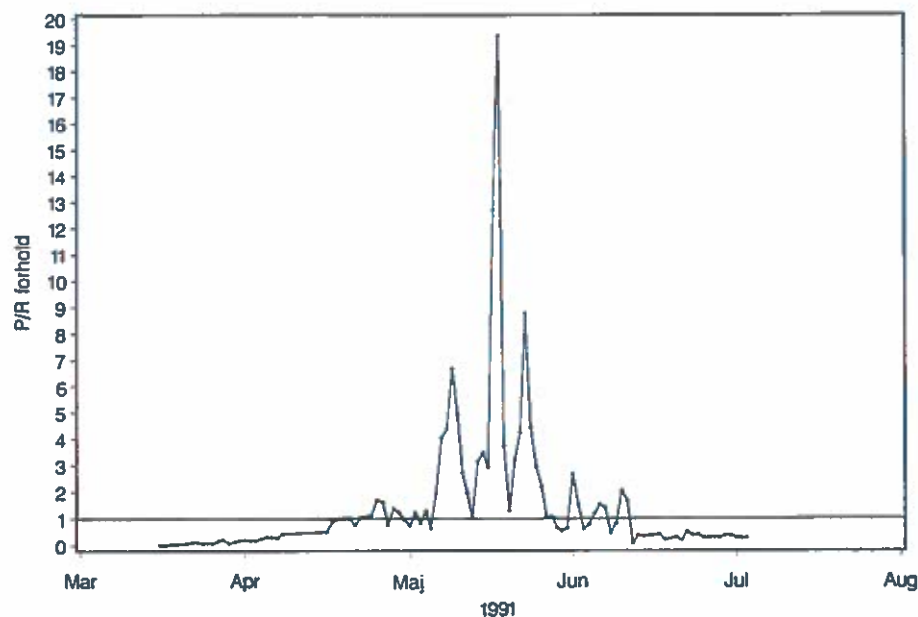
Bruttoprimærproduktionen er generelt højere end i 1990, hvilket hænger sammen med en tidligere opstart af målingerne i 1991, så de bundlevende algers opvækstperiode er inkluderet. Dette har også medført, at tilførslen af ilt fra atmosfære (genluftningsbidraget) ikke udgør så stor en andel af den samlede ilttilførsel til vandløbet som i 1990, hvor 92% kom fra atmosfæren mod 61 % i 1991. Stadig er genluftningsbidraget dog den dominerende kilde for ilttilførslen.

Respiration

Den tilførte og internt producerede iltmængde udnyttes af vandløbets autotrofe og heterotrofe organismer i respirationen. R-værdierne i tabel 11.6 omfatter udover det egentlige biologiske iltforbrug i respirationen også et ukendt abiotisk iltforbrug. Eventuelt indsigning af iltfattigt dræn- eller grundvand opstrøms målestationen vil medføre en overestimering af det biologiske iltforbrug (Thyssen, 1981). De estimerede R-værdier kan derfor kun tolkes som potentielle biologiske respirationsrater.

P/R-forhold

Uden korrektion for overstående er P/R-forhold pr. dag estimeret for stationerne og medianværdier for forholdet er angivet i tabel 11.6. Alle vandløbsstrækningerne er i 1991 overvejende heterotrofe ($P/R < 1$), hvilket betyder, at primærproducenterne i vandløbet kun har ringe betydning for energitilførslen. Den mest autotrofe vandløbsstrækning i undersøgelsen er Bolbro Bæk, hvor P/R-forholdet det meste af maj måned og begyndelsen af juni er over 1 (figur 11.11). For de øvrige stationer gælder dette højst for 10 døgn.



Figur 11.11 Årstidsvariation i P/R-forholdet i Bolbro Bæk.

Overvågningsprogrammet til bestemmelse af biologiske processer blev iværksat på grund af en frygt for, at der i små landbrugsbelastede vandløb på døgn- og årsbasis var meget store fluktuationer i iltindholdet som følge af masseforekomst af alger, idet ekstremt lave og høje iltkoncentrationer skader dyrelivet. Resultaterne af undersøgelserne i 1990 og 1991 har dog vist, at iltforholdene er rimelig gode, døgnamplituden og årstidsfluktuationerne er generelt små i de undersøgte vandløb og fysiske processer i højere grad en intern produceret ilt styrer iltforholdene.

11.3 Sammenfatning

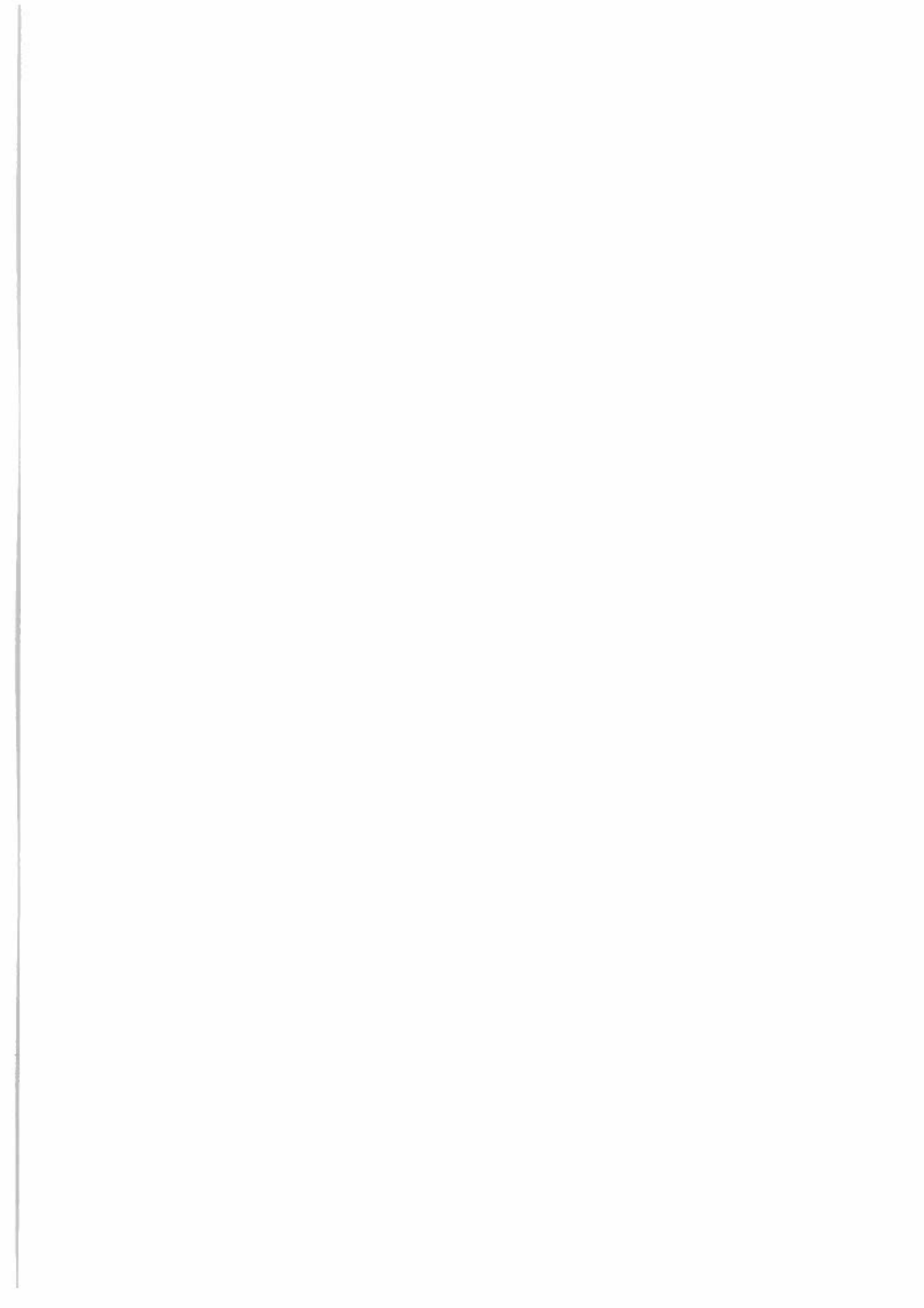
For at opnå større vidne om de biologiske forhold i vandløb i landbrugsområder er der i 1991 gennemført undersøgelser af den biologiske struktur og de biologiske processer i 5 af de 6 vandløb, der afvander LOOP-oplandene, idet det biologiske program i LOOP5 er nedlagt.

På finkornet sediment havde den gennemsnitlige fosforkoncentration i vækstperioden afgørende betydning for størrelsen af den maksimale algebiomasse ved fosforkoncentrationer under $100 \mu\text{g PO}_4\text{-P l}^{-1}$. Derimod var fosforkoncentrationen af mindre betydning for algerne på stenet substrat. Her var det i stedet for de hydrologiske forhold, der var afgørende.

Vandløbenes bunddyr fordelte sig hovedsaglig på tre ordner: Storkrebs, tovinger og døgnfluer. Bunddyrenes fordeling på funktionelle fødekategorier indicerede, at primærproduktionen i vandløbet var af mindre betydning for dyrene, idet de kunne ernære sig af materiale produceret udenfor vandløbet.

Forureningsgraden, bestemt ved hjælp af Viborg index'et lå generelt på II-III i 1991, men har ikke ændret sig væsentligt i de tre undersøgelsesår.

Vandløbene var karakteriseret ved gode iltforhold med ringe døgn- og årstidsvariation. Fysiske iltprocesser var dominerende i vandløbene og udgjorde 3/5 af ilttilførslen til vandløbene. Vandløbene var generelt heterotrofe ($P/R < 1$) og kun i et af vandløbene var P/R -forholdene over 1 i større dele af undersøgelsesperioden.



12. Sammenstilling af data for nedbør, rodzone, drænvand, grundvand og vandløb.

Sammenstilling af måleresultater

I dette afsnit foretages en sammenstilling af vandkemi- og stoftransportdata for de forskellige medier i det hydrologiske kredsløb i de 6 landovervågningsoplande. Sammenstillingen er baseret på data fra stationsnettet, og ikke på oplandsdækkende beregninger; sammenstillingen må derfor kun tages som en foreløbig vurdering af næringsstoftransporter i landbrugsøkosystemer.

Afsnittet består af en overordnet gennemgang af resultater for nedbør, rodzone, drænvand, grundvand og vandløb for måleperioden 1989-91. For en mere detaljeret beskrivelse af de enkelte medier henvises til kapitlerne 6, 7, 9 og 10.

Der har i måleperioden været store år til år variationer i klimaet, hvilket har medført store forskydninger i kvælstoftransporter. Der kan følgelig ikke konkluderes over udviklingen i kvælstofudledningen i denne periode. Sammenfatningen er baseret på gennemsnitsbetragtninger for måleperioden.

Sammenstillingen gælder kvælstofkredsløbet

Sammenstillingen er foretaget for kvælstof. Tab af kvælstof fra dyrkede arealer til vandløb sker hovedsageligt med det tilstrømmende grundvand og overfladenært vand. Det hydrologiske kredsløb indenfor oplandet er derfor afgørende for den tidsmæssige forsinkelse, hvormed vand med dets indhold af kvælstof når frem til vandløbet. Undervejs kan kvælstof fjernes via denitrifikation i jord og våde enge samt ved reduktionsprocesser i grundvandet. Det hydrologiske kredsløb samt kvælstoftransporterne i overvågningsoplandene er beskrevet nedenfor.

Begrænsninger i fortolkning af fosforkredsløbet

Sammenstillingen medtager ikke fosfor på grund af problemerne med at fortolke fosfortransporterne i vandløbene som beskrevet i afsnit 10. Tab af fosfor fra dyrkede arealer til vandløbene sker både via udvaskning og erosion; hertil kommer et bidrag fra gårde og spredt bebyggelse. Sidstnævnte bidrag kan potentielt udgøre en stor del af det samlede tab til vandløbene. Hvor stor en del, der faktisk når ud til vandløbene er imidlertid ikke kendt, hvorfor det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at konkludere over fosforudvaskningen fra dyrkede arealer.

12.1 Det hydrologiske kredsløb

Præsentation af kredsløbet

En skitse af det hydrologiske kredsløb er vist i figur 10.1. I tabel 12.1 er kredsløbet beskrevet for samtlige oplande for årene 1989-91. I tabellen er således angivet nedbøren, fordampning og optag af planterne samt den nedsivende mængde (afstrømning fra rodzonen). Afstrømningen til vandløbene er vist dels som en overfladenær komponent (inklusiv dræning), dels som en grund-

vandsafstrømning. Endvidere er størrelsen af grundvandsopbygning angivet.

Tabel 12.1 Det hydrologiske kredsløb for de 6 overvågningsoplande, angivet som årlige vandtransporter (mm) og den procentvise fordeling. Tabellen repræsenterer gennemsnitsværdier for årene 1989-1991 (LOOP 1-4) og 1990-1991 (LOOP 5-6).

Hydrologisk kredsløb:	Lerjordsoplande						Sandjordsoplande					
	LOOP 1		LOOP 4		LOOP 3		LOOP 2		LOOP 5		LOOP 6	
	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
Nedbør	661	100	762	100	812	100	671	100	1032 ²⁾	100	956	100
Planteop./fordamp.	474	73	456	64	432	55	401	60	403	39	392	41
Nedsivning	187	27	306	36	380	45	270	40	629	61	563	59
Nedsivning (Dr.vandsafstr.) ¹⁾	187 (98)	100 (64)	306 (57)	100 (20)	380	100	270	100	629	100	563	100
Overfladenær afstr.	65	35	71	22	100	26	41	15	-	-	85	15
Grundvandsafstr.	79	53	118	40	161	48	193	75	-	-	339	61
Total t.vandløb	144	88	189	62	261	75	234	90	326 ³⁾	52 ³⁾	423	76
Netto til gr.vand	43	12	117	38	119	25	27	10	213	34	140	24

¹⁾ Forudsat 70% dræning af landbrugsareal i LOOP 1 og 50% i LOOP 4, - opskalering til oplandsniveau meget usikker

²⁾ Inklusiv vanding ca. 90mm pr. år.

³⁾ Barslund Bæk + Tværmose Bæk; oppumpning til vanding yderligere ca. 14%.

Nedsivning gennem rodzonen

Det fremgår, at nedbøren har været stigende fra den østlige til den vestlige del af landet; de mindste nedbørsmængder er således målt i Storstrøm (LOOP 1) (gns. 660 mm pr år), og de største mængder i Ringkøbing/Viborg og Sønderjylland (LOOP 5 og 6) (gns. 875 mm pr år). I de tre lerjordsoplande samt i Nordjylland (LOOP 1-4) er medgået 55-73% af nedbøren til plantevækst og fordampning, mens den resterende del på 27-45% er strømmet gennem planternes rodzone til vandløb og grundvand. I Ringkøbing/Viborg og Sønderjylland (LOOP 5-6) er medgået 39-41% af nedbøren (inkl. vanding) til plantevækst og fordampning, mens 59-61% er afstrømmet gennem rodzonen til vandløb og grundvand.

Afstrømning til vandløbene

I lerjordsoplandene er 22-35% af den nedsivende vandmængde hurtigt strømmet til vandløbene som overfladenær afstrømning; heri indgår drænvandsafstrømning. Yderligere 40-53% er via grundvand strømmet til vandløbene; mens 12-38% er gået til grundvandsopbygning. I sandjordsoplandene er ca 15% af den nedsivende vandmængde strømmet til vandløb som overfladenær afstrømning, mens yderligere ca 61-75% er strømmet til vandløbene via grundvand. Afstrømningen til vandløbene i disse områder sker altså med en vis tidsmæssig forsinkelse. 10-34% af den nedsivende vandmængde er medgået til grundvandsopbygning.

12.2 Kvælstofkoncentrationer

I figur 12.2 er vist koncentrationer af kvælstof i de forskellige medier af vandkredsløbet for årene 1990 og 1991. Koncentrationsniveauerne for 1991 er endvidere skematiseret i figur 12.1. Koncentrationerne er angivet som vandføringsvægtede koncentrationer for rodzone, drænvand og vandløbsvand, mens der for grundvand er anvendt gennemsnitskoncentrationer.

Tabel 12.2 Kvælstofkoncentrationer i de forskellige medier i det hydrologiske kredsløb, 1990-1991. For rodzonevand, drænvand og vandløbsvand er anvendt vandføringsvægtede koncentrationer, og for grundvand gennemsnitskoncentrationer. Kvælstof angivet som nitrat-N for rodzonevand, drænvand og grundvand og som total-N for vandløbsvand.

Kvælstofkoncentrationer (mg N/l)												
Hydrologisk kredsløb:	Lerjordsoplande						Sandjordsoplande					
	LOOP 1		LOOP 4		LOOP 3		LOOP 2		LOOP 5		LOOP 6	
	90	91	90	91	90	91	90	91	90	91	90	91
Rodzonevand	19.2	14.4	17.1	15.5	33.5	20.9	33.6	41.1	19.7	30.3	20.6	28.5
Drænvand	12.5	11.0	23.1	18.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Grundvand 1.5m	10.5	12.3	19.6	9.1	17.5	12.9	27.1	14.2	15.7	14.9	23.9	13.0
Grundvand 3.0m	3.2	3.0	11.2	7.0	9.2	7.3	10.0	8.2	15.8	11.9	10.5	8.4
Grundvand 5.0m	2.3	2.2	8.2	5.6	6.6	8.1	12.8	13.1	-	-	-	-
Overfladenær afstr.	12.4	10.7	21.8	17.0	12.6	10.4	14.5	13.6	5.5 ¹⁾	6.4 ¹⁾	3.6	2.5
Grundvandsafstr.	7.8	5.9	11.9	10.2	6.8	5.5	4.9	5.0	3.3	3.2	0.8	1.2
Vandløb	10.1	8.1	14.2	11.7	9.4	7.3	7.7	7.4	3.4 (2.0)	3.4 (1.9)	1.8	1.4

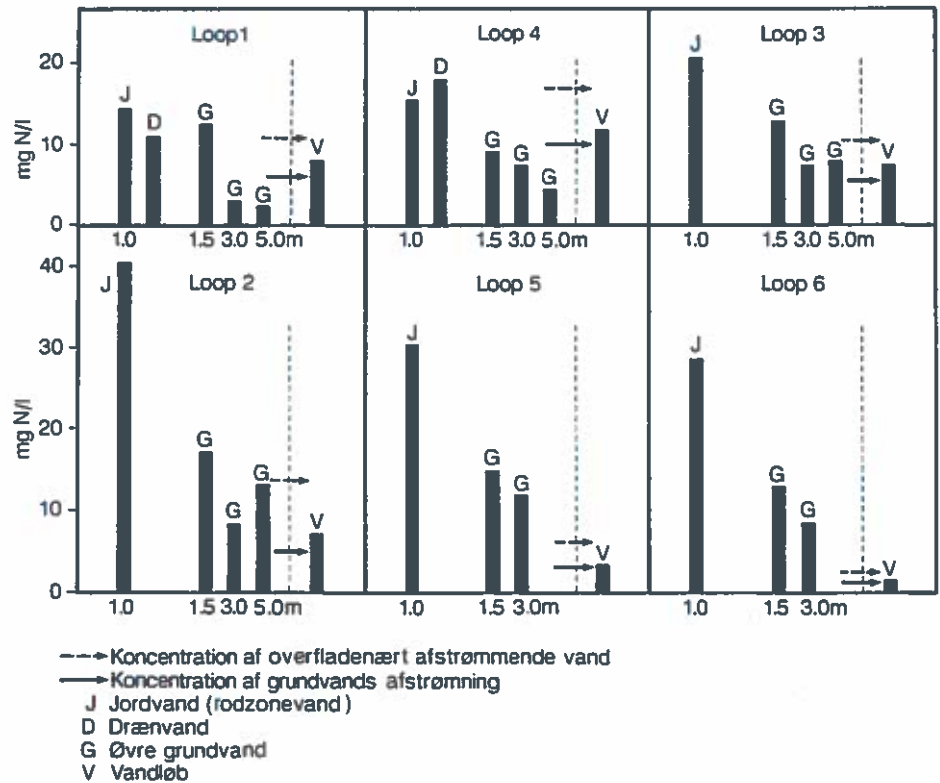
¹⁾ Gælder kun målinger i Barslund Bæk; i parentes er angivet koncentrationer for Tværmose Bæk.

Koncentrationsmønster i lerjordsoplandene

I lerjordsoplandene har kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet ligget i intervallet 14-34 mg N/l. Koncentrationerne i drænvandet har som gennemsnitsbetragtning ligget på samme eller lidt lavere niveau. Ned gennem det øvre grundvand er observeret en tydelig nedgang i koncentrationsniveau; mest markant er nedgangen fra 1.5 til 3 m's dybde, ved LOOP 4 er der dog et yderligere fald fra 3 til 5 m's dybde. I vandløbsvandet har kvælstofkoncentrationerne ligget på 7-14 mg N/l. I det overfladenært afstrømmende vand er der beregnet kvælstofkoncentrationer, der svarer til rodzonevandet/grundvand i 1.5 m's dybde; mens der for grundvandsafstrømningen er beregnet koncentrationer, der svarer til målingerne i grundvandet i 1.5-5.0 m's dybde.

Koncentrationsmønster i sandjordsoplandene

I sandjordsoplandene har kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet ligget på 33-41 mg N/l i Nordjylland (LOOP 2) og på 20-30 mg N/l i Ringkøbing/Viborg og Sønderjylland (LOOP 5-6). I det øverste grundvand har kvælstofkoncentrationerne ligget på omtrent samme niveau som for rodzonevandet i 1990, og på et tydeligt lavere niveau end for rodzonevandet i 1991. Endvidere er der set et fald i koncentrationsniveau i grundvandet fra 1.5 til 3



Figur 12.1 Koncentrationer i de forskellige medier i det hydrologiske kredsløb for 1991. For rodzonevand, drænvand og vandløbsvand er anvendt vandføringsvægtede koncentrationer og for grundvand gennemsnitskoncentrationer.

m's dybde. I vandløbsvandet har koncentrationerne ligget på 7-8 mg N/l i LOOP 2 og på 1-3 mg N/l i LOOP 5 og 6. Disse niveauer er lavere end hvad der måles i grundvandet i 3-5 m's dybde. Det fremgår, at der endog i det overfladenært afstrømmende vand til vandløbene er sket en betydelig reduktion i kvælstofkoncentrationer i forhold til rodzonevandet og det allerøverste grundvand. Der kan ikke gives en entydig forklaring herpå. Det kan være at denne "storm-flow" betingede afstrømning består af ældre grundvand, der presses ud til vandløbene under nedbørshændelser, samt at der sker en denitrifikation i de vandløbsnære arealer.

12.3 Kvælstoftransporter

Præsentation

I tabel 12.3 er vist de gennemsnitlige kvælstofstrømme for måleperioden 1989-91 for de enkelte overvågningsoplande. I tabellen er vist kvælstoftilførsler i form af handelsgødning, husdyrgødning, estimeret kvælstof-fixering samt tilførsel fra atmosfæren fra kilder udenfor dansk landbrug (Nielsen 1990). Kvælstoftilførslerne er baseret på oplandsdækkende opgørelser for de dyrkede arealer.

Med hensyn til kvælstofudvaskningen fra rodzone og dræn er der tale om gennemsnitsværdier for de 6-8 stationer i hvert opland. Kvælstofafstrømningen til vandløbene er baseret på målinger ved hovedvandløbsstationerne. Transporten i dette punkt afspejler den totale afstrømning frem til vandløbet (Kronvang og Thyssen

Tabel 12.3 Kvælstofstrømme for det dyrkede areal i de 6 overvågningsoplande. For vandløb er korrigeret for naturarealer og spildevand men ikke for spredt bebyggelse. Tallene repræsenterer gennemsnitsværdier for årene 1989-1991 (LOOP 1-4) og 1990-1991 (LOOP 5-6).

Kvælstofstrømme:	Lerjordsoplande						Sandjordsoplande					
	LOOP 1		LOOP 4		LOOP 3		LOOP 2		LOOP 5		LOOP 6	
	kg N/ha år ⁻¹	%	kg N/ha år ⁻¹	%	kg N/ha år ⁻¹	%	kg N/ha år ⁻¹	%	kg N/ha år ⁻¹	%	kg N/ha år ⁻¹	%
Handelsgød. n.	142		119		126		121		138		119	
Husdyrgød. n.	34		62		93		151		27		128	
Atmosf.+fixering ¹⁾	15		25		15		25		30		25	
Total tilført	191		206		234		297		195		272	
Udvasket Rodzonen (Drænv.) ²⁾	33 (12)	100 (42)	50 (15)	100 (25)	123	100	106	100	-		138	100
Udv. til vandløb												
Overfl.nært	11.7	36	13.8	27	15.9	14	5.6	6	-		2.8	2
Grundvand	6.8	22	12.7	26	11.5	10	9.4	8	-		4.0	3
Total	18.5	58	26.5	53	27.4	24	15.0	14	-		6.8	5

¹⁾ Fra atmosfæren regnes 10 kg N/ha år⁻¹ fra kilder uden for landbruget

²⁾ Forudsat 70% dræning af landbrugsareal i LOOP 1 og 50% i LOOP 4, - opskalering til oplandsniveau meget usikker.

1987). Den heraf beregnede arealkoefficient er herefter korrigeret for naturarealer og spildevandsudledninger. Den angivne arealkoefficient repræsenterer således det dyrkede areal, inklusiv spredt bebyggelse. Endvidere er transporten til vandløbene opdelt i en overfladenær komponent og en grundvands komponent.

Kvælstoftilførslerne er præsenteret for samtlige oplande i tabellen, mens kvælstofudvaskningerne for LOOP 5 ikke er medtaget, idet der for rodzonen kun foreligger et års pålidelige målinger.

Kvælstofkredsløbet er herefter skematiseret i figur 12.2 for henholdsvis sandjordsoplande og lerjordsoplandet.

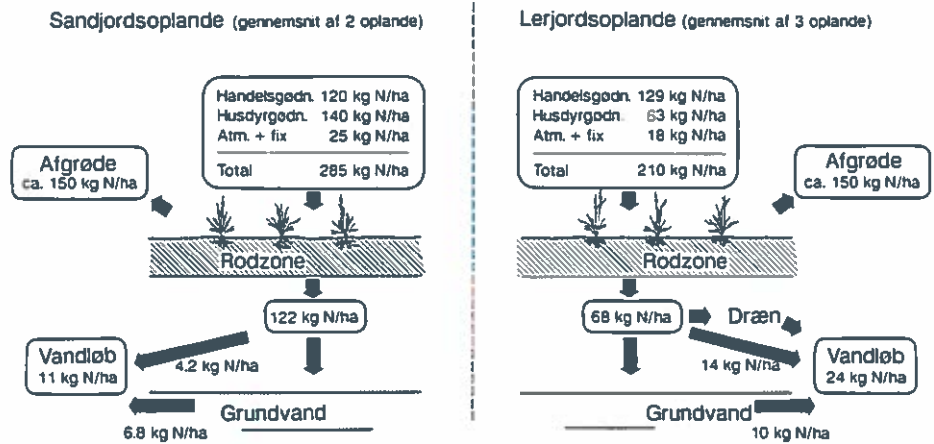
Kvælstoftilførsler

I lerjordsoplandene er årligt tilført ca 120-140 kg N/ha med handelsgødning og 34-93 kg N/ha med husdyrgødning. De mindste mængder husdyrgødning er anvendt i Storstrøm (LOOP 1) og de største mængder i Vejle/Århus (LOOP 3). Fra atmosfæren og ved kvæstoffixering er årligt tilført ca 15-25 kg N/ha. Således har den totale kvælstoftilførsel til markerne i lerjordsoplandene udgjort 191-234 kg N/ha pr år i perioden 1989-91. I de to sandjordsoplande Nordjylland og Sønderjylland (LOOP 2 og 6) er årligt tilført ca 120 kg N/ha med handelsgødning og ca 140 kg N/ha med husdyrgødning, mens der fra atmosfæren og ved kvæstoffixering er tilført ca 25 kg N/ha, ialt ca. 285 kg N/ha pr år.

Kvæstoffjernelser med afgrøder

Kvæstoffjernelse med afgrøder er ikke angivet i tabellen, idet opgørelser herover kun foreligger for oplandene for 1990/91. På baggrund af denne opgørelse samt opgørelser over fjernede mængder fra stationsmarkerne for hele perioden kan det skønnes

Det årlige kvælstofkredsløb



Figur 12.2 Skemativering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis lerjordsoplandene og sandjordsoplandene for årene 1989-91. NB: I sandjordsoplandene indgår LOOP 2 (1989-91) og LOOP 6 (1990-91).

at der årligt fjernes ca 150 kg N/ha med afgrøder såvel i lerjords- som sandjordsoplandene. Dette betyder at der årligt har været en "netto tilførsel" på ca 40-85 kg N/ha i lerjordsoplandene og ca 135 kg N/ha i sandjordsoplandene; disse mængder går til tabsprocesser og ophobning i jord.

Kvælstofudvaskning fra rodzonen

Udvaskning fra rodzonen, som målt ved stationsmarkerne, har udgjort ca 33-123 kg N/ha pr år i lerjordsoplandene og 106-138 kg N/ha pr år i to sandjordsoplande. For de to lerjordsoplande Storstrøm og Fyn (LOOP 1 og 4) og for de to sandjordsoplande (LOOP 2 og 6) har udvaskningerne tilnærmelsesvis svaret til netto tilførslerne, mens udvaskningen fra Vejle/Århus oplandet (LOOP 3) har været noget større end netto tilførslerne. Det kan være, at udvaskningerne ved jordvandsstationerne ikke er repræsentative for oplandet. Det kan imidlertid også skyldes at jorderne har et stort indhold af letomsættelige humuspuljer, som ved mineralisering kan bidrage til tabsprocesser. Dette sandsynliggøres ved at meget store målte udvaskninger fra rodzonen i 1990 er sammenfaldende med usædvanlig stor kvælstoftransport i vandløbet samme år (39 kg N/ha).

Kvælstoftransport til vandløbene

Den totale udvaskning til vandløbene fra dyrkede arealer har i undersøgelsesperioden ligget på gennemsnitlig 18-27 kg N/ha pr år i lerjordsoplandene, hvilket svarer til 24-58% af udvaskningen fra rodzonen. For de to sandjordsoplande har udvaskningen til vandløbene udgjort 7-15 kg N/ha pr år, hvilket svarer til 5-14% af udvaskningen fra rodzonen.

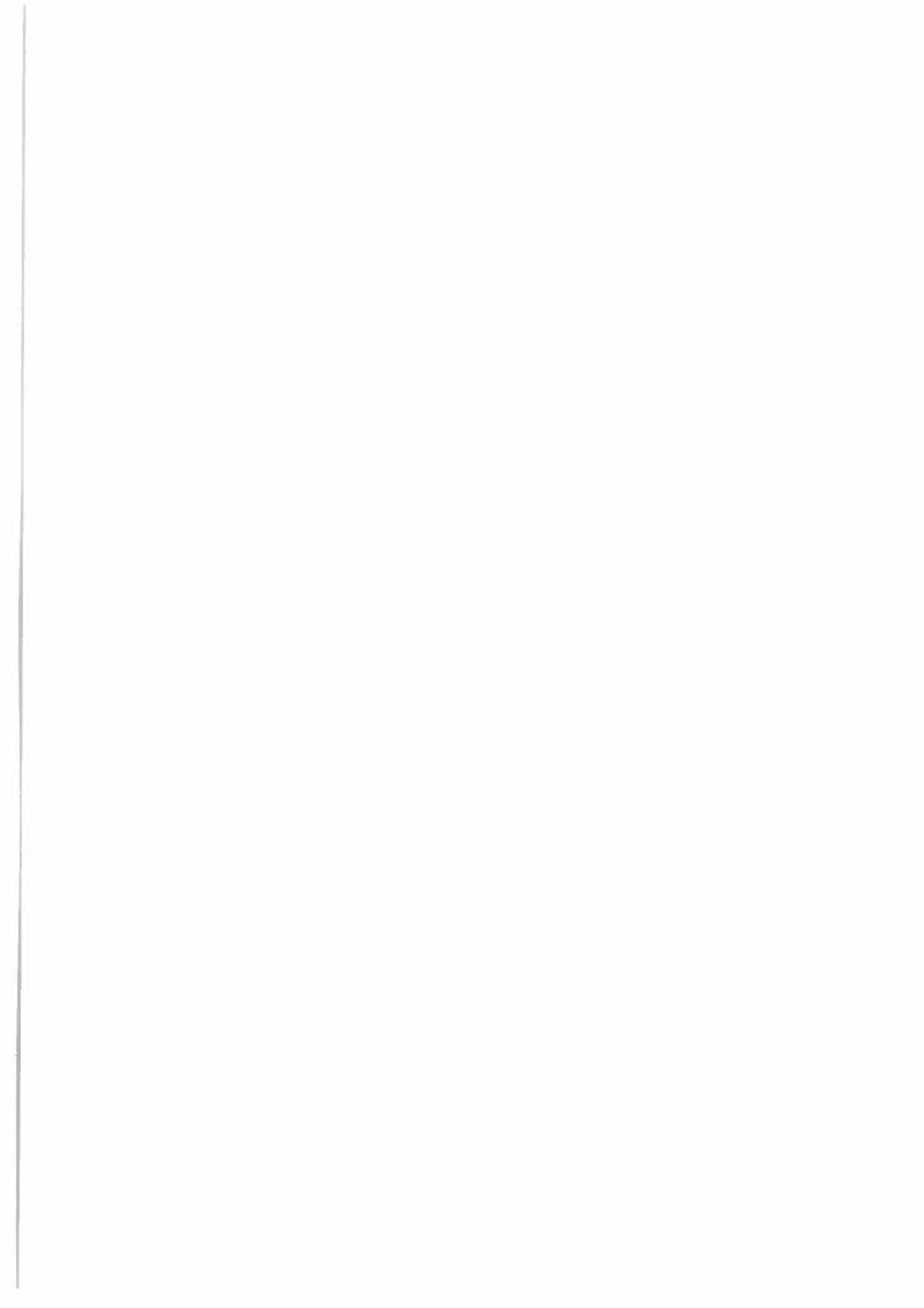
12.4 Konklusion

I den 3-årige måleperiode 1989-91 er der fundet en gennemsnitlig udvaskning fra rodzonen på 33-123 kg N/ha pr år i tre lerjordsoplande, og på ca 106-138 kg N/ha pr år fra to sandjordsoplande.

Den større udvaskning på sandjordene skyldes større nedbør, lettere gennemtrængelig jord og et større husdyrtryk. Kvælstofudvaskningen fra to af lerjordsoplandene og fra de to sandjordsoplande har tilnærmelsesvis svaret til nettotilførslerne af kvælstof, det vil sige svarer til mængden af total tilført kvælstof minus kvælstof fjernet med afgrøderne. Størrelsen af nettotilførslerne er i nogen grad et udtryk for den overgødskning, der finder sted (afsnit 5). Ved at mindske overgødskningen må udvaskningen alt andet lige også blive mindsket. Resultater fra det tredje lerjordsopland har imidlertid vist, at udvaskningen kan overstige nettotilførslen igennem en årrække, fx ved mineralisering af letomsættelige humuspuljer.

Det er vist, at en stor del af det kvælstof, der forlader rodzonen (14-36%) i lerjordsoplandene hurtigt strømmer til vandløbene gennem dræn og overfladenært vand, mens yderligere 10-25% strømmer via det øvre grundvand til vandløbene. Afstrømningsvandet til vandløbene er således stærkt belastet med landbrugets kvælstofudledning. En eventuel ændring i landbrugspraksis vil således hurtigt slå igennem i vandløbskvaliteten i disse områder. I sandjordsoplandene derimod strømmer kun en ganske lille del af det kvælstof, der forlader rodzonen (2-6%), hurtigt til vandløbene med overfladenært vand. I disse oplande sker afstrømningen til vandløbene hovedsagelig via dybereliggende grundvand. Under vandets transport nedad i grundvandet sker reduktion af nitrat, hvorfor det afstrømmende vand har lave kvælstofindhold. Det er således fundet, at vandløb i disse oplande er mindre belastet med kvælstof end i lerjordsoplandene til trods for at udledningen fra landbruget er større. En eventuel ændring i landbrugspraksis vil ikke kunne måles i vandløb i sandjordsoplande indenfor overskuelig tid.

Ovennævnte strømningsforhold samt kvælstofreduktionsprocesserne i jorden har medført, at det øvre grundvand er stærkere belastet med kvælstof på sandjordene end på lerjordene.



13 Referencer

Andersen, M.M., Jørgensen, H.S. og Riget, F.F. (1982): Nyt biologisk forureningsindeks til danske vandløb. Stads- og Havneingeniøren. 1: 12-16.

Ambus, P. og Hoffmann, C.C. (1990): Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. C13, 67 s.

Biggs, B.J.F. & Close, M.E.(1989): Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* 22: 209-231.

Blicher-Mathiesen, B., Grant, R., Jensen, C. & Nielsen, H. (1990): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Landovervågningsoplande - Næringsstofudvaskning fra rodzonen. Danmarks Miljøundersøgelser - Faglig rapport fra DMU, nr. 6 (hovedrapport + bilagsrapport).

Cummins, K.W. (1973): Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206.

DGU (1989 a): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 1 Højvads Rende. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 49, 187 pp + bilag.

DGU (1989 b): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 2 Odder Bæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 50, 185 pp + bilag.

DGU (1989 c): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 3 Horndrup Bæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 51, 201 pp + bilag.

DGU (1989 d): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 4 Lillebæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 52, 172 pp + bilag.

DGU (1989 e): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 5 Barslund Bæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 53, 219 pp + bilag.

DGU (1989 f): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Landovervågningsoplande LOOP 6 Bolbro Bæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Intern Rapport nr. 54, 219 pp + bilag.

Feminella, J.W., Power, M.E. & Resh, V.H. (1989): Periphyton responses to invertebrate grazing and riparian canopy in three northern California coastal streams. *Freshwater Biology* 22: 445-457.

Friberg, N. & Kjeldsen, K. (in press): Development of benthic algal biomass in six Danish beech, mixed and coniferous forest streams.

Fyns Amtskommune (1992): Vandmiljøovervågning. Det særlige landovervågningsopland 1991, 165 pp

Fyns Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Det særlige landovervågningsopland 1990, 140 pp.

Fyns Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Det særlige landovervågningsopland 1989, 140 pp.

Gosk, E., Nygård, E., Lundsgaard, A. (1990): Status for grundvand og drikkevand i Danmark, 1990, Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport nr. 45, 1990.

Grant, R., Bak, J., Berg, P., Skop, E., Rebsdorf, Å., Thyssen, N., Kjeldsen, K. & Rasmussen, P. (1991): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Landovervågningsoplande. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 39.

Hansen, B. (1990): Næringsstofudvaskning fra arealer i landbrugsdrift. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A8, 48 pp.

Hansen B. (1986): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til vandløb fra landbrugsområder: Gjelbæk og Rabis Bæk. Rapport til Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

Hansen, B., Djurhuus, J., Christensen, N., Jacobsen, O.S. & Hoffmann C.C. (1991): Analyse af jordvands sammensætning - metodesammenligning. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A17, 64 pp.

Hansen, L. & Pedersen, E.F. (1985): Drænvandsundersøgelser 1971-74. *Tidsskrift for Planteavl* 79: 670-688.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. og Svendsen, H. (1990): DAISY - A soil plant system model. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A 10. 272 pp.

Hasholt, B., Kuhlman, H., Hansen, A.C. og Platone, S.W. (1990): Erosion og transport af fosfor til vandløb og søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C12, 120 s.

Hedeselskabet (1989 a): Landovervågningsoplandet Højvads Rende LOOP 1. Afleveringsrapport H.U., Hedeselskabet. 23 pp + bilag.

Hedeselskabet (1989 b): Landovervågningsoplandet Odder Bæk LOOP 2. Afleveringsrapport. H.U., Hedeselskabet. 22 pp + bilag.

Hedeselskabet (1989 c): Landovervågningsoplandet Horndrup Bæk LOOP 3. Afleveringsrapport. H.U., Hedeselskabet. 22 pp + bilag.

Hedeselskabet (1989 d): Landovervågningsoplandet Lillebæk LOOP 4. Afleveringsrapport. H.U. Hedeselskabet. 18 pp + bilag.

Hill, W.R., Boston, H.L. & Steinman, A.D. (1992): Grazers and nutrients simultaneously limit lotic primary productivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 504-512.

Iversen, T.M., Thorup, J., Thyssen, N., Kjeldsen, K., Nielsen, L.P., Lund-Thomsen, P., Nielsen, N.B., Pedersen, C. & Winding, T. (1990): Biologisk struktur i småvandløb. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B11.

Jacobsen, O.S., Larsen H.V. og Andreassen, L. (1990): Geokemiske processer i et grundvandsmagasin. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. B10, 45 s.

Jensen, N.H. & Madsen, H.B. (1990): Jordprofilundersøgelse i Vandmiljøplanens landovervågningsoplande. Statens Planteavlsvforsøg. Afd. for Arealdata for Kortlægning, 17 pp + bilag.

Kjeldsen, K. (in press): The relationship between phosphorus and peak biomass of benthic algae in small lowland streams.

Kofoed, A. Dam, (1982): Humus in long term experiments in Denmark., Proc. of the land use seminar on soil degradation, Wageningen. A. A. Balkema, Rotterdam: 241-258.

Kronvang, B. & Thyssen, N. (1987): Transport af kvælstof i vandløb. *Vand og Miljø* nr. 3: 111-114.

Kronvang, B., Erfurt, J., Erlandsen, M., Friberg, N. Græsbøll, P., Rebsdorf, A. og Svendsen, L.M. (1992): Ferske vandområder, Vandløb og Kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser, 1992. - Faglig rapport fra DMU, nr. 62.

Kunze, R.J., Vehara, G. & Graham, K. (1968): Factors important in the calculations of hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32: 760-765.

Miljøstyrelsen (1988): Fosfor - kilder og virkninger. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 2. 118 s.

Miljøstyrelsen (1983): Vejledning i recipient kvalitetsplanlægning. Del 1: Vandløb og søer: 45-56.

Mogensen B.B. & Spliid N.H. (1991): Udvaskning af pesticider fra landbrugsjord. 8. Danske Planteværnskonference. Pesticider og Miljø 1991 - Tidsskrift for Planteavl. Specialserie. Beretning S2110: 245-254.

Nielsen, H. (1990): Kvælstofstrømme i dansk landbrug 1980-88. Faglig rapport fra DMU, nr. 3, pp 46.

Nielsen, H., Blicher-Mathiesen, G. Erlandsen, M. & Jensen, C. (1992): Modelberegning af den regionale kvælstofudvaskning. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 16.

Nordjyllands Amtskommune (1992): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Udvasning fra rodzonen. Maj 1992. 24 pp + bilag. Interviewundersøgelse. 15 pp + bilag. Vandløb og drænvand. 16 pp + bilag.

Nordjyllands Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Udvasning fra rodzonen. Maj 1991. 10 pp + bilag.

Nordjyllands Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Maj 1990, 41 pp + bilag.

Olesen, J.E. (1992): Jorsbrugsmeteorologisk årsoversigt 1991. Landbrugsministeriet. Statens Planteavlsforsøg. Tidsskrift for Planteavls Specialserie. - Beretning nr. S2202.

Olesen, J.E. (1991): Jorsbrugsmeteorologisk årsoversigt 1990. Landbrugsministeriet. Statens Planteavlsforsøg. Tidsskrift for Planteavls Specialserie. - Beretning nr. S2130.

Olesen, J.E. (1990): Klima til Landovervågningsoplande m.v., Statens Planteavlsforsøg, Afd. for Jordbrugsmeteorologi. 4 pp.

Olesen, J.E. & Heidmann, T. (1990): Evacrop. Statens Planteavlsforsøg. Afd. for Jordbrugsmeteorologi, 65 pp.

Petersen, E.F. (1983): Drænvandsundersøgelser 1971-81. Tidsskrift for Planteavls Specialserie S 1667, 53 pp.

Rasmussen, P. & Gosk, E. (1990): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Grundvand i Landovervågningsoplandene. Danmarks Geologiske Undersøgelse. - Intern rapport nr. 47-1990, 24 pp + bilag.

Rebsdorf, Aa., Søndergaard, M. & Thyssen, N. (1988): Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand - særlig kemiske analyse- og beregningsmetoder. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium. - Teknisk rapport nr. 21 og publikation nr. 98.

Ringkøbing/Viborg Amtskommune (1992): Vandmiljøovervågning. Landovervågning 1991. 165 pp.

Ringkøbing/Viborg Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Årsrapport for landovervågning nr.5 Barslund Bæk 1990.

Ringkøbing/Viborg Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Maj 1990, 227 pp + bilag.

Sand-Jensen, K., Møller, J. & Olesen, B.H. (1988): Biomass regulation of microbenthic algae in Danish lowland streams. *Oikos* 53: 332-340.

Skriver, K. (1992): Oversigt over landsforsøgene. Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger 1991. Landsudvalget for planteavl, Skejby.

Storstrøms Amtskommune (1992): Vandmiljøovervågning. LOOP 1 - Højvads Rende, 1991. 61 pp + bilag.

Storstrøms Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Landovervågning, LOOP 1 - Højvads Rende, 1989 og 1990, 148 pp + bilag.

Storstrøms Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. LOOP 1 - Højvads Rende. Afrapportering 1. maj 1990, 160 pp.

Storstrøms Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Grundvandsmonitoring. Grundvandsmonitoringsområde 35.11 Vesterborg. Storstrøms Amtskommune, maj 1990.

Sønderjyllands Amtskommune (1992): Vandmiljøovervågning. - Teknisk rapport, Landovervågning. Maj 1992.

Sønderjyllands Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Maj 1991.

Sønderjyllands Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. April 1990, 16 pp + bilag.

Sønderjyllands Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Teknisk rapport. Grundvand. Maj 1990.

Thyssen, N. (1981): Effekten af fysisk/kemiske og biologiske processer på et makrofytrigt vandløbs oxygenbalance, med særlig relation til de oxygentilførende processer: Genluftning og fotosyntese. Ph.D. thesis. s. 240. Botanisk Institut, Århus Universitet.

Vejle Amtskommune (1992): Landovervågning. Horndrup Bæk, Landbrugsdrift og næringsstofudvaskning 1991.

Vejle Amtskommune (1991): Vandmiljøovervågning. Landovervågning. Horndrup Bæk - afrapportering af resultater for 1990, 31 pp + bilag.

Vejle Amtskommune (1990): Vandmiljøovervågning. Landovervågning - Horndrup Bæk. Landbrugsdrift og næringsstofudvaskning 1990, 53 pp.

Vilhelmi, K. & Nielsen, H. (1990): Næringsstofbalancer på landbrugsejendomme. Vejledning i opgørelse af næringsstofbalancer på ejendomme i landovervågningsoplandene. Danmarks Miljøundersøgeæser 1990.

Århus Amtskommune (1992): Notat Horndrup Bæk (LOOP 3), 1991. Stoftransport og vandløbsbiologi, juni 1992.

Århus Amtskommune (1991): Horndrup Bæk (LOOP 3) Stoftransport og Vandløbsbiologi.

Århus Amtskommune (1990): Horndrup Bæk (LOOP 3) 1988-89. Stoftransport og Vandløbsbiologi, 137 pp.

Bilag I.1

Oversigt over analyseparametre for jordvand, drænvand, grundvand og vandløbsvand.

Analyseparametre	Jordvand ¹⁾ (Fællesprøve)	Jordvand ²⁾ (Enkeltcelle)	Drænvand ³⁾	Grundvand	Vandløb
pH	x		x	x	x
Nitrat	x	x	x	x	x
Ammonium	x		x	x	x
Total N			(x)	(x)	x
Ortho-P, opløst	x		x	x	x
Total P			(x)		x
Kalium			(x)	x	
Ledningsevne			(x)	x	x
Alkalinitet			(x)	x	x
Aciditet ⁴⁾			(x)		
Organisk stof COD ⁵⁾			(x)		x
NA				x	x
CL				x	
SO ₄				x	
Ca				x	
Mg				x	
Fe				x	

¹⁾ 1-6 gange årligt er foretaget et udvidet analyseprogram (grundvandsprogram)

²⁾ Udført 2 gange årligt

³⁾ (x) kun udført på automatiske stationer

⁴⁾ Er ikke målt hvis total alkalinitet > 2,5 mmol/l

⁵⁾ Målt hvor det er relevant

Bilag I.2

Oversigt over stationer og omfang af undersøgelserne af bundlevende alger i vandløbene i LOOP-oplandene i 1991.

LOOP vandløb/ lokalitet	Prøvetagningsperiode	Substrat	Antal indsamlinger	Antal prøver pr. indsamling
1. Højvads Rende				
St.1	ult. marts - ult.sep.	fin. sedim.	9	16
St.2	ult. marts - ult.nov.	fin. sedim.	12	24-30
2. Oddebæk				
Farsøbroen	prim. april - ult.aug.	fin. sedim.	15	20
Sdr. Gislum	prim. april - ult.aug.	fin. sedim.	15	20
3. Hornstrup Bæk				
Rødekærvej	prim. april - prim.juli	fin. sedim.	7	29-35
Sortholmvej	ult. marts - prim.juli	sten	11	31-37
4. Lillebæk				
Fredskovvej	ult.marts - prim.sept.	sten	11	30
Topenden	ult.marts - prim.sept.	fin. sedim.	11	30
6. Bolbro Bæk	ult.marts - ult.sept.	fin sedim.	13	25

Bilag I.3

Oversigt over stationer og prøvetagning af semikvantitative faunaprøver i 1991.

LOOP vandløb/lokalitet	Prøvetagningstidspunkt	Antal prøvetagninger
1. Højvads Rende		
N.V. Bregneholt	jan. - dec.	10
Lille Rosning	jan. - dec.	11
2. Odderbæk		
Farsøbroen	jan. - dec.	12
Sdr. Gislum	jan. - dec.	12
3. Horndrupbæk		
Sortholmvej	marts, dec.	2
Rødekærvej	marts, dec.	2
V. Ballegård	dec.	1
4. Lillebæk		
Fredskovvej	jan. - dec.	12
6. Bolbro Bæk	jan. - dec.	12

Bilag I.4

Prøvetagningstidspunkt og resultat af de kvantitative el-befiskninger i 1991.

LOOP vandløb/lokalitet	Prøvetagnings-tidspunkt	Fangst
1. Højvads Rende	December	0
2. Odderbæk	-	-
3. Horndrup Bæk		
Sortholmvej	December	0,44 ørred/m ²
Rødekærvej	December	1,33 ørred/m ²
4. Lillebæk		
St. 1	December	0,01 ørred/m ²
St. 2	December	0,00 ørred/m ²
6. Bolbro Bæk	Juni, December	0,11-0,14 ørred/m ²

Bilag I.5

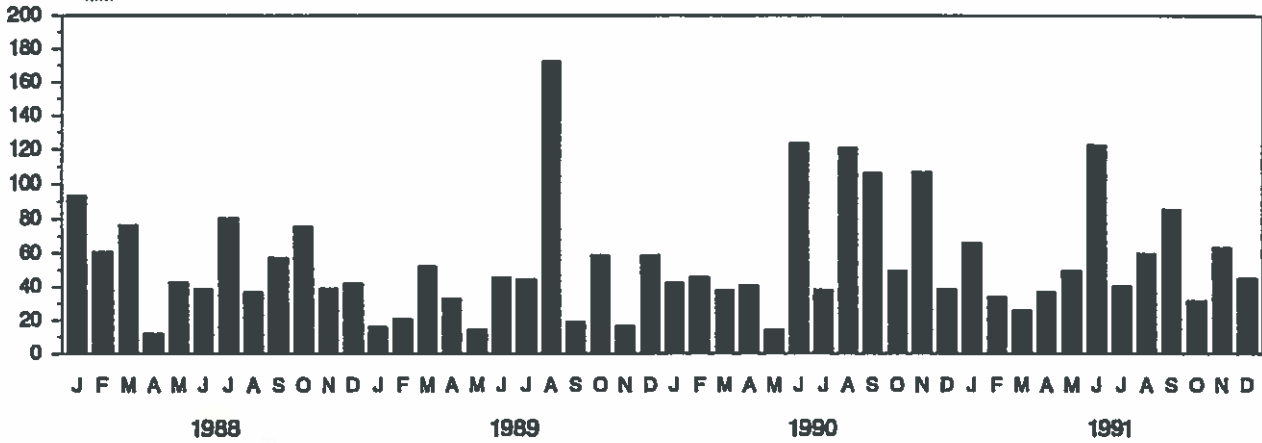
Omfanget af det kontinuerlige vandløbsovervågningsprogram for ilt, vandtemperatur og fotosynteseaktiv lysindstråling i 1991. Det manglende sammenfald mellem måleperiodens længde og antallet af døgnkurver skyldes enten apparatursvigt eller dårlig datakvalitet.

LOOP Vandløb/ lokalitet	Måleperiode i 1991	Antal døgnkurver
1. Højvads Rende		
St.1	ult. april - ult. juni	73
St.2	ult. april - ult. juni	66
2. Oddebæk		
Sdr. Gislum	ult. marts - prim. juli	75
Farsøbroen	ult. marts - prim. juli	50
3. Hornstrup Bæk		
Rødkærvej	prim. april - prim. juli	62
Sortholmvej	prim. april - prim. juli	85
4. Lillebæk		
Fredskovvej	prim. april - prim. juli	66
6. Bolbro Bæk	ult. marts - prim. juli	<u>101</u>
	Total	578

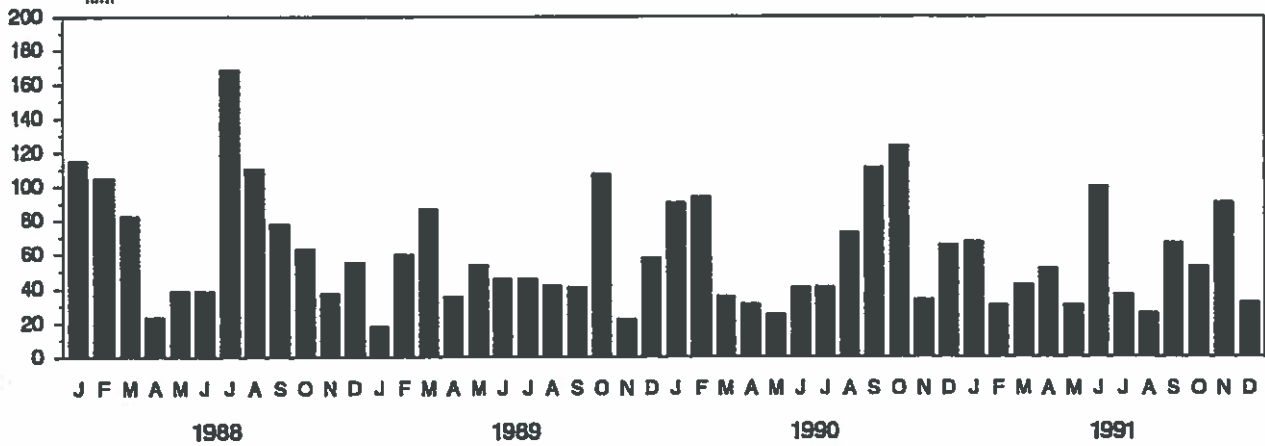
Bilag II.1

Månedsnedbør for LOOP 1 - LOOP 6 for perioden 1988 - 1991.

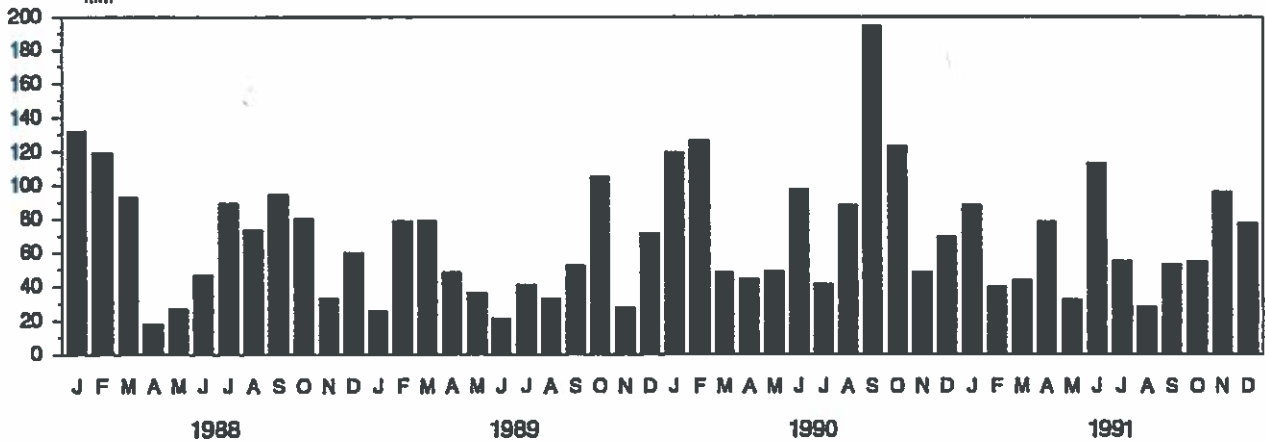
Månedsnedbør 1988-91 Højvads Rende, LOOP1
mm



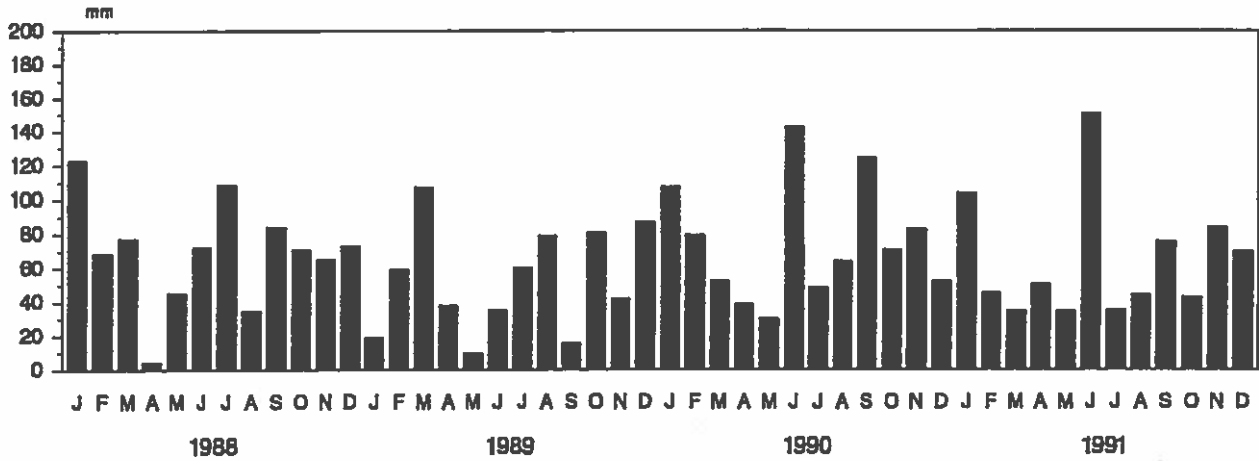
Månedsnedbør 1988-91 Odder Bæk, LOOP2
mm



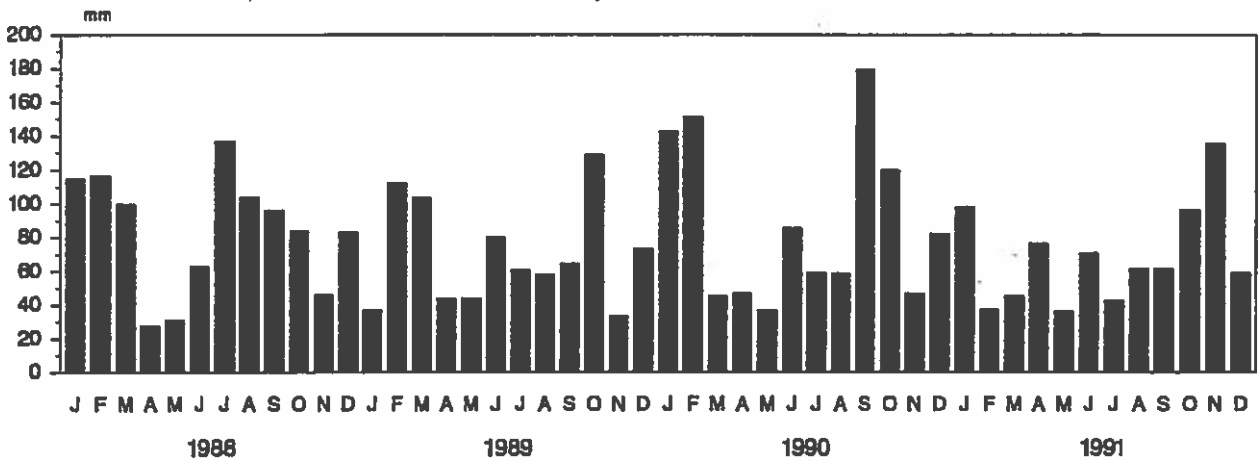
Månedsnedbør 1988-91 Horndrup Bæk, LOOP3
mm



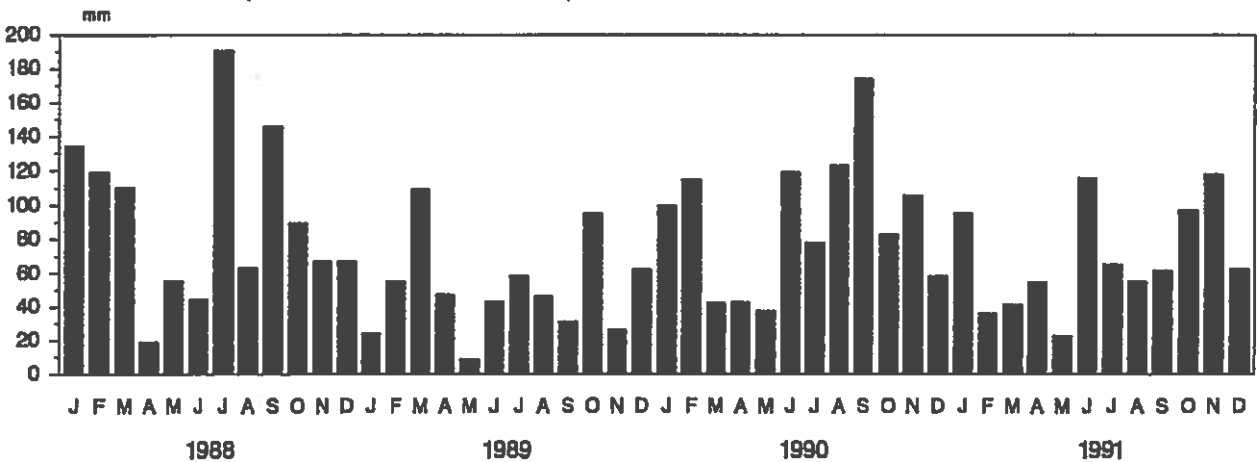
Månedsnedbør 1988-91 Lillebæk, LOOP4



Månedsnedbør 1988-91 Barslund Bæk, LOOP5



Månedsnedbør 1988-91 Bolbro Bæk, LOOP6



Bilag III.1

Ejendoms- og markoplysning for stationsmarkerne.

Ha = handelsgødning, Hu = husdyrgødning
F = forår, E = efterår, G = afgræsning

LOOP 1

St.	Jb. nr.	År	Brugs- type	DE/ha	Afgrøde	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m.afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
101	6	1988	plante		ærter/vi.hv.					-
		1989	-	0	vi.hv.	205		25		246
		1990	-	0	roer	128		38		134
		1991	-	0	vårbyg/vi.hv.	110		0		160
102	7	1988	plante		vi.hv./vi.hv.	183		22		-
		1989	-	0	vi.hv.	156		19		211
		1990	-	0	roer	120		38		104
		1991	-	0	vårbyg/vi.hv.	177		21		107
103	6	1988	plante		roer	140		27		-
		1989	-	0	vårbyg	160		50		92
		1990	-	0	vårbyg	66		0		106
		1991	-	0	vårbyg	118		14		104
104	6	1988	svin		roer	140	304 ^F	17	120	-
		1989	-	0.5	vårbyg/vi.hv.	101		12		144
		1990	-	0.2	vi.hv.	205	60 ^F	32	13	177
		1991	-	0.1	ærter/vi.hv.	0		0		206
105	6	1988	pl. ¹⁾		vårbyg	23		4		-
		1989	-	0	roer	116		22		116
		1990	-	0	roer/vi.hv.	100		30		105
		1991	-	0	vi.hv./vi.hv.	201		0		165
106	6	1988	plante		vi.hv.	208		25		-
		1989	-	0	roer	119		52		124
		1990	-	0	vi.hv./vi.hv.	196		33		227
		1991	-	0	vi.hv.	182		20		173

1) 1982-87 gødet med 30-40 t. staldgødning (kvæg)

LOOP 2

St.	Jb. nr.	År	Brugs-type	DE/- ha	Afgøde	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m. afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
201	4	1988	kvæg		vårbyg + udl.	82	173 ^E	0	30	-
		1989	-	2.0	vårbyg + udl.	107	140 ^E	0	24	246
		1990	-	1.9	roer	108	230 ^F	0	35	138
		1991	-	2.0	vårbyg/udl.	74	148 ^F 204 ^E 7 ^C	0	69	160
202	1	1988	kvæg		roer	82	28 ^B	0	35	-
		1989	-	2.0	roer	92	234 ^F	0	35	211
		1990	-	1.9	vårbyg + udl.	82	140 ^F 21 ^C	0	20	104
		1991	-	2.0	vårbyg + udl.	91	148 ^F 178 ^E 5 ^C	0	64	107
203	1	1988			vårbyg	135		20		-
		1989		1.1	vårbyg	84	165 ^B	14	20	92
		1990	kv+sv svin	1.0	vårbyg	74	165 ^F	0	20	106
		1991	-	1.0	vårraps/vi.hv	123	138 ^B	0	33	104
204	1	1988	kvæg		ærter		130 ^B	0	16	-
		1989	-	2.3	roer	55	150 ^F 104 ^B	0	72	144
		1990	-	2.3	vårbyg + udl.	90	194 ^B 41 ^E	0	43	177
		1991	-	2.2	kløvergræs	192	92 ^B 36 ^C	9	24	206
205	3	1988	kvæg		ærter/vi.hv.	14		16		-
		1989	-	1.6	vi.hv. + udl.	154	140 ^E	11	16	116
		1990	-	1.3	græs	402	220 ^F	8	26	105
		1991	-	1.3	roer	95	369 ^F	0	44	165
206	1	1988	kv+sv		vi.hv.	189		16		-
		1989	-	1.9	ærter/vi.hv.	12		36		135
		1990	-	1.7	vi.hv.	184		8		111
		1991	-	1.7	vårraps	122	118 ^F	0	17	64

LOOP 3

St.	Jb. nr.	År	Brugs-type	DE/ha	Afgøde	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m. afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
301		1988	kvæg		vi.byg + udl.	144		12		-
		1989	-	0.5	kløv.græs/vi.hv.	147	138 ^B	9	16	261
		1990	-	0.5	vi.hv./vi.byg	165	138 ^B		16	184
		1991	-	1.1	vi.byg + udl.	135	3 ^C			225
302	6	1988	kvæg		ærter/vi.hv.					-
		1989	-	1.1	vi.hv.	170				216
		1990	-	1.3	vårbyg + udl.	99				163
		1991	-	1.4	kløvergræs	216	113 ^F 59 ^C		10	299
303	6	1988	svin		vårbyg	119				-
		1989	-	0.6	vårraps/vi.hv.	168		42		110
		1990	-	0.5	vi.hv./vi.byg	188		22		134
		1991	-	0.5	vi.byg	168		30		135
304	7	1988	plante		vårbyg/vi.byg	89		10		-
		1989	-	0	vi.byg/vi.raps	164		31		150
		1990	-	0	vi.raps/vi.hv.	209		23		150
		1991	-	0	vi.hv.	179		32		157
305	6	1988	kv+sv.		havre		116 ^F		30	-
		1989	-	0.7	vårbyg+ært/vi.hv		116 ^F		30	45
		1990	-	1.0	vi.hv.		70 ^F		18	87
		1991	-	2.1	brak/fril.grise		88		24	0
306	6	1988			skov					
		1989								
		1990								
		1991								

LOOP 4

St.	Jb. nr.	År	Brugs-type	DE/ha	Afgroede	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m. afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
401	7	1988	plante		vårbyg	119		11		-
		1989	-	0	vårbyg	119		11		109
		1990	kvæg ¹⁾	2.9	roer	168		49		278
		1991	-	2.9	majs/grøn mark	165		37		186
402	6	1988	svin		vi.byg/vi.raps	172		21		-
		1989	-	0.5	vi.raps/vi.hv.	205		25		177
		1990	-	0.5	vi.hv.	175		21		177
		1991	-	0.7	vårbyg+udl(kløv)	108		17		95
403	6	1988	svin		vi.hv.	150	150 ^F	18	48	-
		1989	-	0.5	ært(kons)/vi.hv.		150 ^F	15	48	253
		1990	-	0.5	vi.hv.	160		8		207
		1991	-	0.7	vårbyg/vi.raps	101				82
404	6	1988	pl. ²⁾		vårbyg	115		15		-
		1989	-	0	vårbyg + udl.	99		20		134
		1990	-	0	vårraps/vi.hv.	164		29		105
		1991	-		vi.hv.	169		20		155
405	6	1988	kvæg	0.5	vi.hv.	140	212 ^B	36	39	-
		1989	-	0.5	roer	102		4		252
		1990	plante	0	vårbyg	107		25		154
		1991	-	0	ærter/vi.hv.	0		34		118
406	6	1988	kvæg		majs/grønmark	74	260 ^F		39	-
		1989	-	1.4	majs/grønmark	71	260 ^F	23	40	176
		1990	-	1.4	majs/grønmark	103	275 ^F	9	42	237
		1991	-	1.5	majs/grønmark	122	216 ^F	27	27	207

1) Ny forpagter fra 1990. Husdyrholdet ikke medregnet i gennemsnit for stationsmarkerne.

2) Kvægbrug indtil 1986

LOOP 5

St.	Jb. nr.	År	Brugs-type	DE/ha	Afgrøde	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m. afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
501	1	1988	kv.+sv		roer	144	252 ^F		64	-
		1989	-	0.6	ærter/vi.hv.		370 ^E		94	168
		1990	-	0.6	vi.hv.	137		26		124
		1991	-	0.6	kartofler	169	136 ^F		37	106
502	1	1988	kv.+sv		kløvergræs	198		22		-
		1989	-	0.6	kartofler	172		30		83
		1990	-	0.6	ærter/vi.rug					135
		1991	-	0.6	vi.rug	148		28		71
503	1	1988	kvæg		vårbyg	119		22		-
		1989	-	0.3	vårbyg	134		6		36
		1990	-	0.4	kartofler	119	123 ^E	29	30	46
		1991	-	0.8	vårbyg + udl.	160		15		32
504	1	1988	kvæg		helsæd	331		56		-
		1989	-	1.4	kartofler	212	74 ^E		1	102
		1990	-	1.4	roer	176	247 ^F		51	134
		1991	kv.+sv	1.6	helsæd+udl.	226	80 ^F	28	1	199
505	1	1988	kvæg		vårbyg	127				-
		1989	-	1.3	kartofler	213	40 ^F		9	58
		1990	-	1.2	ærter/vi.byg			22		67
		1991	kv.+sv	0	vi.byg	162		31		49
506	1	1988	plante		vårbyg	152				-
		1989	-	0	vårbyg + udl.	152				100
		1990	-	0	vårbyg + udl.	139		29		106
		1991	-	0	kartofler	208		40		140
507	1	1988	plante		vårbyg	117				-
		1989	-	0	vårbyg	117				82
		1990	-	0	vårbyg	146		26		49
		1991	-	0	vårbyg	172		14		48
508	1	1988	plante		korn	120				-
		1989	-	0	kartofler	184				49
		1990	-	0	vårbyg	149		27		69
		1991	-	0	vårbyg	141		27		53

LOOP 6

St.	Jb. nr.	År	Brugs-type	DE/ha	Afgrøde	N-tilf. (kg/ha)		P-tilf. (kg/ha)		N-fjernet m. afgr. (kg/ha)
						Ha	Hu	Ha	Hu	
601	1	1988	svin		vi.raps/vi.hv	165	177 ^E		45	-
		1989	-	3.3	vi.hv./vi.byg	160	38 ^F +85 ^B		52	138
		1990	-	3.3	vinterbyg	121	65 ^F		16	128
		1991	-	2.8	ærter/vi.hv.	0	86 ^F		34	141
602	5	1988	kv.+sv		roer	165	460 ^F		90	-
		1989	-	1.4	vårbyg + udl.	148		17		87
		1990	-	1.4	kløvergræs	178	25 ^C	21	2	224
		1991	-	1.2	vårbyg	90		8		137
603	1	1988	kv.+sv		vi.hv.	176		18		-
		1989	-	1.4	vårbyg + udl.	135		16		87
		1990	-	1.4	kløvergræs	209	115 ^C	25		264
		1991	-	1.2	kløvergræs	207	149 ^F +26 ^C	15	23	231
604	1	1988	kv.+sv		vårbyg + udl.	120	280 ^F	35	46	-
		1989	-	1.5	roer	174	55 ^F	34	13	134
		1990	-	1.5	vårbyg + udl.	95		0		156
		1991	-	1.3	vårbyg	81	49 ^F +77 ^B	0	19	97
605	1	1988	kvæg		vårbyg + udl.	*	*	*	*	-
		1989	-	1.8	kløvergræs	342	187 ^F	20	22	279
		1990	-	1.5	byg-helsæd	207	123 ^F		15	126
		1991	-	1.8	græs (slet)	283	368 ^F		47	252
606	1	1988	svin		roer	*	*	*	*	-
		1989	-	0.3	vårbyg	82		14		82
		1990	-	0.3	vårbyg	90		14		91
		1991	-	0.2	vårbyg	82	140 ^F	8	34	109
607	1	1988	kv.+sv		roer	102	81 ^F +470 ^B	30	140	-
		1989	-	1.2	vårbyg + udl.	44	112 ^F	4	30	110
		1990	-	1.1	græs	194	71 ^C	26	9	195
		1991	-	1.4	græs	184	80 ^F +49 ^C	19	24	182
608	1	1988	kvæg		rug	*	*	*	*	-
		1989	-	1.4	vårbyg + udl.	107		15		87
		1990	-	1.4	græs	135	74 ^C	12	9	168
		1991	-	1.5	græs/vi.hv.	110	274 ^C +77 ^B	6	47	196

* = ikke oplyst

Bilag III.2

Nedbør, afstrømning samt N ($\text{NO}_3+\text{NH}_4\text{-N}$) og P ($\text{PO}_4\text{-P}$) udvaskning fra rodzonen for 1989 - 1991.

Afstrømning beregnet ved henholdsvis EVACROP og DAISY modellerne. Udvasning angivet på grundlag af beregnet afstrømning og målte koncentrationer.

LOOP 1

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstrømning mm		N-udvaskning kgN/ha		P-udvaskning kgP/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
101	1988	659			234				
	1989	553			105		25		0.230
	1990	766			267		64		0.780
	1991	644			242		32		0.835
102	1988	659			189				
	1989	553			62		5.0		0.006
	1990	766			267		13		0.026
	1991	664			245		20		0.020
103	1988	659			247				
	1989	553			16		0.9		0.003
	1990	766			211		36		0.022
	1991	664			232		32		0.018
104	1988	659			233				
	1989	553			20		2.9		0.007
	1990	766			273		46		0.012
	1991	664			249		61		0.020
105	1988	659			211				
	1989	553			80		19		0.007
	1990	766			274		27		0.033
	1991	664			244		15		0.017
106	1988	659			192				
	1989	553			87		31		0.350
	1990	766			237		101		1.150
	1991	644			277		56		1.360

LOOP 2

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstømning mm		N-udvaskning kgN/ha		P-udvaskning kgP/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
201	1988	918		460	459				
	1989	619		130	154	66	71	0.010	0.013
	1990	765		290	278	89	92	0.029	0.028
	1991	628		229		43		0.015	
202	1988	918		483	532				
	1989	619		200	211	93	153	0.013	0.016
	1990	765		350	364	118	109	0.043	0.041
	1991	628		253		126		0.025	
203	1988	918		490	496				
	1989	619		190	207	104	109	0.019	0.021
	1990	765		380	344	230	210	0.049	0.042
	1191	628		279		154		0.018	
204	1988	918		507	484				
	1989	619		210	209	86	88	0.021	0.021
	1990	765		360	357	122	123	0.036	0.036
	1991	628		254		115		0.016	
205	1988	918		504	524				
	1989	619	70	170	222	44	54	0.018	0.022
	1990	765	160	400	369	59	54	0.066	0.067
	1991	628		301		138		0.015	
206	1988	918		456					
	1989	619		180		81		0.019	
	1990	765		370		103		0.037	
	1991	628		284		89		0.020	

LOOP 3

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstømning mm		N-udvaskning kgN/ha		P-udvaskning kgP/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
301	1988	869		390					
	1989	623		220		141		0.040	
	1990	1050		540		405		0.186	
	1991	762		346		145		0.247	
302	1988	869		440	431				
	1989	623		180	195	117	128	0.064	0.072
	1990	1050		550	527	275	253	0.105	0.084
	1991	762		378		120		0.057	
303	1988	869		440	410				
	1989	623		190	167	52	42	0.018	0.017
	1990	1050		540	549	140	143	0.048	0.051
	1991	762		386		40		0.063	
304	1988	869		440	414				
	1989	623		150	183	20	30	0.015	0.016
	1990	1050		580	554	162	151	0.072	0.071
	1991	762		374		93		0.030	
305	1988	869		450	411				
	1989	623		180	204	25	25	0.022	0.029
	1990	1050		550	535	71	71	0.037	0.035
	1991	762		537		51		0.053	

LOOP 4

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstømning mm		N-udvaskning kgN/ha		P-udvaskning kgP/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
401	1988	829			381				
	1989	634			216		19		0.064
	1990	897			424		35		0.260
	1991	772			379		29		0.101
402	1988	829			349				
	1989	634			211		26		0.023
	1990	897			375		31		0.130
	1991	772			339		33		0.020
403	1988	829			328				
	1989	634			188		57		0.023
	1990	897			354		105		0.130
	1991	772			342		39		0.020
404	1988	829			343				
	1989	634			173		32		0.019
	1990	897			340		60		0.100
	1991	772			323		50		0.019
405	1988	829			342				
	1989	634			192		26		0.014
	1990	897			355		51		0.110
	1991	772			353		79		0.026
406	1988	829			410				
	1989	634			196		36		0.029
	1990	897			382		92		0.120
	1991	772			362		95		0.035

LOOP 5

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstrømn. mm		N-udvaskning kg N/ha		P-udvaskning kgP/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
501	1988	1004		600					
	1989	841		450		(39)		(0.023)	
	1990	1056	90	700		89		0.032	
	1991	826	150	631		212		-	
502	1988	1004		580					
	1989	841	60	420		(45)		(0.017)	
	1990	1056	90	680		123		0.041	
	1991	826		531		192		-	
503	1988	1004		600	600		(41)		
	1989	841	75	420	420	(61)	163	(0.018)	(0.012)
	1990	1056	45	680	671	181		0.024	0.029
	1991	826		515		159		-	
504	1988	1004		610	603		(51)		
	1989	841		410	427	(65)	183	(0.228)	(0.161)
	1990	1056	95	690	699	245		0.075	0.93
	1991	826	325	726		331		-	
505	1988	1004		630					
	1989	841		420		(48)		(0.022)	
	1990	1056	88	680		128		0.044	
	1991	826	150	593		176		-	
506	1988	1004		610			(23)		
	1989	841		390		(29)	75	(0.061)	(0.070)
	1990	1056	80	660		86		0.077	0.077
	1991	826	120	580		125		-	
507	1988	1004		610	611		(27)		
	1989	841		430	634	(43)	67	(0.031)	(0.018)
	1990	1056	81	640	685	72		0.071	0.097
	1991	826	120	587		183		-	
508	1988	1004		610	604		(76)		
	1989	841	0	410	422	(96)	118	(0.013)	(0.010)
	1990	1056	0	630	602	138		0.032	0.029
	1991	826		514		71		-	

() udvaskning gælder for perioden juli - december 1989.

LOOP 6

St.	År	Ned- bør mm	Vand mm	Afstrømn. mm		N-udvaskning kg N/ha		P-udvaskning kg P/ha	
				Eva	Daisy	Eva	Daisy	Eva	Daisy
601	1988	1110		640	655				
	1989	608		210	243	(55)	104.6	(0.005)	0.004
	1990	1081		650	590	238	162.6	0.069	0.061
	1991	830		494		176		0.052	
602	1988	1110		650					
	1989	608		190		(5)		(0.003)	
	1990	1081		550		35		0.060	
	1991	830	25	500		84		0.061	
603	1988	1110		670					
	1989	608		250		(31)		(0.009)	
	1990	1081	30	620		48		0.066	
	1991	830	75	502		56		0.052	
604	1988	1110		680	718		14.9		
	1989	608		260	308	(68)	33.0	(0.009)	(0.004)
	1990	1081	30	630	618	184		0.063	(0.059)
	1991	830	30	498		299		0.048	
605	1988	1110		640					
	1989	608		210		(23)		(0.006)	
	1990	1081		590		155		0.075	
	1991	830		454		26		0.061	
606	1988	1110		660					
	1989	608		340		(26)		(0.015)	
	1990	1081		630		97		0.071	
	1991	830		500		49		0.050	
607	1988	1110		660					
	1989	608		220		(15)		(0.006)	
	1990	1081	70	650		155		0.068	
	1991	830	105	531		344		0.060	
608	1988	1110		630					
	1989	608		230		26			
	1990	1081	90	660		129		0.074	
	1991	830	120	545		129		0.054	

() udvaskning gælder perioden juli - dec. 1989.

Bilag III.3

Grundvandspejlinger m.u. terræn for 1991.

St.nr.	Gns.	Max.	Min.	Antal målinger
LOOP 1				
101	4,32	4,57	4,02	34
102	1,49	2,61	1,29	37
103	1,10	1,46	0,86	39
104	1,33	2,28	0,58	38
105	1,36	2,05	0,80	39
106	1,01	1,86	0,26	38
LOOP 3				
301	3,19	4,51	1,98	40
302	6,32	6,63	5,87	22
303	1,80	3,12	0,98	27
304	2,84	3,76	2,12	39
305	3,01	4,88	0,68	40
306	3,59	5,17	1,40	39
LOOP 4				
401	2,45	3,69	1,64	7
402	2,12	2,74	1,70	5
403	1,67	2,06	1,04	7
404	1,37	1,69	1,15	7
405	6,74	7,00	6,45	4
406	2,83	3,13	2,51	7
LOOP 5				
501	2,36	2,58	2,16	5
502	3,19	3,44	2,89	5
503	2,82	3,11	2,39	5
504	2,00	2,34	1,57	5
505	2,21	2,52	1,85	5
506	2,04	2,35	1,63	5
507	1,69	1,82	1,55	5
508	2,89	3,16	2,54	5
LOOP 6				
601	1,39	1,48	1,24	4
602	1,01	1,17	0,89	4
603	2,12	2,35	1,95	4
604	2,98	3,21	2,82	4
605	1,64	1,68	1,53	4
606	1,26	2,12	0,75	4
607	2,10	2,41	1,54	5
608	1,81	2,09	1,36	5

Bilag III.4

Næringsstofkoncentration i jordvand, angivet som årsmedian for henholdsvis 1989, 1990 og 1991

Jvst.	pH			NO ₃ -N mg/l			NH ₄ -N mg/l			PO ₄ -P mg/l		
	89	90	91	89	90	91	89	90	91	89	90	91
LOOP 1												
101	7.6	7.5	7.5	36.3	31.0	11.5	0.019	0.022	0.012	0.230	0.330	0.350
102	7.8	7.7	7.5	5.4	6.9	6.0	0.014	0.023	0.017	0.007	0.007	0.009
103	7.6	7.5	7.4	5.0	14.2	12.0	0.009	0.010	0.009	0.007	0.007	0.007
104	7.7	7.5	7.4	7.0	11.7	22.0	0.010	0.017	0.009	0.010	0.007	0.007
105	7.6	7.6	7.4	25.0	25.0	6.0	0.007	0.008	0.008	0.007	0.007	0.007
106	7.8	7.6	7.4	33.5	36.0	15.4	0.014	0.016	0.011	0.340	0.450	0.490
LOOP 2												
201	6.2	6.0	6.3	39.6	27.9	17.3	0.017	0.017	0.015	0.002	0.002	0.005
202	6.7	6.9	7.0	42.1	23.5	37.7	0.017	0.017	0.010	0.002	0.003	0.010
203	7.2	7.1	7.1	53.8	57.8	39.0	0.017	0.017	0.006	0.001	0.002	0.006
204	6.6	6.8	6.8	44.2	25.0	18.7	0.017	0.021	0.050	0.002	0.002	0.008
205	6.6	6.9	6.6	11.1	6.3	42.9	0.025	0.017	0.070	0.001	0.009	0.006
206	5.9	6.0	6.1	32.8	18.1	20.3	0.017	0.025	0.010	0.001	0.001	0.006
LOOP 3												
301	7.3	7.4	7.5	66.5	84.0	41.0	0.008	0.044	0.050	0.015	0.010	0.010
302	7.2	7.0	7.2	68.5	61.0	24.0	0.029	0.150	0.140	0.033	0.015	0.008
303	6.9	7.2	7.3	28.0	21.5	9.1	0.022	0.047	0.035	0.008	0.005	0.011
304	7.2	7.3	7.3	31.5	29.0	18.0	0.049	0.079	0.032	0.009	0.007	0.007
305	7.5	7.5	7.4	12.0	7.2	8.3	0.016	0.041	0.051	0.010	0.007	0.007
306	6.2	5.6	5.6	3.4	9.2	8.8	0.026	0.025	0.072	0.010	0.002	0.002
LOOP 4												
401	7.5	7.2	7.3	8.7	15.6	9.5	0.010	0.028	0.034	0.020	0.032	0.027
402	7.8	7.7	7.7	18.2	2.4	10.2	0.019	0.090	0.036	0.010	0.015	0.009
403	7.9	7.8	7.7	31.8	6.4	15.8	0.016	0.027	0.020	0.010	0.009	0.005
404	7.9	7.7	7.7	18.0	17.8	7.2	0.010	0.018	0.016	0.009	0.005	0.005
405	7.9	7.8	7.8	15.4	14.4	20.4	0.012	0.019	0.017	0.009	0.006	0.007
406	7.8	7.5	7.7	18.4	28.4	23.4	0.020	0.022	0.022	0.010	0.012	0.009
LOOP 5	*			*			*			*		
501	5.7	5.7	-	31.0	6.4	29.0	0.049	0.070	0.043	0.015	0.004	-
502	5.1	5.6	-	24.5	16.5	64.0	0.045	0.098	0.028	0.008	0.005	-
503	5.8	5.2	-	32.0	30.5	32.5	0.035	0.057	0.046	0.006	0.004	-
504	5.0	4.9	-	36.0	19.0	45.0	0.038	0.039	0.033	0.130	0.073	-
505	5.9	6.0	-	30.0	14.0	22.5	0.055	0.048	0.041	0.009	0.006	-
506	5.0	5.5	-	17.0	9.7	28.0	0.016	0.031	0.060	0.015	0.005	-
507	5.4	5.8	-	19.0	7.8	37.5	0.021	0.056	0.056	0.009	0.017	-
508	4.8	5.6	-	51.0	9.9	17.0	0.039	0.056	0.057	0.011	0.005	-
LOOP 6	*			*			*			*		
601	6.3	6.0	6.2	57.4	17.7	8.7	0.020	0.010	0.030	0.010	0.010	0.010
602	4.6	5.4	5.5	17.2	1.9	5.9	0.010	0.020	0.030	0.010	0.010	0.010
603	6.7	6.7	6.8	46.5	4.3	8.5	0.020	0.020	0.020	0.010	0.010	0.010
604	6.2	6.3	6.4	60.1	25.5	13.9	0.020	0.020	0.015	0.010	0.010	0.010
605	5.5	6.7	6.2	22.8	21.7	2.3	0.020	0.020	0.020	0.010	0.010	0.010
606	6.2	6.0	6.1	15.0	14.5	9.9	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
607	6.6	6.9	6.9	61.0	9.3	23.8	0.020	0.015	0.030	0.010	0.010	0.010
608	5.4	5.3	5.5	29.9	11.9	17.0	0.015	0.012	0.020	0.010	0.010	0.010

* måleperiode for loop 5 august-december 89
og for loop 6 juni-december 89.

Bilag III.5

Kemiske analyseparametre for jordvand (udvidet analyseserie) angivet som gennemsnitsværdier for 1991.

	Antal mål n	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Na mg/l	Fe mg/l	Cl mg/l	So ₄ mg/l	Tot.P mg/l	Alk. m mol/l	Ledn. m Sie/m
LOOP 1											
101	2-4	130.3	5.4	0.51	9.3	-	79	-	0.303	-	62
102		193.0	10.3	0.41	12.1	-	46	79	0.011	7.25	82
103		137.0	4.1	0.24	5.2	-	25	40	0.007	-	62
104		163.0	5.5	0.17	7.1	-	38	39	0.014	5.75	74
105		175.0	5.6	0.59	11.9	-	68	87	0.007	-	79
106		210.0	6.3	11.5	12.9	-	32	47	0.470	9.50	88
LOOP 2											
201	2-3	29.7	5.1	18.4	9.6	0.060	26	15	0.010	0.15	33
202		55.2	6.8	41.5	17.9	0.060	44	27	0.035	0.59	59
203		92.0	3.5	2.9	11.9	0.170	29	42	0.020	1.02	67
204		21.9	1.8	24.8	11.2	0.120	14	16	0.025	0.86	46
205		62.2	4.6	12.4	15.0	0.035	21	16	0.015	0.37	53
206		30.4	1.5	39.6	9.3	0.080	26	27	0.010	0.08	45
LOOP 3											
301	1-2	88.6	8.5	0.24	10.4	-	-	-	0.028	-	48
302		-	-	0.14	7.2	-	-	-	0.024	-	20
303		54.7	4.7	0.19	8.2	-	-	-	0.020	-	34
304		49.9	-	0.19	10.1	-	-	-	0.011	-	43
305		-	-	0.14	10.5	-	-	-	-	-	33
306		12.8	9.5	1.80	16.5	-	-	-	0.010	-	25
LOOP 4											
401	3	63.0	1.8	0.23	6.0	0.010	24	43	0.030	-	39
402		73.0	4.7	0.47	7.0	0.010	23	19	0.010	-	45
403		109.0	3.0	0.15	9.5	0.017	11	20	0.010	-	60
404		113.0	3.9	0.13	8.5	0.010	25	36	0.010	-	62
405		95.0	3.0	0.10	5.5	0.010	27	28	0.010	-	56
406		106.0	3.7	0.33	10.5	0.010	26	23	0.010	-	59
LOOP 5											
501	1-3	37.0	16.0	12.7	16.5	-	19	-	-	0.75	44
502		62.5	12.8	8.8	13.0	-	47	-	-	0.80	60
503		30.0	5.3	8.0	8.0	-	13	-	-	0.75	40
504		76.0	13.5	12.5	10.5	-	47	-	-	1.33	73
505		-	-	10.0	11.0	-	-	-	-	0.76	60
506		47.0	13.0	10.9	11.0	-	25	-	-	1.65	53
507		-	-	12.7	12.5	-	-	-	-	0.66	50
508		49.0	8.9	10.8	10.0	-	17	-	-	1.75	47
LOOP 6											
601	6	34.5	1.2	10.3	9.8	0.093	-	-	<0.010	0.21	23
602		33.7	2.1	3.2	8.1	0.082	-	-	<0.010	0.02	27
603		35.8	3.6	5.7	9.3	0.012	-	-	<0.013	0.75	29
604		52.7	5.2	19.0	14.4	0.012	-	-	0.030	0.41	38
605		20.5	3.3	2.2	8.8	0.440	-	-	0.013	0.49	19
606		35.0	3.5	3.9	10.0	0.038	-	-	<0.010	0.19	30
607		71.0	4.0	19.7	15.5	0.010	-	-	<0.010	0.93	54
608		51.2	2.7	12.3	21.3	0.088	-	-	<0.010	0.04	45

Bilag III.6

Næringsstofkoncentration i drænvand, angivet som årsmedian for henholdsvis 1989, 1990 og 1991.

Drst.	pH		NO ₃ -N		Total N		NH ₄ -N		PO ₄ -P		Total P		K		CoD		Ledn.		
	89	90	91	89	90	91	89	90	91	89	90	91	89	90	91	89	90	89	90
LOOP 1																			
101	-	6.3	6.8	-	-	-	-	0.018	0.012	-	0.064	0.042	-	0.070	0.041	-	-	-	-
102	7.2	7.1	7.2	8.2	19.5	5.4	-	0.005	0.006	0.015	0.020	0.019	0.016	0.025	0.020	-	-	-	-
103	7.7	7.3	7.3	5.1	15.0	9.0	5.3	0.005	0.005	0.012	0.012	0.011	0.015	0.012	0.012	0.39	5.0	5.0	65
104	7.5	7.3	7.4	9.7	14.0	14.3	-	0.005	0.005	0.010	0.012	0.011	0.015	0.014	0.012	-	-	-	-
105	7.8	7.4	7.2	16.5	22.5	12.3	15.5	0.005	0.009	0.014	0.017	0.013	0.015	0.021	0.015	0.51	8.0	19.0	131
106	7.5	7.4	7.5	20.5	16.6	12.5	21.5	0.005	0.005	0.180	0.240	0.200	0.190	0.250	0.200	5.3	8.0	8.0	90
LOOP 2																			
251	6.7	6.7	6.7	4.2	7.0	8.5	5.1	0.200	0.300	0.063	0.020	0.015	0.115	0.090	0.072	2.6	14.0	14.5	69
201	-	5.7	5.8	-	35.2	27.0	-	0.160	0.370	-	0.010	0.013	-	-	-	-	-	-	-
LOOP 3																			
301	7.6	7.3	7.2	10.0	27.5	14.0	-	0.005	0.036	0.063	0.067	0.070	0.070	0.072	0.070	-	-	-	-
301	7.8	7.6	7.3	17.0	16.0	2.4	-	0.006	0.003	0.046	0.053	0.068	0.055	0.060	0.069	-	-	-	-
303	6.9	6.7	6.7	15.0	18.0	14.0	-	0.006	0.003	0.016	0.016	0.019	0.021	0.020	0.019	-	-	-	-
304	7.0	7.1	7.0	7.9	11.0	11.0	-	0.016	0.004	0.021	0.022	0.019	0.029	0.030	0.023	-	-	-	-
305	7.4	7.0	7.2	13.0	11.0	8.3	-	0.007	0.004	0.019	0.021	0.019	0.027	0.026	0.026	-	-	-	-
351	7.3	7.1	7.0	12.0	13.0	8.8	-	0.023	0.019	0.031	0.024	0.022	0.041	0.031	0.032	-	-	-	-
352	7.4	7.2	7.2	10.0	10.0	8.3	-	0.003	0.004	0.024	0.030	0.025	0.029	0.038	0.032	-	-	-	-
353	7.3	7.2	7.2	13.0	12.0	10.0	12.0	0.004	0.004	0.071	0.071	0.072	0.083	0.079	0.078	2.0	13.5	14.0	43
LOOP 4																			
401	7.5	7.4	7.2	11.9	17.5	5.4	-	0.010	0.012	0.020	0.016	0.018	-	0.027	0.026	-	-	-	44
402	7.4	7.3	7.3	9.9	12.1	10.9	10.4	0.012	0.014	0.010	0.013	0.013	0.015	0.016	0.019	-	-	-	56
404	7.9	7.5	7.4	25.5	22.4	18.3	28.0	0.010	0.014	0.010	0.011	0.011	0.018	0.014	0.015	-	-	-	61
405	-	7.4	7.4	-	15.5	15.9	15.6	-	0.012	-	0.009	0.008	-	0.014	0.017	-	-	-	52
406	7.7	7.3	7.2	44.5	45.1	31.0	45.3	0.040	0.022	0.015	0.035	0.010	0.020	0.035	0.017	3.2	8.0	-	90



Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser *Direktion og Sekretariat*
Postboks 358 *Forsknings- og Udviklingssekretariat*
Frederiksborgvej 399 *Afd. for Forureningskilder og*
4000 Roskilde *Luftforurening*
 Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
 Afd. for Miljøkemi
 Afd. for Systemanalyse

Tlf. 46 30 12 00
Fax 46 30 11 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Ferskvandsøkologi*
Postboks 314 *Afd. for Terrestrisk Økologi*
Vejløvej 25
8600 Silkeborg

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 14 14.

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Flora- og Faunaøkologi*
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 15 14.

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.



